

R A P P O R T

Resipientgransking for nytt hovudavløpsreinseanlegg i Ørsta kommune



Rådgivende Biologer AS 1272



Rådgivende Biologer AS

RAPPORT TITTEL:

Resipientgransking for nytt hovudavløpsreinseanlegg i Ørsta kommune.

FORFATTARAR:

Erling Brekke, Mette Eilertsen og Bjarte Tveranger

OPPDRAKGJEVER:

Ørsta kommune, Anlegg, drift og vedlikehaldsavdelinga, Dalevegen 6, 6150 Ørsta

OPPDRAGET GITT:

august 2008

ARBEIDET UTFØRT:

okt 2008 – september 2009

RAPPORT DATO:

21. desember 2009

RAPPORT NR:

1272

ANTAL SIDER:

90

ISBN NR:

ISBN 978-82-7658-728-9

EMNEORD:

- Utslepp - Miljøtilstand - Resipientgransking - Ørsta kommune	- Marin kartlegging - Miljøgifter
---	--------------------------------------

RÅDGIVENDE BIOLOGER AS
Bredsgården, Bryggen, N-5003 Bergen
Foretaksnr 843667082-mva

Internett : www.radgivende-biologer.no E-post: post@radgivende-biologer.no
Telefon: 55 31 02 78 Telefaks: 55 31 62 75

FØREORD

Rådgivende Biologer AS har fra Ørsta kommune, avdeling Anlegg, drift og vedlikehald, fått i oppdrag å gjennomføre ei resipientgransking av Ørstafjorden i samband med etablering av nytt hovudutslepp for Ørsta sentrum. Den nye avløpsleidningen er nyleg lagt ut med eit utslepp på ca 31 m djup eit stykke nord for elvemunningen i Ørsta sentrum, og leidningen vart teken i bruk i slutten av januar 2009. Det nye hovudavløpsreinseanlegget skal motta det meste av sanitært avløpsvatn og prosessvatn fra Ørsta sentrum, og utsleppet vil overstige 10 000 pe. Dette utløyser såleis i utgongspunktet eit krav om sekundærreinsing. Det kommunale anlegget har ei tilknyting på ca 7000 pe, medan Tine Vest Ørsta Meieri har eit utslepp på ca 7500 pe. Resipienten mottek tilførslar frå ca 15 000 pe, som periodevis kan komme opp i 20 000 pe. Føremålet med granskinga er å dokumentere om resipienten ikkje vil ha skadeverknader med ei forventa tilknyting på 15 - 20 000 pe, slik at det kan søkjast om å oppretthalde primærreinsing.

Det er gjennomført granskingar ut frå metodikk som skildra i kapittel 4.3 i SFT-veileder TA1890/2005. Det nye hovudavløpet er nyleg etablert, men siden det gamle utsleppet og meieriet sitt utslepp ligg like i nærleiken, vil denne granskinga i praksis også fungere som ei tilstandskartlegging av effekten av eksisterande utslepp på resipienten.

Rådgivende Biologer AS ønskjer å takke alle som har bidrige til denne omfattande rapporten. Analyser av vassprøver og sediment er i hovudsak gjennomført av det akkrediterte laboratoriet Chemlab Services AS i Bergen (no Eurofins Norsk Miljøanalyse avd Bergen), medan analyser av biota er utført av det akkrediterte laboratoriet Eurofins Norsk Miljøanalyse AS. Christine Johnsen m.fl. har sortert botnfaunaprøvene, og Øystein Stokland har artsbestemt dyra. Michael Schulz frå Profunda AS og Svein Steinnes blir takka for leige av båt og velviljig bistand i samband med feltarbeidet.

Rådgivende Biologer AS takkar Ørsta kommune, avdeling Anlegg, drift og vedlikehald, ved Malvin Fremmerlid og Ole Idar Fiksdal, for oppdraget.

Bergen, 21. desember 2009

INNHOLD

Føreord.....	2
Innhald	2
Samandrag	3
Innleiing.....	6
Om kommunalt avløpsvatn	8
Marin flora og fauna.....	10
Områdeskildring.....	14
Modellering og spreiling av avløpet.....	16
Metode og datagrunnlag	18
Resultat	28
Sjiktning og hydrografi	28
Vasskvalitet	32
Sedimentkvalitet.....	38
Blaubotnfauna	43
Miljøgifter i organismar	47
Utvila MOM B-gransking ved hovudavløpet.....	49
Marin kartlegging	58
Vurdering av tilstand	66
Referansar	79
Vedleggstabellar.....	84

SAMANDRAG

Brekke, E., M. Eilertsen & B. Tveranger 2009.

Resipientgransking for nytt hovudavløpsreinseanlegg i Ørsta kommune

Rådgivende Biologer AS, rapport 1272, 90 sider. ISBN 978-82-7658-728-9

Rådgivende Biologer AS har på oppdrag frå Ørsta kommune, avdeling Anlegg, drift og vedlikehald, gjennomført ei recipientgransking av Ørstafjorden i samband med etablering av nytt hovedutslepp for Ørsta sentrum. Granskinga er gjennomført etter forureningsforskriftas § 14-8, dvs for å eventuelt dokumentere at avløpet med ei primærreinsing ikkje vil ha skadeverknader på miljøet. Det er gjennomført granskingsar ut frå metodikk som går fram av kapittel 4.3 i SFT-veileder TA1890/2005. Arbeidet er utført i samsvar med NS 9410:2007, NS-EN ISO 5667-19, NS-EN ISO 16665, NS-EN ISO 19493:2007 samt at vurdering er utført i samsvar med SFTs klassifisering av miljøkvalitet (SFT 1993; 1997; 2007).

Eksisterande utslepp av kommunalt avløpsvatn til Ørstafjorden har truleg hatt relativt liten betydning for den totale situasjonen i fjorden. Situasjonen for næringssalt i Ørstafjorden er meget god (**tabell 1**), og Ørstafjorden kan reknast som ein næringsfattig fjord. Det er også gode til meget gode forhold for planktonalgar målt som klorofyll a, samt for partiklar og siktetdjup i fjorden. Ophaldstida for vasslaget over terskeldjupet på ca 24 meter er berekna til ca 5 døgn for Ørstafjorden. Det betyr at vassutskiftinga i dei øvre vasslagene er svært god, slik at tilførsler av næringssalt m.m. raskt vil bli fortynna utover i fjordsystemet og ikkje utgjere noko problem.

Oksygenmangel utgjer det potensielt største problemet for recipienten Ørstafjorden. Det vart målt svært låge konsentrasjonar av oksygen i djupvatnet hausten 2008, med ned mot 4 % metning (**tabell 1**). Dette varte fram til sommaren 2009, då det var ei fullstendig fornying av bassengvatnet i Ørstafjorden. Tidlegare granskingsar av oksygen i djupvatnet har vist at det kan gå fleire år mellom kvar gong djupvatnet blir utskifta, noko som medfører periodar med redusert oksygennivå. Lengste registrerte periode utan fornying er på ca tre år, og modellberekingar tilseier ei maksimal opphaldstid for botnvatnet på ca 41 månader (knappe 3,5 år) før utskifting. Modellberekingar viser vidare at tida det vil ta å få oksygenfritt botnvatn er ca 50 månader ut frå eit teoretisk oksygenforbruk på 0,12 ml/l/mnd i bassengvatnet, medan eit tidlegare målt oksygenforbruk på 0,14 ml/l/mnd vil medføre oksygenfritt botnvatn etter ca 43 månader. Ingen av desse tilfellene tilseier at ein vil få oksygenfritt botnvatn i Ørstafjorden. Dei viktigaste kjeldene for oksygenforbrukande stoff til djupvassbassenget i Ørstafjorden er eigenproduksjon frå algar m.m. og tilførslar frå Ørsta elva og andre elvar. Det totale utsleppet av avløpsvatn utgjer mindre enn 15 % av dei organiske tilførslene til fjorden.

Tilstanden for botnfaunaen i Ørstafjorden var ”mindre god” (tilstandsklasse III) i det djupaste av fjorden og ”god” (tilstandsklasse II) på dei to grunnaste stasjonane (**tabell 1**). Den mindre gode tilstanden skuldast i hovudsak därlege oksygentilhøve i djupvatnet, og til dels store tilførslar av organisk materiale frå Ørsta elva. Ut i frå kor lite oksygen det var i djupvatnet (tilstand V = ”meget dårlig”) er dette overraskande gode resultat. Det kan tyde på at botndyra over tid har vorte tilpassa lågt oksygennivå. Det organiske innhaldet i sedimentet var moderat til høgt, men klassifiseringa av organisk innhald i sedimentet er ikkje tilpassa denne type fjordsystem, og me har valt å ikkje leggje vekt på denne.

Innhaldet av tungmetall og organiske miljøgifter i sedimentet var jamt over lågt, og låg for det meste innanfor tilstandsklasse I = ”bakgrunn” og II = ”god” (**tabell 1**). Unntaket var eit moderat høgt innhald av TBT i sedimentet i indre delar av Ørstafjorden, der sannsynleg kjelde er småbåthamna og båttrafikk generelt. Det var også noko høgt innhald av kopar på ein stasjon, og for eit par av enkeltkomponentane innan PAH (tjørestoff) i det meste av fjorden. Opphavet til desse stoffa er usikkert, men har truleg lite med det kommunale avløpet å gjøre. For miljøgifter i organismar var det også låge konsentrasjonar, bortsett frå krom i blåskjel, der det var markert forureina (tilstandsklasse III) på stasjon 5 ved Sætre, medan dei to andre stasjonane var moderat forureina (tilstandsklasse II). Det vart derimot ikkje påvist

krom over deteksjonsgrensa i grisetanga på nokon av stasjonane, noko som gjer betydninga av konsentrasjonane i blåskjel noko meir uviss.

Den marine kartlegginga avdekkja store førekommstar av den prioriterte naturtypen ålegras sublitoralt i Ørstafjorden. Det vart og registrert små førekommstar av den prioriterte naturtypen tareskog, i form av sukkertare ved Sætre. Alge- og dyresamfunnet ved Notaplassen og Osestranda var sunt og friskt, med høgt artsmangfald i høve til substrat og ferskvasspåverknad. På stasjonen ved Sætre var det sublitorale algesamfunnet i motsetnad til dei øvrige stasjonane, noko overgrodd av trådforma makroalgar, mikroalgar og organisk materiale. Men sjølv med noko ”nedslamming” var det stor diversitet med mange ulike algar. Raudlisteartane sukkertare (kategori ”nær trua” (NT)) og *Ceramium deslongchampsii* (kategorien ”sterkt trua” (EN)) vart registrert ved Sætre, sistnemnde som enkeltfunn.

Ørstafjorden utgjer i høve til ”fjordkatalogen” eit eige, terskla fjordavsnitt, som i utløpet mellom Rjåneset via Raudøya til Steinnes grensar til fjordavsnittet Rovdefjorden. Vassførekomensten er av typen *CNo6 = oksygenfattig fjord*, og er elles noko ferskvasspåverka (polyhalin). Den undersøkte delen av Ørstafjorden hadde i 2008/2009 ”**god økologisk status**” (**tabell 1**). Dette baserer seg på for det meste lågt innhald av miljøgifter i sedimentet, god tilstand for botnfaunaen ut frå *forventa naturtilstand* (kan avvike frå SFT-klassifiseringa), lite miljøgifter i organismar og lite næringssalt og algar i fjorden. Det som skil Ørstafjorden frå å oppnå ”høg økologisk status” er mellom anna noko høge konsentrasjonar av einskilde miljøgifter, som TBT, PAH, kopar og krom.

Tabell 1. Oppsummering av SFT-klassifisering av miljøtilstand for kvar av dei undersøkte stadane (sjå kart side 19 og 20) og alle dei undersøkte elementa i 2008 og 2009. For miljøtilstand er det nytta femdelt skala med fargekodar som går frå beste tilstand I (blå) til dårligaste tilstand V (raud), sjå SFT (1997 og 2007) for nærmere detaljar om grensene. Miljøstatus for alle elementa er summert til ”økologisk status” (jf. side 13). Ved fastsettjing av økologisk status er det innbakt omsyn til naturtilstanden også for dei biologiske tilhøva, slik at det ikkje vil vere ei direkte kopling mellom SFTs tilstandsklassifisering og EUs statusklassifisering (sjå teksten).

Element	Ørstafjorden					ref.
	avløp	RB1	RB2	H6	H4	
Siktedjup (sommar)	I	-	-	I	I	I
Turbiditet	I	-	-	I	I	I
Klorofyll a (sommar)	I	-	-	II	I	II
Fosfor*	I	-	-	I	I	I
Nitrogen*	I	-	-	I	I	I
<i>E. coli</i> *	II	-	-	I-II	I	I
Vasskvalitet	I	-	-	I	I	I
Oksygen**	I	I-II	I-V	I-V	I-V	I
Botnfauna i resipient***	(III/IV)	II	II	III	III	
TOC i sediment	IV/V	V	V	V	V	
Sedimentkvalitet	III	II	II	III	III	
Tungetaller i sediment	-	I-II	I	II-III	II	
PAH i sediment	-	II	II	II	II	
PCB i sediment	-	I	I	I	I	
TBT i sediment	-	III	III	III	II	
Miljøgifter i sediment	-	II	II	II	II	
Miljøgifter i tang****	I	-	I	I	-	
Miljøgifter i skjell****	I	-	I	I-II	-	
Økologisk status	God økologisk status					

* Gjeld overflatevassprøver.

** Innhaldet av oksygen i djupvatnet varierer med tidspunktet for prøvetaking.

*** Tilstand ved avløp gjeld før og etter påkopling av ny avløpsleidning.

**** Prøvene vart tekne på nærliggjande lokalitetar langs land (sjå figur side 25).

Nærsona til utsleppet frå det kommunale reinseanleggget på Vikeøyrane strekkjer seg truleg noko meir enn 60 meter frå avløpet, men ikkje så mykje som 110 meter. Dette baserer seg i stor grad på samansetjinga av botnfaunaen, som 6 månader etter igangsetjing av leidningen var tydeleg påverka i ein avstand på 2, 15 og 30 meter, og noko påverka 55 meter frå avløpet, men ikkje så langt som 110 meter frå. Rundt utslepp av kommunalt avløpsvatn vil det vanlegvis vere eit område som tydeleg er forureina, anten som nedslamming, forureina sediment, skada botnfauna eller dårleg vasskvalitet. Dette området blir kalla nærscona, og her er det vanleg å akseptere ei viss forureining (Molvær m.fl. 2005). Utstrekninga av nærscona er om lag som ein kunne forvente med utslepp av ein slik storleik i denne type resipient. Dersom Tine Vest Ørsta Meieri med sine ca 7500 pe koplar seg på same leidningen vil dette truleg føre til noko auke i området på botnen som er påverka. Til gjengjeld vil dagens avløp frå meieriet, som går ut i elveosen, bli sanert vekk, med dei positive verknader det har for botnen der. Utstrekninga av nærscona er om lag som ein kunne forvente med utslepp av ein slik storleik i denne type resipient med moderate til dårlege straumtilhøve inst i ein fjordarm.

Det eksisterande utsleppet frå ca 15 000 pe vil teoretisk maksimalt ha utgjort eit auka oksygenforbruk i djupvatnet med 0,02 ml/l/mnd. Forutsetninga for dette talet er at alt organisk innhald i avløpsvatnet vil ha påverka resipienten i djupbassenget under terskelnivå. Dette er lite sannsynleg, sidan noko vil sedimentere og bli omsett over terskelnivå og noko av det løyste og mest finpartikulære stoffet vil bli innblanda i tidevatnet og transportert ut av fjordsystemet. Berre det organiske materialet som sedimenterer og blir omsett i bassengvatnet under terskelnivå vil påverke oksygeninnhaldet i djupvatnet. Den teoretisk maksimale effekten av 15 000 pe vil tilseie ein auke i oksygenforbruket tilsvarande maksimalt ca 6-7 månader, men i praksis utgjer dette truleg ikkje meir enn 2-4 månader i høve til ein naturtilstand utan busetnad ved Ørstafjorden.

Det eksisterande primærreinseanlegget reduserer tilførslene til fjorden av organisk stoff målt som BOF₅ med berre ca 1-2 %, men ei oppgradering av eksisterande reinseanlegg med nye bandsilar vil kunne auke uttaket av partiklar noko og tilsvarande redusere utsleppsmengda av BOF₅. Dette vil truleg utgjere nokre dagar eller veker i høve til oksygenforbruket i djupvatnet. Dersom ein innfører sekundærreinsing på avløpet (reinsegrad 70 % av BOF₅) betyr det at ein truleg vil kunne forlenge tida det tek før ein får oksygenfrie tilhøve i botnvatnet med ca 2 - 2,5 månader, frå ei lågaste berekning på ca 43 månader til vel 45 månader. Det er berekna at det vil ta maksimalt ca 41 månader mellom kvar fornying av botnvatnet.

Effekten av ein eventuell framtidig auke i utslepp frå dagens ca 15 000 pe til ca 20 000 pe for Ørstafjorden vil utgjere teoretisk maksimalt ca 2 – 2,3 månader kortare tid til oksygenfritt botnvatn enn i dag, dersom ein førutset at alt ekstra organisk materiale påverkar djupvatnet. Dersom så mykje som halvparten av utsleppet påverkar djupvatnet vil det utgjere ca 1 – 1,2 månader. Med oppgradering av eksisterande primærreinseanlegg vil tida til oksygenfritt botnvatn bli redusert med om lag ein månad i høve til i dag, dvs til ca 42 månader. Med innføring av sekundærreinsing tilsvarande 70 % av BOF₅ vil gevinsten truleg utgjere rundt 3 – 4 veker i høve til primærreinsing.

Verken ved sekundærreinsing eller primærreinsing vil det teoretisk oppstå oksygenfrie tilhøve i djupvatnet med eit utslepp på 15 000 eller 20 000 pe, og det er såleis lite sannsynleg at dagens eller planlagde framtidige utslepp påverkar resipienten i ein slik grad at det er til vesentleg skade for resipienten. Oksygeninnhaldet i djupvatnet bør likevel overvåkast ein til to gonger i året framover for å få betre kunnskap om oksygenforbruket og dynamikken i djupvatnet. Truleg vil ein ha episodar med svært lågt oksygeninnhald i djupvatnet 1 – 2, kanskje 3, gonger i tiåret.

INNLEIING

Avløpsdirektivets reinsekrav er avhengig av storleiken på tettstaden og typen resipient. Hovudregelen er eit krav om sekundærreinsing (reinsing av organisk stoff) på kommunalt avløpsvatn dersom tettstaden har ei samla belastning på mellom 10 000 og 150 000 pe ved utslepp til sjø. Ørsta kommune har i SSB sin database tettstaden Ørsta sentrum, med om lag 6500 innbyggjarar, og for heile kommunen er det vel 10 400 innbyggjarar.

Vikeøyra reinseanlegg mottek avløpsvatn frå store delar av Ørsta sentrum og nokre omkringliggjande bygder, tilsaman ca 6400 personar, og dimensjonerande kapasitet er ca 7000 pe. Det meste av sanitært avløpsvatn og prosessvatn frå Ørsta sentrum er samla i eit nyt hovudutslepp til sjø, som vart teke i bruk i slutten av januar 2009. I tillegg er det opna for at forbehandla prosessvatn frå Tine Vest Ørsta Meieri (ca 7500 pe) som i dag har utslepp i elvemunningen, på nærmere vilkår skal overførast til den kommunale leidningen etter reinseanlegget, noko som i så fall vil gje ei tilknyting på ca 14 500 pe. Total belastning på Ørstafjorden er om lag 15 000 pe som vekjenomsnitt. Ein tek høgde for at belastninga til reinseanlegget etterkvart vil kunne komme opp i 20 000 pe.

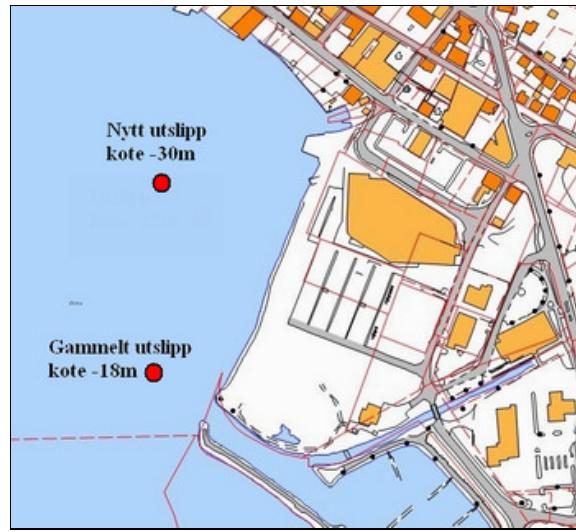
Fylkesmannen kan imidlertid gje løyve til mindre omfattande reinsing enn sekundærreinsing dersom følgjande punkt vert tilfredsstilt (jf. SFTs TA 1890/2005 (Molvær m. fl. 2005)):

- a) utsleppa ligg på kyststrekninga Lindesnes – Grense Jakobselv
- b) utsleppa har minst gjennomgått primærreinsing
- c) anleggseigar kan gjennom grundige granskningar vise både at utsleppa ikkje har skadeverknader på miljøet og at resipienten kan klassifiserast som mindre følsam
- d) anleggseigar kan sannsynleggjere at utsleppa ikkje påverkar elvemunningsområde

For det kommunale utsleppet til Ørsta er punkt b) oppfyllt, ved at avløpsvatnet vert reinsa via et silanlegg etablert i 1992 (Rotosieve med spalteåpning 1 mm). Punkt c) vert omhandla i denne rapporten, medan det for punkt d) tidlegare er utarbeida dokumentasjon og gjennomført tiltak, som skissert nedanfor.

Utsleppet låg tidlegare like nord for elveosen, og påverka truleg denne (**figur 1**). Det vart difor beslutta å flytte avløpet lengre nord, slik at det ikkje lenger skulle vere i konflikt med elveosen. Grensa for elveosen har vore foreslått bestemt ved at 1) gjennomsnittet av saltinnhaldet frå overflate til botn må vere høgare enn 95 % av basis saltinnhald på staden, og/eller 2) avløpsvatnet skal ikkje kome i kontakt med brakkvasslaget (Molvær m. fl. 2005). Ut frå denne definisjonen har Møreforsking gjennomført straummålingar og salinitetsmålingar og konkludert med at avløpsvatnet frå eit tenkt utsleppspunkt ca 120 meter nord for det gamle utsleppet truleg ikkje ville kome i kontakt med elveosen dersom det vart lagt på minst 30 m djup (Woll & Rønneberg 2004).

Det er no lagt ut ny leidning, og i følgje planen skulle det nye avløpet ligge ca 180 m nord for det gamle avløpet (jf. **figur 1**). Den planlagde posisjonen til enden på leidningen var oppgjeve i forkant av granskninga, men det hadde ikkje vorte innmålt nøyaktig posisjon der avløpet faktisk vart liggjande. For grabbinga 15. oktober 2008 var det viktig å ha korrekt posisjon, og det vart køyrt ein del med ekkolodd i området der utsleppet skulle vere. Leidningen gav eit lite utslag, og etter å ha følgd leidningen og kryssa i området fann ein at utsleppet truleg låg ca 35 meter lenger nord enn oppgitt, på ca 31 m djup. Posisjonen til avløpet vart ved hjelp av ekkoloddinga bestemt til ca **62° 12,011' N og 6° 07,206' Ø** (WGS 84). Fleire av resultata (m.a. vassprøvetakinga) tyder på at denne posisjonen er ganske korrekt. Det er såleis ikkje truleg at utsleppet vil kunne påverke elveosen.



Figur 1. Omrentleg plassering av gammalt og planlagt nytt hovudutslepp utanfor Ørsta sentrum like nord for elveosen (ifølgje kart fra Rektangel AS).

Det bør nemnast at kriteriet om at utsleppet ikke skal påverke elvemunningsområdet i utgangspunktet er berekna på store, grunne elvedelta i Europa, og har liten relevans for norske forhold. I praksis vil dei aller fleste elvar i Noreg pr. definisjon slutte der fjorden byrjar, utan overgangssoner.

Forureiningsforskriftas kapittel 14 gjeld for avløp over 10 000 pe, og der gjeld prinsippet om at det er krav om "sekundærreinsing", men det er opna for to mogelegeheter til å unngå denne og kunne oppretthalde kun "primærreinsing":

- 1) Oppdeling av tettstadar dersom avløp går til fråskilde resipientar (jfr. forskriftas §11-3k).
- 2) Dokumentere at avløpet ikke har skadeverknader på miljøet (jfr. § 14-8 & direktivets art. 6)

Alt avløp frå Ørsta sentrum går til Ørstafjorden, som er ein einskild recipient. Denne granskninga er difor gjennomført etter forskriftas § 14-8, dvs å eventuelt dokumentere at avløpet ikke har skadeverknader på miljøet. Dokumentasjonen som er utarbeida skal så langt det er mogeleg gje klåre svar på dette, og den skal tilfredsstille krava i SFTs TA 1890/2005, kapittel 4.3 (Molvær m. fl. 2005). Nytt reinseanlegg på hovudutsleppet skal vere klart til drift i løpet av 2010. Det skal gjevast ei anbefaling om reinsekrav for det nye hovudavløpet.

Det er ikkje mogeleg å fysisk dokumentere at eit framtidig utslepp ikke har skadeverknader på miljøet (jfr. § 14-8 & direktivets art. 6) dersom ein vel primærreinsing. Slike vurderingar blir vanlegvis gjort i ettertid på avløp der ein allereie har primærreinsing. Ved diskusjon omkring eitt framtidig nytt stort avløp, må ein difor både ta utgangspunkt i dei erfaringar ein har frå miljøverknader frå slike avløp, samt nytte resultata frå føreliggjande granskning for å antyde recipientkapasitet og recipienten si sannsynlege tåleevne.

Recipientgranskinger på denne type avløp vil erfaringsmessig ha avgrensa verknad heilt lokalt, og generelt ikkje ha påviselege skadeverknader utover nærsoma. Det er vanleg å finne at vasskvaliteten i liten grad er påverka av utsleppa bortsett frå at vatnet naturleg nok i vassøyla like rundt utsleppa vil vere noko påverka med eit forhøga nivå av næringsstoff og eventuelt tarmbakteriar.

Den nye avløpsleidningen vart teken i bruk i månadsskiftet januar/februar 2009. Recipientgranskninga vart utført med ulike element frå hausten 2008 til hausten 2009, og det vart såleis gjort granskinger i nærområdet til det nye utsleppet både før og etter det vart teke i bruk. Dette vil kunne gje informasjon om verknaden av utsleppet heilt lokalt rundt avløpet, men i mindre grad for recipienten som heilskap, då denne i større grad er følsam for eventuelle langtidsendringar.

OM KOMMUNALT AVLØPSVATN

Kommunalt avløpsvatn inneholder ei rekke stoff som medfører mogelegheit for forureining og dermed mogeleg skadeverknad på økosystemet. Tilførslar av gjødselstoffa nitrogen og fosfor kan gi auka vekst av planterplankton og algar. Tilførslar av organisk materiale kan gi auka begroing, auka oksygenforbruk i stagnerande vassmassar og også endra samansetjing av blautbotnsfaunaen. Tilførslar av miljøgifter kan gi kroniske eller akutte giftverknader på økosistema, og også kosthaldsråd og omsetjingsforbod for marine organismar nyttar som føde for folk og dyr. Tilførslar av tarmbakteriar og andre smittestoff kan medføre brukarkonflikter ved blant anna badeplassar. Tilførslar av partikulært materiale kan medføre nedslamming av botn og strender, noko som kan vere både estetisk skjemmande, men også medføre skadar på flora og fauna i området. Alle desse effektane vil vere avhengige av storleiken på utsleppet, plasseringa det har i resipienten og ikkje minst tolegrensa til resipienten.

Eit kloakkutslepp til ein sjøresipient vil vanlegvis bli spreidd svært effektivt, avhengig av straumtilhøva ved utsleppspunktet. Berre dei største partiklane vil sedimentere lokalt ved sjølve utsleppet, medan dei mindre partiklane vil sedimentere ut etterkvart der det er meir "sedimenterande tilhøve" ettersom vasshastigheita avtek. Det er difor ein vanlegvis tek prøver av sedimentet ved det djupaste i ein resipient, fordi meir stoff vil vere sedimentert her også over lengre tid.

Alt organisk materiale som vert tilført eit sjøområde, anten frå dei omkringliggjande landområda, frå det dagleg innstrøyande tidevatnet, eller frå sjøområdet sin eigen produksjon av algar og dyr i vassmassane, bidreg til ein sedimentasjon av dødt organisk materiale som legg seg på botnen. Dette er ein naturleg prosess, som kan auke i omfang dersom store mengder organisk materiale vert tilført. Viktige kjelder kan vere kloakk eller til dømes spillfør og fekalier frå fiskeoppdrettsanlegg. Store eksterne tilførslar av organisk nedbrytbart materiale til djuvatnet i sjøområda vil imidlertid auke oksygenforbruket i djuvatnet. Dersom oksygenet i djupet er brukt opp, vil sulfatreduserande bakteriar halde fram nedbrytinga, og den giftige gassen hydrogensulfid (H_2S) vert danna. Dyreliv vil ikkje forekomme under slike vilkår. Mange basseng vil også frå naturen si side ha ein balanse som gjer at slike situasjoner vil oppstå utan ekstra ytre påverknad. Det treng difor ikkje vere eit teikn på "overbelastning" at det førekjem hydrogensulfid i djupvatnet og i sedimenta.

Glødetap er eit mål for mengde organisk stoff i sedimentet, og ein reknar med at det vanlegvis er 10 % eller mindre i sediment der det føregår normal nedbryting av organisk materiale. Høgare verdiar førekjem i sediment der det anten er så store tilførslar av organisk stoff at den biologiske nedbrytinga ikkje greier å halde følgje med tilførslene, eller i område der nedbrytinga er naturleg avgrensa av til dømes oksygenfattige forhold. Innhold av organisk karbon (TOC) i sedimentet er eit anna mål på mengde organisk stoff, og dette er vanlegvis omrent $0,4 \times$ glødetapet. Den forventa naturtilstanden for sediment i sjøbasseng der det er gode nedbrytingstilhøve ligg på rundt 30 mg C/g eller mindre.

Sedimentprøver og botndyrprøver frå dei djupaste områda i dei undersøkte sjøbassenga avspeglar desse tilhøva på ein utfyllande måte. Basseng som har periodevise og langvarige oksygenfrie tilhøve, vil ikkje ha noko dyreliv av betydning i dei djupaste områda, og vil dermed ha ei sterkt redusert nedbryting av organisk materiale på botnen. Då vil innhaldet av ikkje-nedbrote organisk materiale vere høgt i sedimentprøver. Statens forurensningsstilsyn (SFT) har utarbeida oversiktlege klassifikasjons-system for vurdering av desse tilhøva. Det er også utvikla ein standardisert prøvetakingsmetodikk for vurdering av belastning frå fiskeoppdrettsanlegg, der botnsedimentet blir undersøkt med omsyn på tre sedimentparametrar, som alle blir tildelt poeng etter kor mykje sedimentet er påverka av tilførslar av organisk stoff (jfr NS 9410:2007).

Nedanfor følgjer ei kortfatta skildring av effekten av dei ulike miljøgiftene omtala i denne rapporten og deira opphav. Opplysningane er henta frå diverse rapportar skrivne av Konieczny & Juliussen (1994), Vassdal (1995), Fagerhaug (1997) og internettstaden "Miljøstatus i Norge" utvikla av miljødirektorata på oppdrag frå Miljøverndepartementet, der SFT er ansvarleg redaktør.

METALL OG TUNGMETALL

Akkumulering av metall og tungmetall i sediment vil kunne verke som ei stresskjelde for organismar i eller nær botnen. Stoff som blir skilt ut frå botnstoff på båtar vil ofte innehalde tungmetall som tinn, sink, bly, arsen og tidlegare kopar eller kvikksølv. Felles for desse stoffa er at dei er giftige for det marine miljøet, der særleg kopar er giftig for marine planter, botnlevande dyr og fiskar. Kvikksølv og kadmium vart sett på som dei mest giftige tungmetalla. Begge kan gi skadar på nervesystem, nyrer og foster/fødselsskader ved eksponering. Kvikksølv blir akkumulert og oppkonsentrert i næringskjeda, og kan overførast frå mor til foster hjå pattedyr. Kvikksølv er sterkt partikkelbunde og kan akkumulere i svært høge verdiar i botnsediment. Kvikksølv i miljøet finst i forskjellige former og sambindingar, og det vil skifte mellom desse avhengig av skiftande miljøforhold. Denne evna til å inngå i forskjellige sambindingar gjer kvikksølv til ei særleg utstabil og lite kontrollerbar miljøgift.

Hushaldsspillvatn og overvatn i det kommunale avløpsvatnet kan vere betydelege kjelder til miljøgifter, deriblant tungmetall som kadmium, kopar, nikkel og sink. Industriell metallproduksjon (jernverk, sinkverk, aluminiumverk, osv), verkstadindustri og skipsindustri (verft, slippar, båtbyggerier, hoggerier, sandblåsing, osv) er dei viktigaste kjeldene for utslepp i hamneområde. Den generelle hamnetrafikken bidreg også til forureining. Målingfabrikkar har blant andre vore betydelege kjelder for kvikksølvutslepp og bly (blymønje), og botnstoff frå båtar har tilført miljøet både kvikksølv, kopar og tinnorganiske sambindingar. Kvikksølv, bly og kadmium er også mykje nyttar i batteri. Kadmium er mykje nyttar i overflatebehandling av metall (galvanisering) og inngår i mange legeringar.

TJØRESTOFF (PAH)

PAH-stoffa (polysyklike aromatiske hydrokarbonar) er eit samlenamn for organiske sambindingar beståande av eit varierande antal benzen-ringar (2 til 10). Løyselegheit og nedbrytingsevne blir redusert med aukande antal benzen-ringar. PAH-stoffa er potensielt giftige, reproduksjonsskadelege, kreftframkallande og/eller arvestoffskadelege (mutagene). Dei feittlipofile eigenskapane gjer at PAH-stoff lett blir absorbert i akvatiske organismar og kan oppkonsentrerast i næringskjedene. Samansetjinga av dei ulike PAH-komponentane er av betydning for giftigheitsgrad. Ved høg temperatur og forbrenning blir det dannar "lette" enkelt samansette PAH-stoff med få alkydgrupper/benzenringar, og desse er relativt ufarlege, som t.d. fenantren, antrasen og pyren. Ved ufullstendig forbrenning av t.d. olje, koks og kol blir det dannar "tyngre" komponentar som er svært høgaktive og karsinogene, t.d. benzo(a)pyren og dibenzo(a,h)anthrasen. Desse stoffa er ofte høgt alkylerte og har molekyl med mange kondenserte femringar.

Tjørestoff (PAH) blir dannar ved alle former for ufullstendig forbrenning (vulkanutbrot, skogbrannar, brenning av avfall, vedfyring, fossilt brensel, o.l.). Tjørestoff (PAH) i sediment frå hamneområde skriv seg m.a. frå ufullstendig forbrenning av organiske stoff, t.d. fossile brensel (olje, kol og koks). PAH kan også knytast til kol- og sotpartiklar frå fyring og drivstoffprodukt, og til tungindustri som t.d. aluminium og ferrolegering. Skipsverft og boreplattformer er også kjelder for PAH-forureining. Kreosot og bek er høvesvis tungoljefraksjonen og restproduktet ved destillasjon av steinkoltjøre, og begge har vore mykje nyttar i Noreg (aluminiumsindustri, alsfaltproduksjon, impregnering, etc). Steinkoltjøra var tidlegare eit biprodukt frå steinkol (anthracenkol) nyttar ved dei mange gassverka i byane langs kysten.

KLORORGANISKE SAMBINDINGAR (PCB)

PCB (polyklorerte bifenyl) er ei gruppe syntetiske klorsambindingar som er akutt giftige i store konsentrasjonar, kreftframkallande, tungt nedbrytbare (persistente) og bioakkumulerande. Dei finst ikkje naturleg i miljøet og stammar utelukkande frå menneskelege aktivitetar. Det finst ca. 200 ulike PCB-variantar, der dei høgast klorerte sambindingane er mest giftige og tyngst nedbrytbare. PCB har høg feittløyselegheit og blir lagra i feittrike delar av organismar, og blir oppkonsentrert i næringskjeder. PCB blir lagra og overført til neste generasjon via opplagsnærings i egg, via livmor til foster, samt via morsmjølk.

PCB er akutt giftig for marine organismar. Akutt giftigheit for pattedyr er relativt låg. Sjølv i små konsentrasjonar har PCB kroniske giftverknader både for landlevande og vasslevande organismar. PCB blir for eksempel sett i samanheng med reproduksjonsforstyrringar hjå sjøpattedyr. PCB kan i tillegg medføre svekka immunforsvar, noko som aukar mottakelegheta for infeksjonar og sjukdomar. Ulike PCB-sambindingar kan skade nervesystemet, gi leverkreft, skade forplantningsevna og fosteret. PCB har også vist negativ innverknad på mennesket si læringsevne og utvikling.

PCB stammar frå mange ulike kjelder. PCB-haldige oljer er vorte brukt i isolasjons- og varmeoverføringsoljer i elektrisk utstyr, som i store kondensatorar og transformatorar, hydrauliske væsker, smøreoljer og vakuumpumper. PCB har også vore brukt i bygningsmateriale som fugemaske, isolerglaslim, mørteletsats og måling. PCB-sambindingar har vorte spreidd i miljøet ved utskifting av PCB-haldig olje, ved utstyrshavari, ved riving av utstyr, bygningar o. l. PCB vart forbode å bruke i 1980, men på grunn av den tidlegare, allsidige bruken finst PCB-haldig materiale overalt i samfunnet vårt.

TRIBUTYLTINN (TBT)

Tributyltinn- (TBT) og trifenyltinnsambindingar (TFT) er kunstig framstilte tinnorganiske sambindingar. Stoffa er tungt nedbrytbare og kan oppkonsentrerast i organismar. Dei er svært giftige for mange marine organismar. Dei er klassifisert som miljøskadelege og giftige for menneske. Den mest kjende og irreversible effekten er misdanning av kjønnsorgan, med sterilisering og auka dødeleghet til følgje. Det er konstatert forhøga nivå av TBT i blåskjel og purpursnegl. Det er observert skadar på forplantningsorgan hjå sneglar på belasta lokalitetar, men det er også observert skadar langt frå punktkjelder, i område med høg skipsaktivitet.

TBT og TFT har ikkje vorte produsert i Noreg, men produkt basert på tinnorganiske sambindingar blir produsert her i landet. Sambindingane inngår i produkt som tidlegare vart nyttå som botnstoff (som no er forbode), i treimpregnéringsmiddel, samt i mindre grad i produkt som trebeis og tremåling, desinfeksjonsmiddel, konserveringsmiddel og reingjeringsmiddel. Sambindingane opptrer i forhøga konsentrasjonar i vatn og sediment nær skipsverft, marinaer og trafikkerte hamner og skipsleier.

MARIN FLORA OG FAUNA

STRANDSONA

I strandsona (litoralsona) finn ein eit veletablert samfunn av algar og dyr med ulike tilpassingsevner. Dei mest dominerande gradientane som karakteriserer strandsona er bølgjer som bevegar seg horisontalt med kysten og tidevatnet som bevegar seg vertikalt med kysten. Tidevatnet fører til at delar av strandsona vert tørrlagt to periodar i døgeret, og organismane som skal overleve her må kunne tolke tørke. Kor lengje ein blir eksponert for luft er avhengig av kvar organismen har plassert seg i fjøra. Samstundes med tørke, vert dei og utsette for ulike konsentrasjonar av salt ved til dømes tilførslar av ferskvatn frå regn og elvar. Inne i fjordar og på beskytta lokalitetar er ofte det øvste vasslaget brakkvatn, og samansetnaden av algar vert påverka av dette. Organismar i tidevasssona kan oppleve ekstreme temperaturvariasjonar gjennom eit år, med høge temperaturar om sommaren og snø og is vinterstid.

I eksponerte område vil bølgjer ha markert større slagkraft mot kysten enn i beskytta område, og desse ulikskapane i bølgjekraft er avgjeraande for kva flora og fauna ein finn i tidevasssona. Då organismane har tilpassa seg fysiske faktorar i ulik grad, kan ein observere ei tydeleg sonering i strandsona. I tillegg vil påverknad frå lytilgang, sedimentering, næringssaltar og botnsubstrat vere avgjeraande faktorar for denne soneringa av organismar. Brunalgar har den mest tydelege soneringa med eksempelvis sauetang (*Pelvetia canaliculata*) øvst, spiraltang (*Fucus spiralis*), grisetang (*Aschophyllum nodosum*) og sagtang (*Fucus serratus*) i rekkefølgje. Det er ikkje berre fysiske faktorar som er viktige for utforminga av strandsona. Interaksjonar mellom flora og fauna vil og vere med på å forme strandsona.

Organismar konkurrerer med kvarandre om plass og gode lysforhold i dei ulike sonene, samt at predasjon og herbivori er viktig for samfunnsstrukturen.

MAKROALGAR I FOKUS

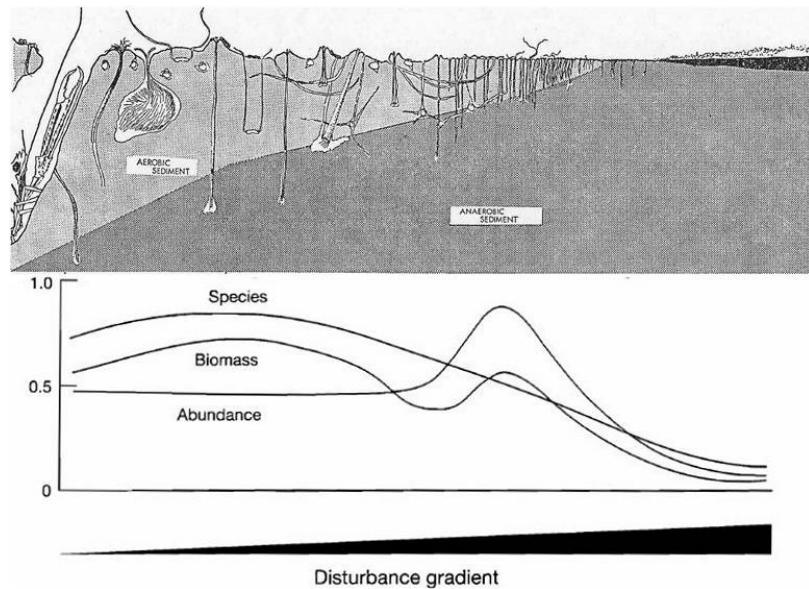
Ein auke i sjøtemperaturar og næringstilførslar har ført til eit større fokus på makroalgar den siste tida. Introduserte makroalgar som har etablert seg langs Noregs kyst er godt kjend, der nokre eksempel er japansk drivtang (*Sargassum muticum*), raudlo (*Bonnemaisonia hamifera*), gjevltagt (*Fucus evanescens*) og østerstytv (*Colpomenia peregrina*). Skipsfart, ballastvatn eller sekundær spreiing frå naboland har vore årsaka til etableringa av desse algane i Noreg (Gederaas m.fl. 2007). Det er i hovudsak temperaturen i sjøen som avgjer den geografiske utbreiinga til makroalgar. Ein har sett førekommstar av meir varmekjære og sørlege artar som truleg er ein effekt av temperatur, der nokre eksempel er japansk sjølyng (*Heterosiphonia japonica*), *Hypoglossum hypoglossoides* og *Haraldiophyllum bonnemaisonii* (Husa m.fl. 2007).

I 1984 registrerte ein dei første funna av japansk drivtang i Skagerrak i Sør Noreg (Rueness 1985). Arten høyrer opphavleg heime i Japan og nordaust-kysten av Kina. Denne algen ser ut til å kunne vekse der andre fleirårige brunalgar ikkje kan, som til dømes i bukter på sand, skjel og småstein. Japansk drivtang har ein betydeleg vekst i antal og utbreiing og kan fortrenge andre artar. Ei økologisk risikovurdering tilseier at japansk drivtang er vurdert til å utgjere ”høy risiko” (Ra (i), Rb (ii)) i følgje norsk svarteliste for framande artar. Japansk sjølyng spreier seg også raskt og er også vurdert til å utgjere ein høg risiko (Rb (ii)).

Populasjonen av sukkertare har minka tydeleg dei seinaste åra, særleg på kysten av Skagerrak og i delar av Rogaland og Hordaland, og årsaka er uklar, men ein trur at klimaendring med høg sjøtemperatur saman med eutrofiering kan ha vore årsak til plutselig, regional sukkertaredød. Ein har observert at sukkertaren i mange tilfelle er erstatta med trådforma algar. Trådforma algar er eittårige og hurtigveksande algar som blomstrar sommarstid, og store mengder trådalgar og spesielt sterkt groe av grøne og brune påvekstsalgars er som regel ein indikasjon på overgjødsling. Tilførselsberekingar syner ein merkbar auke i menneskeskapte tilførslar av nitrogen og fosfor til Hardangerfjorden og støttar sannsynlegheita for at overgjødsling saman med høg sjøtemperatur, er årsak til den dårlege vegetasjonstilstanden i Hardangerfjorden (Moy m.fl. 2008). Samstundes syner ei undersøking av tang- og tarebestanden i Hardangerfjorden i juni 2008 at lite har endra seg sidan 1950-talet då tilsvarende undersøkingar vart gjort. Som på 50-talet vart det funne sukkertare heilt inne ved Eidfjord, og til dømes ute ved Omastrand var det ganske mykje av denne taren. Også fingertare vart funne i dei same områda som før. Dei største endringane er at det blei funne japansk sjølyng og meir av grønalgen tarmgrønske enn på 50-talet (Sjøtun & Husa 2008).

BLAUTBOTNFAUNA

Blautbotsfauna er dominert av fleirbørstemakk, krespyr, muslinger og pigghudingar, men det er mange ulike organismegrupper som kan vere representert. Det er vanleg å nytte blautbotsfauna som indikator på miljøtilhøva, og for å karakterisere verknadane av ei eventuell forureining. Mange dyr som har sedimentet som habitat er relativt lite mobile og fleirårige, og ut frå dette kan ein difor registrere unaturleg forstyrring på miljøet. Samfunnet kan beskrivast og talfestast. Ved hjelp av slik informasjon kan ein sjå om negative påverknadar har ført til ein dominans av forureiningstolerante artar, reduksjon i talet på artar og reduksjon i diversitet. Er det gode og upåverka botntilhøve med oksygenrikt sediment blir dette vist av større, djuptgravande individ (figur 2). Her vil det vere mange artar som førekjem i få eksemplar kvar, og fordelinga mellom individua vil vera nokolunde jamn. I område med moderate tilførslar vil botnen få ein ”gjødslingeffekt”, som fører til at ein då vil sjå dyr av mindre storleik, samt ein auke av tolerante artar som førekjem i høge individualtal (Kutti m.fl. 2007). I svært påverka område eller under tilnærma oksygenfrie tilhøve vil ein berre finne forureiningstolerante artar, som til dømes *Capitella capitata* og *Malacoceros fuliginosus*, ofte med svært høge individualtal. Ei ”overgjødsling” vil føre til at dyresamfunnet vert kvelt.



Figur 2. Biletet (over) og modell (under) illustrerer endringar i botndyrsamfunnet som ein respons på organiske tilførslar, oksygenmangel og fysiske forstyrningar (frå Pearson & Rosenberg, 1978).

Granskingar av blautbotnsfauna er svært vanleg i miljøgranskingar. Eit døme på overvaking av blautbotnsamfunnet over tid i ein større skala, er frå olje- og gassverksemene i Nordsjøen. Med utbygging og etablering av oljeverksemde har det vore eit krav om både biologiske, fysiske og kjemiske granskingar. Over tid har det vist seg at oljeindustrien har tilført miljøgifter i sedimenta med merkbare påverknader på dyresamfunnet i blautbotnen. Miljøgranskingar vart starta i 1997 og har sidan vorte utført tre gonger. I løpet av desse granskingane har ein registrert store mengder av blant anna oljehydrokarboner, barium, kopar og bly i sedimenta som skaper store forstyrningar i botndyrafaunaen. Ved hjelp av færre og mindre utslepp, og strengare reinse-/utsleppskrav, har ein sett ei merkbar endring i tilstanden hos blautbotnfaunaen (Botnen m.fl. 2007).

EUS VANNRAMMEDIREKTIV

Sjøområda i Ørsta kommune ligg til økoregion “Norskehavet” med tidevassforskjell 1 – 5 m. (Moy m.fl. 2003). Vassførekomen Ørstafjorden er av typen *CNo6 = oksygenfattig fjord*, og er elles ferskvasspåverka (polyhalin = ca 18 – 30 % salinitet i overflatevatn).

EUs Rammedirektiv for Vann vart iverksett 22. desember 2000, og inneheld eit rammeverk for vern av alle vassførekomstar. Direktivet har som overordna målsetjing at alle vassførekomstar skal oppnå minst ”**God Økologisk Status**” (GØS) innan år 2015. Etter opphavleg timeplan skulle alle vassdrag og kystvassførekomstar i Noreg innan utgangen av 2004 vere karakterisert i høve til dei sentrale og nasjonale veiledarar og retningslinjer som er utarbeida. Ved karakteriseringa i samband med EUs vanndirektiv, skal vassførekomstane sin økologiske status bli anslått basert på ei samla vurdering av både **fysisk tilstand, kjemisk tilstand** (vasskvalitet) og **biologisk tilstand**.

For dei vassførekomstane der det viser seg at ein ikkje har minst ”**god økologisk status**”, skal det utarbeidast ein vassdragsplan med påfølgjande iverksetjing av tiltak. Det er då ”problemeigar”/forureinar som skal betale for tiltaka, slik at ein innan 2015 kan oppnå kravet. EUs vanndirektiv inkluderer i større grad vurdering av biologiske forhold enn SFTs meir vasskvalitetsbaserte system.

Ved fastsetjing av **økologisk status** er det altså innbakt omsyn til naturtilstanden også for dei biologiske tilhøva, slik at det ikkje vil vere ei direkte kopling mellom SFTs tilstandsklassifisering og EUs statusklassifisering for den enskilde vassførekomen. Skildring av **økologisk status** følgjer denne skalaen:

1 Høg status	2 God status	3 Moderat status	4 Dårlig status	5 Meget dårlig status
-----------------	-----------------	---------------------	--------------------	--------------------------

1 = ”Høg status” betyr at vassførekomen har ein økologisk status tilsvarande eller svært nær opp til naturtilstand, medan 2 = ”god status” avvik litt meir frå naturtilstanden.

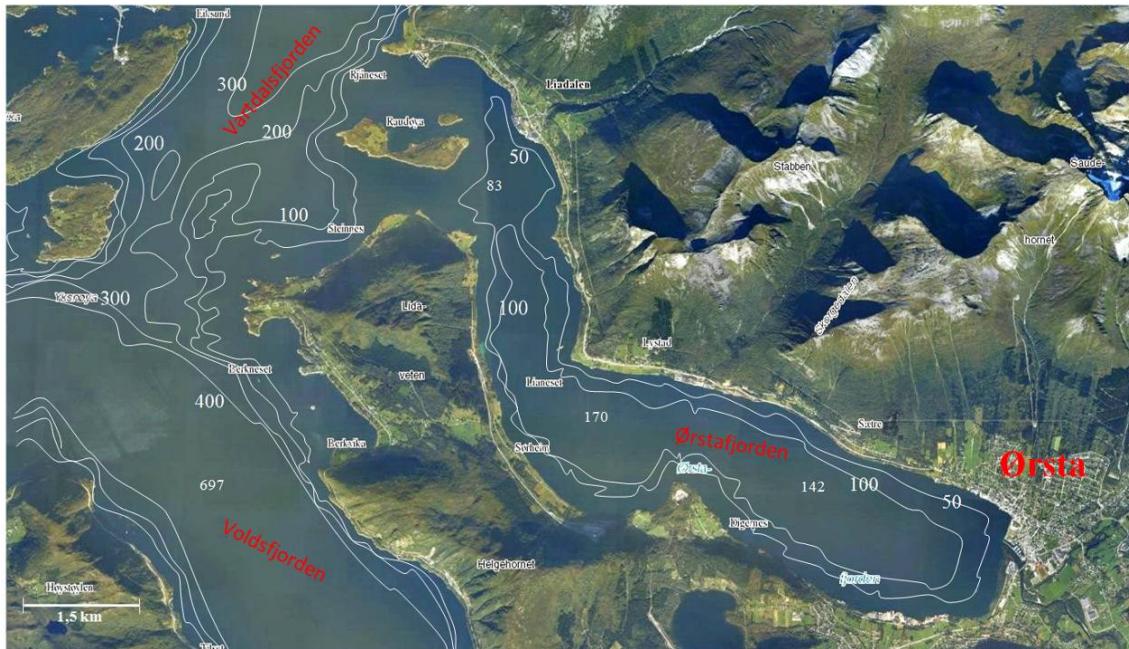
Samla økologisk status for resipienten Ørstafjorden utgjer ei vekta vurdering av alle dei ulike undersøkte elementa. Vasskvaliteten i området er stort sett samanfallande på grunn av stor vassutveksling, medan tilhøva ved og i sedimentet varierer i høve til lokale og regionale tilførslar og belastning. Ved vurdering av økologisk status er det lagt størst vekt på tilhøva knytta til miljøgifter i sedimentet, deretter er botnfauna og miljøtilstand i sedimenta for øvrig vektlagt. Vasskvalitet er tillagt minst vekt ved vurderinga fordi dette i noko mindre grad avspeglar dei lokale tilhøva.

OMRÅDESKILDRING

Ørstafjorden er i høve til Fjordkatalogen (DN) eit eige fjordavsnitt, som i utløpet mellom Rjåneset via Raudøya til Steinnes grensar til fjordavsnittet Rovdefjorden. Rovdefjorden går vidare vestover, medan Vartdalsfjorden går frå Rjåneset og nordover. Ørstafjorden er ein ca 9 km lang terskelfjord, med ein terskel på 24 m ved utløpet. Ørstafjorden består av to hovudbasseng, der det djupaste ligg om lag midt i fjorden på høgde med Lystad og er ca 172 m djupt, medan bassenget inn mot Ørsta sentrum er ca 142 m djupt (**figur 3**). Mellom desse to bassenga er det ei lita høgde med djupne på ca 132 m.

Inste del av Ørstafjorden har noko blautbotnområde i strandsona, medan det på begge sider utover langs fjorden hovudsakleg er hardbotnfjører. Den inste delen av Ørstafjorden er ein god del utfyld og modifisert, spesielt i området frå elvemunningen og eit stykke nordover.

Ørsta elva er viktig for tilhøva i fjorden. Det er berekna at den gjennomsnittlege tilførsla av ferskvatn til Ørstafjorden utgjer ca 16,0 m³/s årleg, der Ørsta elva står for største delen (Aure & Stigebrandt 1989). Vidare er det berekna at den naturlege avrenninga fører med seg ca 150 tonn nitrogen, 11 tonn fosfor og 500 tonn organisk stoff (målt som BOF₅) årleg til Ørstafjorden (Aure & Stigebrandt 1989). Avrenninga fra Ørsta elva skapar ein estuarin sirkulasjon og bidreg til at betydelege mengder vatn blir skifta ut over terskelen kvar dag. Avrenninga er størst om våren/ forsommaren og om hausten.



Figur 3. Oversiktsbilete over djupnetilhøva i Ørstafjorden og omegn. Nordvest for Ørstafjorden er Vartdalsfjorden og sørvest ligg Voldsfjorden. Biletet er henta fra www.norgebilder.no.

Det har vore utført ein del ulike granskinger i Ørstafjorden tidlegare, oppsummert ved Fylkesmannen i Møre og Romsdal (Relling & Otnes 2000). Mellom anna har granskinger av oksygen i djupvatnet i perioden 1977-1986 vist at det kan gå fleire år mellom kvar gong djupvatnet blir utskifta, noko som medfører periodar med redusert oksygennivå.

Ved hjelp av Fjordmiljømodellen (Stigebrandt 1992) kan ein berekne m.a. opphaldstid for vatnet over terskelnivå, utskiftingstid av djupvatnet og oksygenminimum i djupvatnet. Modellen legg ein del forutsetningar til grunn, der berekning av volum av fjorden og areal av munningen er viktige storleikar. For å gjere berekningar etter Fjordmiljømodellen er det henta ein del grunnlagsdata frå

Aure & Stigebrandt (1989), slik som volum ($1,30 \text{ km}^3$), volum under terskeldjup ($0,96 \text{ km}^3$), areal ($15,53 \text{ km}^2$) og areal ved terskeldjup ($12,89 \text{ km}^2$). Arealet av tversnittet til terskelen er berekna etter verdiane oppgitt i **tabell 2**, som er basert på målingar på djupnekotekart over området. Ei grundigare opplodding av terskelområdet vil kunne gje sikrare berekningar.

Tabell 2. Skildring av sundet inn til Ørstafjorden. Verdiane baserer seg på målingar på djupnekotekart henta fra <http://kart.fiskeridir.no/adaptive/>.

DJUP meter	SAMLA BREIDDE PÅ DJUP meter	AREAL UNDER DJUP m^2
0	1275	16850
5	985	11200
10	815	6700
20	375	750
24	0	0

Ut frå modellen får ein at oppholdstida av vatnet over terskeldjup er i underkant av 5 døgn (**tabell 3**), og det vil dermed vere god utskifting av overflatevassmassar i Ørstafjorden. Tidsintervallet for utskifting av djupvatnet er berekna til om lag 41 månader (ca 3,5 år), medan tidsintervallet for å få oksygenfrie tilhøve ligg på om lag 50 månader (vel fire år, **tabell 3**). Det betyr at djupvatnet i Ørstafjorden vil bli skifta ut før det blir oksygenfrie tilhøve i djupvatnet i Ørstafjorden.

Denne berekninga baserer seg på eit teoretisk oksygenforbruk på $0,12 \text{ ml O/liter/månad}$, som oppgitt i Aure & Stigebrandt (1989), og ikkje ein verdi på $0,09 \text{ ml O/liter/månad}$, som generert i modellen. Eit oksygenforbruk på $0,09 \text{ ml O/liter/månad}$ ville i følgje modellen gi eit tidsintervall til oksygenfrie tilhøve på 69 månader, eller nesten 6 år, og derav eit oksygenminimum på $2,46 \text{ ml O/liter}$ etter 3,5 år. Imidlertid vart det ved granskingsa målt eit oksygenminimum på $0,3 \text{ ml O/liter}$. Aure & Stigebrandt (1989) oppga eit målt oksygenforbruk i Ørstafjorden på $0,14 \text{ ml O/liter/månad}$, dette ville gi eit tidsintervall til oksygenfrie tilhøve på 43 månader, og eit berekna oksygenminimum på $0,28 \text{ ml O/liter}$ etter 41 månader. Oksygenforbruket vil endre seg noko gjennom året og mellom år på grunn av endring i nedbør, avrenning og tilførslar til fjordområdet.

Tabell 3. Teoretisk berekna “naturlege” vassutskiftingsforhold i Ørstafjorden. Tala er berekna frå modellen “Fjordmiljø” (Stigebrandt 1992). Teoretisk oksygenforbruk er henta frå Aure & Stigebrandt (1989).

Basseng	Opphaldstid overflatevatn (døgn)	Teoretisk oksygenforbruk i djupvatnet (ml O/liter/månad)	Tidsintervall til oksygenfrie forhold i djupvatnet (månader)	Tidsintervall til utskifting av djupvatnet (månader)	Fyllingstid for bassengvatnet (døgn)
Ørstafjorden	4,9	0,12	50	41	13,9

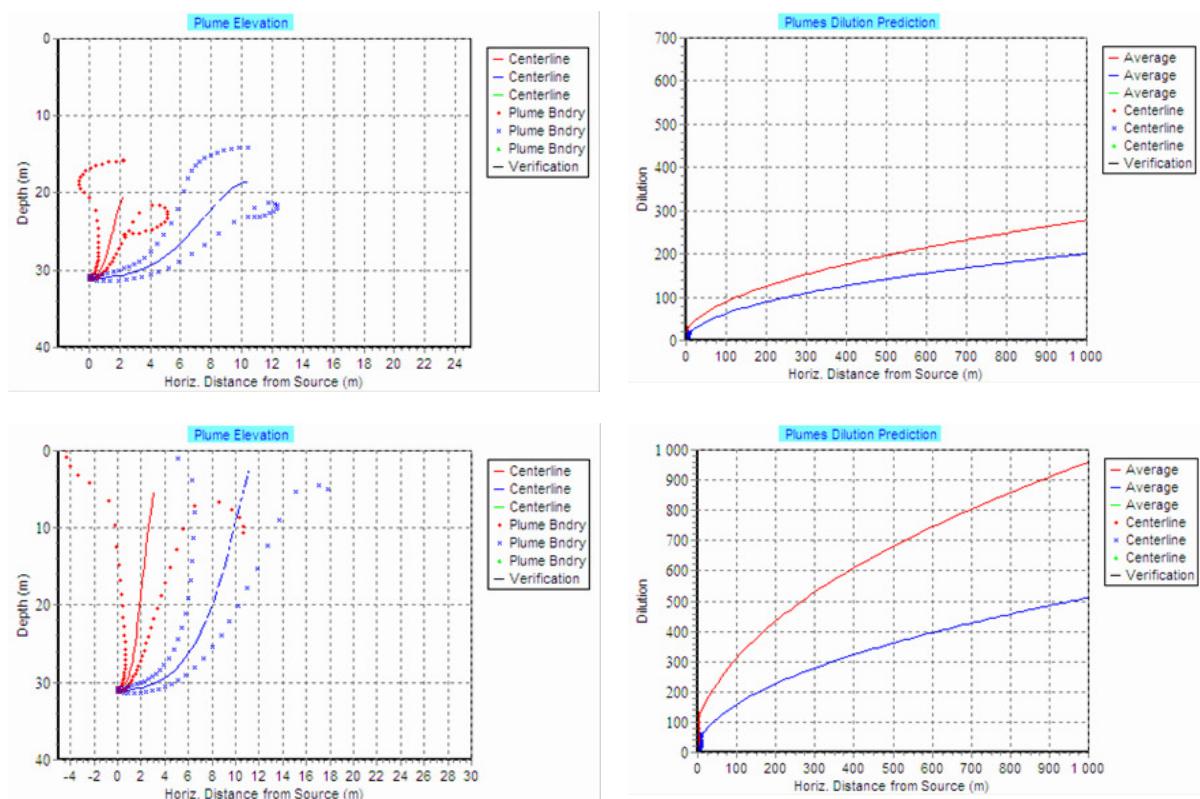
MODELLERING OG SPREIING AV AVLØPET

Utsleppet ved Ørsta består av ein ca 265 m lang leidning, der lengda frå reinseanlegget til fjørekanten er ca 100 m og frå fjørekanten til enden er ca 165 m. Leidningen munnar ut på 31 m djup i et ope sjøområde med god vassutskifting. Diameter på leidningen er 500 mm (PE 80), med ein indre diameter på 440 mm og indre areal på 0,152 m². Berekning av innblandingsdjup for ein sommarsituasjon og ein vintersituasjon er vist for ein eksisterande *pe* på 13 000 i **figur 4**, og for ein maksimal framtidig *pe* på 20 000 i **figur 5**. Sjå nærmare om berekningane bakerst i metodekapitlet.

Innlagringsdjup og fortynning er berekna ut frå middel straumhastigkeit over ein tre vekers måleperiode i mai 2004 (Woll 2004), samt målt temperatur og saltinnhold for Ørstafjorden ved avløpet for ein vintersituasjon (februar 2009) og ein sommarsituasjon (august 2009). Middel straumhastigkeit på høvesvis 3, 8 og 18 m djup var 1,1, 1,1 og 1,0 cm/s. Tettleiken på avløpsvatnet er sett til 1005 kg/m³ og temperatur lik 10 °C både sommar og vinter.

PE = 13 000

Med utslepp av maksimal vassmengde ved middel straumhastigkeit, vil toppen av "skya" med avløpsvatn i ein sommarsituasjon kunne nå opp mot 14 m djup. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 18,6 m. Ein km frå utsleppet vil avløpsvatnet vere fortynna 201 gonger (**figur 4**). Med utslepp av middel vassmengde ved middel straumhastigkeit, vil toppen av "skya" med avløpsvatn i ein sommarsituasjon kunne nå opp mot ca 16 m djup. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 20,6 m. Ein km frå utsleppet vil avløpsvatnet vere fortynna 277 gonger.



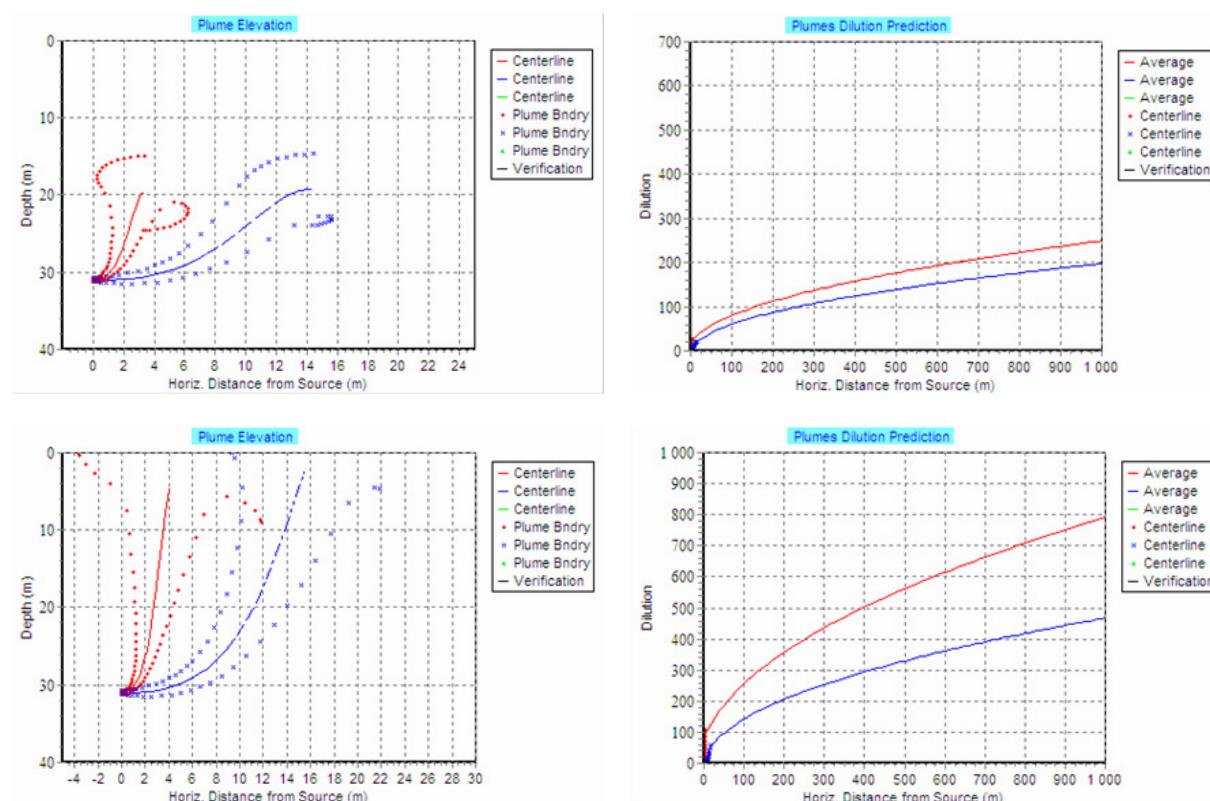
Figur 4. Ørsta hovedavloep. Innlagringsdjup og fortynning ved utslepp på 31 m djup for ei eksisterande maksimal vassmengde på 260 l/s (blå line) og ei eksisterande middel vassmengde på 45 l/s (raud line) for ein typisk sommarsituasjon (**oppe**) og ein typisk vintersituasjon (**nede**). Figuren viser "strålebanene" for dei to vassmengdene ved middel straumhastigkeit.

Med utslepp av maksimal vassmengde ved middel straumhastigkeit, vil toppen av "skya" med avløpsvatn i ein vintersituasjon kunne nå opp mot overflata. Innlagringa er under vassflata, men ein del av plumen vil "sjåast" på overflata. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 2,5 m. Ein km frå utsleppet vil avløpsvatnet vere fortynna 511 gonger (**figur 4**). Med utslepp av middel vassmengde ved middel straumhastigkeit, vil toppen av "skya" med avløpsvatn i ein vintersituasjon kunne nå opp mot overflata. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 5,3 m. Ein km frå utsleppet vil avløpsvatnet vere fortynna 959 gonger.

PE = 20 000

Med utslepp av maksimal vassmengde ved middel straumhastigkeit, vil toppen av "skya" med avløpsvatn i ein sommarsituasjon kunne nå opp mot 14,7 m djup. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 19,3 m. Ein km frå utsleppet vil avløpsvatnet vere fortynna 198 gonger (**figur 5**). Med utslepp av middel vassmengde ved middel straumhastigkeit, vil toppen av "skya" med avløpsvatn i ein sommarsituasjon kunne nå opp mot ca 15 m djup. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 19,7 m. Ein km frå utsleppet vil avløpsvatnet vere fortynna 244 gonger.

Med utslepp av maksimal vassmengde ved middel straumhastigkeit, vil toppen av "skya" med avløpsvatn i ein vintersituasjon kunne nå opp mot overflata. Innlagringa er under vassflata, men ein del av plumen vil "sjåast" på overflata. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 2,3 m. Ein km frå utsleppet vil avløpsvatnet vere fortynna 468 gonger (**figur 5**). Med utslepp av middel vassmengde ved middel straumhastigkeit, vil toppen av "skya" med avløpsvatn i ein vintersituasjon kunne nå opp mot overflata. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 4,5 m. Ein km frå utsleppet vil avløpsvatnet vere fortynna 791 gonger.



Figur 5. Ørsta hovudavløp. Innlagringsdjup og fortynning ved utslepp på 31 m djup for ei planlagd maksimal vassmengde på 400 l/s (blå linje) og ei planlagd middel vassmengde på 70 l/s (raud linje) for ein typisk sommarsituasjon (opp) og ein typisk vintersituasjon (ned). Figuren viser "strålebanene" for dei to vassmengdene ved middel straumhastigkeit.

METODE OG DATAGRUNNLAG

Den gjennomførte recipientgranskinga innehold ei vurdering av økologisk status i området før nytt utslepp blir etablert og vurderer eventuelle forventa effektar i recipienten. Det er gjennomført granskingar ut frå metodikk som skildra i kapittel 4.3 i SFT-veileder TA1890/2005 (Molvær m.fl. 2005). Hovudinnhaldet i granskinga består av ein analyse av vasskvalitet og hydrografi i vassøyla på fire stader, ei gransking av sedimentkvalitet (kornfordeling, kjemiske analyser) på fire stader og botndyrsamfunnet si samansetning på fire stader i recipienten, samt på fem stasjonar ved avløpet. Det vart også utført kartlegging av litoral- og sublitoral hardbotn (fastsittjande algar og dyr) på tre ulike stader og samla inn prøver av blåskjel og tang for kjemiske analyser av miljøgifter på dei same tre stasjonane. Både prøvetaking og vurdering vart utført i samsvar med NS 9410:2007, NS-EN ISO 5667-19:2004, NS-EN ISO 16665:2005, NS-EN ISO 19493:2007 samt i samsvar med SFTs klassifisering av miljøkvalitet (SFT 1993; 1997 og 2007).

HYDROGRAFI

Temperatur, oksygeninnhald og saltinnhald i vassøyla vart målt ved hjelp av ein SAIV STD/CTD nedsenkbar sonde, modell SD 204. Målingane vart utført på 4 stasjonar, direkte ved sjølve avløpet, ved to stasjonar H6 og H4 utover i Ørstafjorden, samt ein referansestasjon i Vartdalsfjorden (**tabell 4, figur 6**). H6 og H4 er stasjonar som har vorte brukt i samband med tidlegare miljøkartleggingar i Ørstafjorden (Relling & Otnes 2000). Ei måling vart utført 15. oktober 2008, medan tre målingar vart utført vinteren 2008/09 og fem målingar sommaren 2009 (**tabell 5**). Det vart målt siktetdjup med ei standard Secchi-skive på dei same stasjonane dei same dagane. Vertilhøve vart notert på kvar feltøkt.

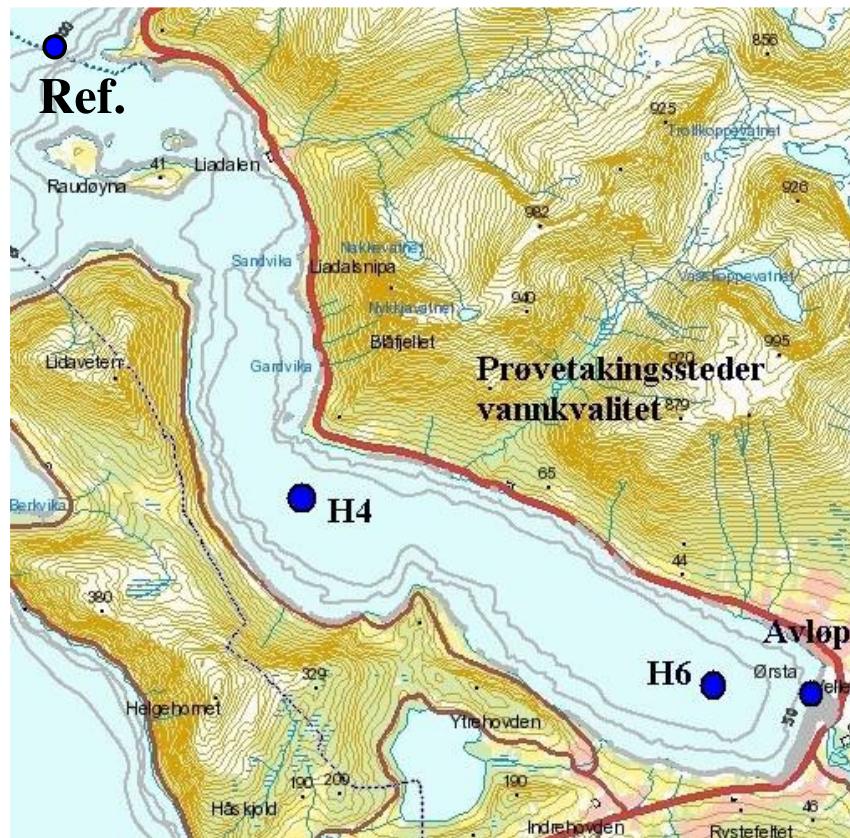
VASSPRØVETAKING

Vassprøver for analyse av næringssalt (total fosfor, total nitrogen, fosfat – P, nitrat – N og ammonium) vart innsamla med vasshentar, og umiddelbart fiksert med 4 mol svovelsyre. Vassprøvene vart samla inn i ein vintersituasjon og ein sommarsituasjon, og prøver vart samla inn på 1 m, 10 m og 30 m djup etter oppsett i **tabell 5**, på same fire stasjonar som for måling av hydrografi (**figur 6**). Prøver for analyse av klorofyll a vart samla inn om sommaren som ein blandprøve frå 1, 5 og 10 m djup. Desse prøvene vart pakka mørkt og kjøleg og levert til analyse påfølgjande dag. Prøver for analyse av tarmbakteriar (*E. coli*) vart pakka mørkt og kjøleg og levert til analyse så snart som mogeleg påfølgjande dag (innan 24 timer). Det vart også teke prøver for analyse av turbiditet (**tabell 5**).

Prøvene for klorofyll a, turbiditet og *E.coli* vart analysert ved det akkrediterte laboratoriet Chemlab Services AS i Bergen. Chemlab Services AS gjekk inn i Eurofins-kjeden frå 2009, og dei fleste av prøvene for næringssalt er analysert av ulike underleverandørar innan Eurofins, for det meste Eurofins Moss, men dei to siste datoane ved høvesvis Eurofins Miljø, Galten, Danmark og Eurofins avd. Vejen, Danmark. Nokre av ammoniumprøvene er analysert av NIVA. Ulike krav til mengde vatn å analysere på, samt ulik metodikk i høve til å analysere på konserverte prøver hjå dei ulike laboratoria, har ført til at enkelte av parametrane ikkje har vorte analysert ved nokre høve.

Tabell 4. Oversikt over prøvetakingsstasjonar for vassprøver og hydrografi i Ørstafjorden.

Stasjon	Djup	Posisjon nord (WGS 84)	Posisjon aust (WGS 84)
Avløp	31 m	N 62° 21,011'	Ø 6° 07,206'
H6	130 m	N 62° 20,840'	Ø 6° 05,890'
H4	170 m	N 62° 19,500'	Ø 6° 01,050'
Referansestasjon	ca 350 m	N 62° 15,200'	Ø 5° 57,000'



Figur 6. Oversikt over stasjonar for prøvetaking av vassprøver og hydrografi i Ørstafjorden 2008/2009.

Tabell 5. Oversikt over prøvetakingsprogram for vassprøver og hydrografi i Ørstafjorden. Det vart teke prøver på alle fire stasjonar (jf. **tabell 4**) kvar gong. Det vart i tillegg målt oksygen, saltinnhold, temperatur og siktedjup den 15. oktober 2008 på alle stasjonar utanom referansestasjonen.

Dato	21.des-08	20.jan-09	24.feb-09	2. jun-09	23.jun-09	22.jul-09	18.aug-09	7.sep-09
Prøvedjup, m	1, 10	1, 10, 30	1, 10	1, 10, 30	1, 10	1, 10, 30	1, 10	1, 10, 30
Næringssalt	X	X	X	X	X	X	X	X
Tarmbakterier	X	X	X	X	X	X	X	X
Turbiditet	X	X	X	X	X	X	X	X
Klorofyll a*				X	X	X	X	X
Siktedjup	X	X	X	X	X	X	X	X
Salt og temp.	X	X	X	X	X	X	X	X
Oksygen	X	X	X	X	X	X	X	X

* klorofyll a vart teke som blandprøve frå 1, 5 og 10 m djup.

SEDIMENTPRØVER

Ei gransking av sedimentkvalitet består av tre hovudelement:

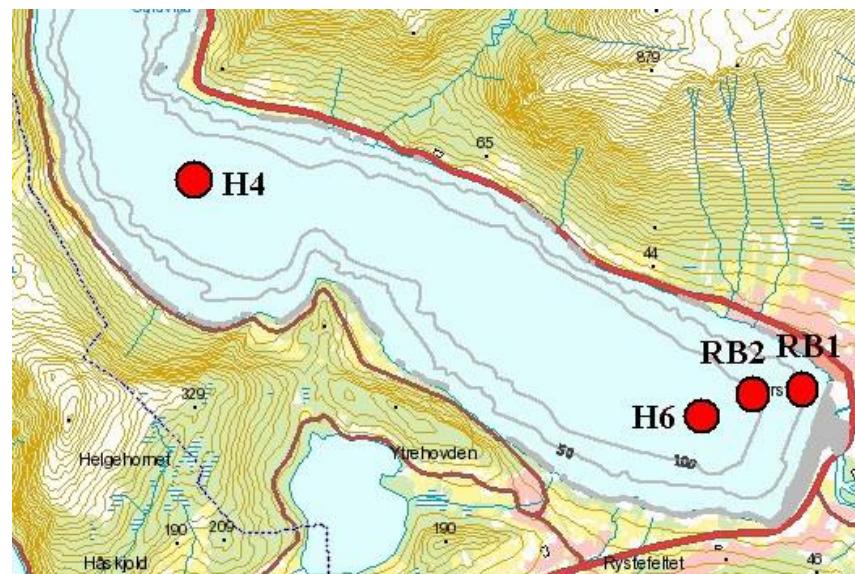
- 1) Skildring av sedimentet med kornfordeling og organisk innhold
- 2) Skildring av blautbotnfauna
- 3) Innhold av miljøgifter

Den 14. og 15. oktober 2008 vart det teke botnprøver på fire stasjonar i resipienten (RB1, RB2, H4 og H6, jf. **figur 7** og **tabell 6**) der blautbotnfauna og sediment vart undersøkt. Prøvene vart tekne med ein 0,1 m² stor vanVeen grabb, og det vart teke fire parallellear på kvar stasjon. Ei lita mengd materiale vart

teke ut frå kvar prøve for analyse av kornfordeling og kjemiske parametrar (tørrstoff, glødetap, nitrogen, fosfor, sju ulike tungmetall og dei organiske miljøgiftene PAH, PCB og TBT). Sediment frå dei fire parallelleane vart slått saman til ein blandeprøve før analysering. Gjenverande sediment i prøvene for kvar av dei parallele prøvene vart vaska gjennom ei rist med holdiameter 1 mm, og gjenverande materiale vart fiksert med formalin tilsett bengalrosa og seinare analysert for fauna. Kornfordelingsanalyse og alle kjemiske analyser utanom TBT er utført ved Chemlab Services AS. Analyse av organiske tinnambindingar er utført ved ALS Scandinavia NUF, Oslo.

Innhald av organisk karbon (TOC) i sedimentet er omtrent $0,4 \times$ glødetapet, men for å kunne nytte klassifiseringa i SFT (1997) skal koncentrasjonen av TOC i tillegg standardiserast for teoretisk 100 % finstoff etter følgjande formel, der F = andel av finstoff (leire + silt) i prøven.:

$$\text{Normalisert TOC} = \text{målt TOC} + 18 \times (1-F)$$



Figur 7. Oversikt over stasjonar for prøvetaking av sediment og botndyr i Ørstafjorden 14. og 15. oktober 2008.

Tabell 6. Posisjonar for dei fire undersøkte stadane i Ørstafjorden 14.-15. oktober 2008.

Stasjon	Djup (meter) Fire parallelle	Posisjon (WGS 84) nord/sør og aust/vest Fire parallelle			
		N: 62° 11, 991'	990'	986'	990'
Stasjon RB1	50 / 51 / 51 / 52	E: 06° 07, 050'	048'	041'	034'
Stasjon RB2	100 / 100 / 100 / 100	N: 62° 11, 910'	913'	898'	914'
Stasjon H6	128 / 128 / 127 / 128	E: 06° 06, 605	573'	628'	573'
Stasjon H4	168 / 169 / 169 / 169	N: 62° 11, 825'	854'	830'	826'
		E: 06° 05, 840'	863'	888'	886'
		N: 62° 12, 482'	491'	501'	508'
		E: 06° 01, 048'	088'	067'	063'

BOTNFAUNA

Botndyrprøvene er sortert av Guro Igland Eilertsen, Mette Eilertsen, Christine Johnsen, Silje Johnsen, Svetlana Kotchkina, Trond Roger Oskars og Markus Sonnenberg og artsbestemt ved Marine Bunndyr AS av Øystein Stokland.

Det er utført ei kvantitativ og kvalitativ gransking av makrofauna (dyr større enn 1 mm) på kvar enkelt parallel og for kvar stasjon samla. Vurderinga av botndyrsamansetnaden vert gjort på bakgrunn av diversiteten i prøven. Diversitet omfattar to faktorar, artsrikdom og jamleik, (fordelinga av talet på individ pr art). Desse to komponentane er samanfatta i Shannon-Wieners diversitetsindeks (Shannon & Weaver 1949):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

der $p_i = n_i/N$, og n_i = tal på individ av arten i , N = totalt tal på individ og S = totalt tal på artar.

Jamleiken av prøven på stasjonane er også kalkulert, ved Pielous jamleksindeks (J):

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

der $H'_{\max} = \log_2 S$ = den maksimale diversitet ein kan oppnå ved eit gitt tal på artar, S .

Dersom talet på artar er høgt, og fordelinga mellom artane er jamn, vert verdien på diversitetsindeksen (H') høg. Dersom ein art dominerer og/eller prøven inneholder få artar vert verdien låg. Prøver med jamn fordeling av individua blant artane gir høg diversitet, også ved eit lågt tal på artar. Ein slik prøve vil dermed få god tilstandsklasse sjølv om det er få artar (Molvær m. fl. 1997). Diversitet er eit dårleg mål på miljøtilstand i prøver med mange artar, men der svært mange av individua tilhøyrer ein art. Diversiteten vert låg som følgje av skeiv fordeling av individua (låg jamleik), mens mange artar viser at det er gode miljøtilhøve. Ved vurdering av miljøtilhøva vil ein i slike tilfelle legge større vekt på talet på artar og kva for artar som er til stades enn på diversitet.

Det er dessutan etablert eit klassifiseringssystem basert på førekommstar av sensitive og forureiningstolerante artar (Rygg 2002, sjå **tabell 25** i resultatkap.). Ein indikatorartsindeks (ISI = Indicator species index) kan vurdere økologisk kvalitet på botnfauna på grunnlag av ulike artar sin reaksjon på ugunstige miljøtilhøve. Artar som er sensitive for miljøpåverknadar har høge sensitivitetsverdiar, medan artar med høg toleranse har låge verdiar. Indikatorindeksen er eit gjennomsnitt av sensitivitetsverdiane til alle artane som er til stades i prøven. Den forureiningstolerante fleirbørstemakken *Capitella capitata* har til dømes ein sensitivitetsverdi på 2,46, medan fleirbørstemarken *Terebellides stroemi*, som ein vanlegvis finn i upåverka miljø, har ein sensitivitetsverdi på 9,5.

Berekninga av diversitetsindeksar m. m. er minimumsanslag, då ein liten del av kvar prøve vart teken ut til analysering av kornfordeling og kjemisk analyse før prøven vart analysert for innhald av dyr. Det reelle talet på artar og individ i prøvene kan difor truleg vere litt høgare enn det som er påvist.

Heilt opp til eit utslepp vil ein på grunn av den store lokale påverknaden ofte kunne finne få artar med ujamn individfordeling i prøvane. Følsame diversitetsindeksar blir då lite eigna til å angje miljøtilstand. I nærsoma til utsleppet frå hovudreinseanlegget i Ørsta blir vurderinga difor gjort på grunnlag av talet på artar og samansetnaden av artar etter nærmere skildring i NS 9410:2007 (**tabell 7**).

Tabell 7. Grenseverdiar nytta i nærlona til eit utslepp for vurdering av prøvestasjonen sin miljøtilstand (frå NS 9410:2007).

Miljøtilstand 1	-Minst 20 artar av makrofauna (>1 mm) utanom nematoder i eit prøveareal på 0,2 m ² ; -Ingen av artane må utgjera meir enn 65% av det totale individantalet.
Miljøtilstand 2	-5 til 19 artar av makrofauna (>1 mm) utanom nematoder i eit prøveareal på 0,2 m ² ; -Meir enn 20 individ utanom nematoder i eit prøveareal på 0,2 m ² ; -Ingen av artane må utgjera meir enn 90 % av det totale individantalet.
Miljøtilstand 3	-1 til 4 artar av makrofauna (>1 mm) utanom nematoder i eit prøveareal på 0,2 m ² .
Miljøtilstand 4 (uakseptabel)	-Ingen makrofauna (>1 mm) utanom nematoder i eit prøveareal på 0,2 m ²

GEOMETRISKE KLASSAR

Då botnfaunaen blir identifisert og kvantifisert, kan artane inndelast i geometriske klassar. Det vil seie at alle artane frå ein stasjon blir gruppert etter kor mange individ kvar art er representert med. Skalaen for dei geometriske klassane er I = 1 individ, II = 2-3 individ, III = 4-7 individ, IV = 8-15 individ per art, osv (**tabell 8**). For ytterlegare informasjon kan ein visa til Gray og Mirza (1979), Pearson (1980) og Pearson et. al. (1983). Denne informasjonen kan setjast opp i ei kurve kor geometriske klassar er presentert i x- aksen og antal artar er presentert i y-aksen. Forma på kurva er eit mål på sunnheitsgraden til botndyrsamfunnet og kan dermed brukast til å vurdere miljøtilstanden i området. Ei krapp, jamt fallande kurve indikerer eit upåverka miljø, og forma på kurva kjem av at det er mange artar, med heller få individ. Eit moderat påverka samfunn vil ha ei kurve som er meir avflata enn i eit upåverka miljø. I eit sterkt påverka miljø vil forma på kurva variere på grunn av dominerande artar som førekjem i store mengder, samt at kurva vil bli utvida med fleire geometriske klassar.

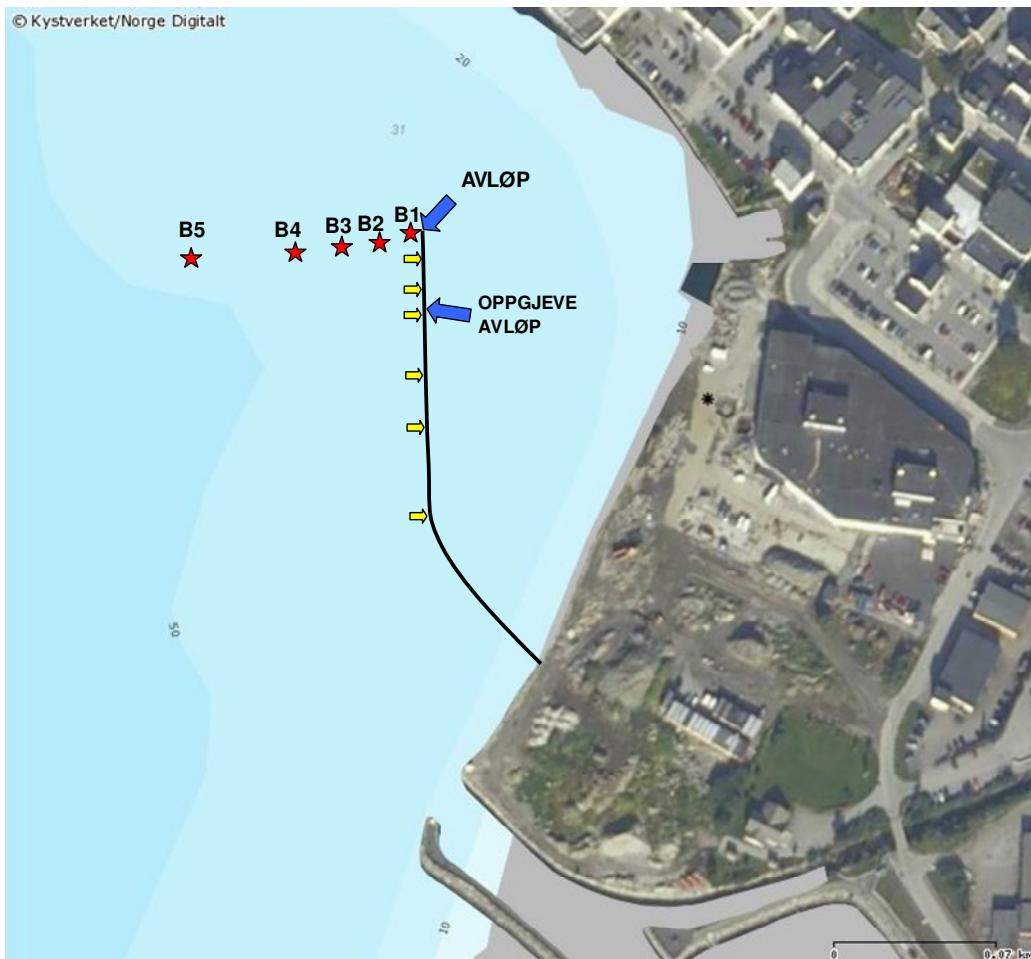
Tabell 8. Døme på inndeling i geometriske klassar.

Geometrisk klasse	Tal individ/art	Tal artar
I	1	15
II	2-3	8
III	4-7	14
IV	8-15	8
V	16-31	3
VI	32-63	4
VII	64-127	0
VIII	128-255	1
IX	256-511	0
X	512-1032	1

MOM B-GRANSKING VED HOVUDAVLØPET

For å få meir utfyllande informasjon om sedimenttilstanden rundt hovudavløpet vart det ved to høve teke grabbhogg med ein 0,028 m² stor vanVeen grabb grabb på fem ulike stasjoner frå like ved avløpet og i aukande avstand (ca 0, 15, 30, 60 og 110 m) utover i resipienten (**figur 8**). Prøvene vart i hovudsak undersøkt etter standard MOM B-metodikk (NS 9410:2007). I tillegg vart det teke ut ein liten andel materiale frå kvar enkelt prøve for analyse av tørrstoff og glødetap. Botnfaunaen vart ikkje vurdert i felt, men fiksert og teke med til lab for vidare analyse på same måte som for dei øvrige botnprøvene. Den første prøveserien vart teken før påkoppling av den nye leidningen, medan den andre prøveserien vart teken etter at leidningen hadde vore i bruk i ca 6 månader.

I ei standard MOM B-gransking vert botnsedimentet granska med omsyn på tre sedimentparametrar, som alle blir tildelt poeng etter kor mykje sedimentet er påverka av tilførslar av organisk stoff. **Fauna-granskinga (gruppe I)** består i å konstatere om dyr større enn 1 mm er til stades i sedimentet eller ikkje. Ved denne granskinga vart dyla i tillegg tekne med og artsbestemt i laboratoriet. **Kjemisk gransking (gruppe II)** av surleik (**pH**) og redokspotensial (**Eh**) i overflata av sedimentet vert gjeve poeng etter ein samla vurdering av pH og Eh etter spesifisert bruksrettlinning i NS 9410:2007. **Sensorisk gransking (gruppe III)** omfattar førekommst av gassbobler og lukt i sedimentet, og skildring av sedimentet sin konsistens og farge, samt grabbvolum og tjukkleik av deponert slam. Her blir det gjeve opp til 4 poeng for kvar av eigenskapane. **Vurdering** av lokaliteten sin tilstand vert fastsett ved ei samla vurdering av gruppe I – III parametrar etter NS 9410:2007.



Figur 8. Oversikt over stasjonar (B1 – B5) for MOM B-prøvetaking av sediment og botndyr ved avløpet i Ørstafjorden 15. oktober 2008 og 23. juli 2009. Planlagt posisjon for avløpet er innteikna i figuren, saman med reell posisjon funne ved ekkoloddregistrering (gule piler) 15. oktober 2008.

MILJØGIFTER I ORGANISMAR

Den 14. oktober 2008 vart det samla inn prøver av blåskjel (*Mytilus edulis*) og grisetang (*Aschophyllum nodosum*) i Ørstafjorden på tre stasjonar, dvs på stasjon 5 ved Sætre i posisjon N: 62° 12,349'E: 06° 05,301', stasjon 6 ved Notaplassen i posisjon N: 62° 11,355'E: 06° 06,555' og stasjon 7 ved Osestranda i posisjon N: 62° 11,656'E: 06° 07,313' (jf. **figur 10**). Stasjonane er om lag dei same som ved den marine kartlegginga i strandsona.

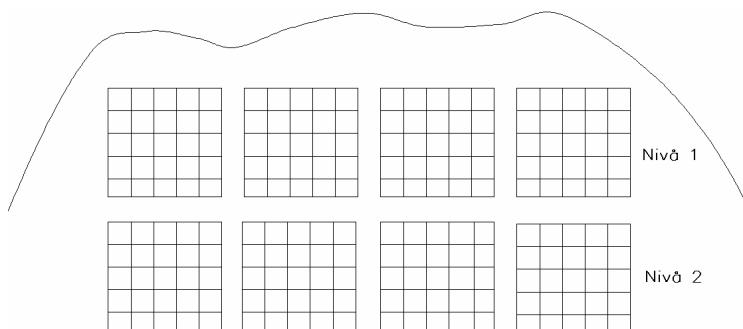
Av blåskjel vart det samla inn ca 40 – 60 individ på kvar stad, i all hovudsak med lengde mellom 4 og 6 cm. Reinsa materiale vart frose ned same dag. Av grisetang vart det på kvar stad samla inn ein blandprøve av ca 50 skotspissar kutta like under 2. blære ovanfrå. Prøvene er homogenisert, og det er målt innhold av tungmetall og organiske miljøgifter på friskvektsbasis, samt innhold av tørrstoff. Analysane er utført av Eurofins Norsk Matanalyse, ved Eurofins Analytik GmbH, Wiertz-Eggert-Jörissen, Hamburg, Tyskland.

MARIN KARTLEGGING

Det vart utført ei gransking av litoralsoner og sublitoralsoner i Ørstafjorden den 21. og 22. juli 2009, som omfatta semikvantitativ kartlegging av flora og fauna. Dette gjeld tre utvalde stasjonar, høvesvis st. 5 ved Sætre, st. 6 ved Notaplassen og st. 7 ved Osestranda (**figur 10, tabell 9**). Dette er same stasjonar (stasjon 5, 6 og 7) som vart nytta ved tilsvarende innsamling av NIVA i 1974 (Bokn & Molvær 1975). Det er ikkje teke med noko stasjon i direkte nærleik til det nye utsleppet, då strandsona i heile dette området (nord for elveosen) er sterkt modifisert med utfylling og utbygging.

I høve til NS-EN ISO 19493:2007 "Vannundersøkelse - Veiledning for marinbiologisk undersøkelse på litoral og sublitoral hardbunn", skal ein kontrollere flest mogleg naturlege tilhøve som kan påverke samfunnet i strandsona. Ulike parametrar bør registrerast, mellom anna bølgjeeksponering, substratttype, himmelretning og hellingsvinkel (**tabell 10**).

Ved kvantitativ gransking av litoralsamfunnet, vert det på kvar stasjon lagt ut eit tau med ei horisontal breidde på 8 m og langs dette vert kvadratiske prøveruter plassert (**figur 9**). Fastsittande makroalgar og dyr (> 1 mm) vert granska ved å registrere antal artar og dekningsgrad for kvar art innan ei kvadratisk prøverute på 0,5 x 0,5 m. Prøverutene er vidare delt inn i 10 x 10 cm ruter, der kvar rute utgjer 4 %. Mobile dyr og større fastsittande dyr vert angitt i antal individ per prøverute, medan algar og mindre dyr vert angitt som dekningsgrad. Granskinger i litoralsona blir utført ved lågt tidevatn. Det blir generelt utført ruteanalysar i 2 nivå med 4 parallellar i kvart nivå. Der det er spesielt lange strandsoner blir det lagt til eit tredje nivå. Dersom ein art ikkje let seg identifisere i felt, tek ein prøver for seinare identifikasjon ved hjelp av lupe eller mikroskop. Som grunnlag for artsidentifisering har ein nytta blant anna "Norsk algeflosa" (Rueness 1977) og Seaweeds of the British Isles (Maggs & Hommersand 1993).



Figur 9. Illustrasjon av kvantitativ ruteanalyse med fire parallellar over to nivå i strandsona. Kvart nivå har 4 ruter på 0,25 m² innanfor ei horisontal breidde på minst 8 m.



Figur 10. Oversiktsbilete av dei tre stasjonane Sætre, Notaplassen og Osestranda for innsamling av blåskjel og grisetang for analyser av miljøgifter, samt kvantitativ strandsoneanalyse og semikvantitativ sjøsoneanalyse, utført 21.-22. juli 2009. Biletet er henta frå www.norgeibilder.no.

Tabell 9. Posisjonar, himmelretning, hellingsvinkel og substratttype (L = litoralt, S = sublitoralt) for kvar av dei tre stasjonane i Ørstafjorden i Ørsta kommune 21. og 22. juli 2009.

Stasjon:	Sætre (st 5)	Osestranda (st 7)	Notaplassen (st 6)
Posisjon nord	62° 12, 344'	62° 11, 576'	62° 11, 351'
Posisjon aust	06° 05, 356'	06° 07, 280'	06° 06, 582'
Himmelretning	Sør vendt	Vest vendt	Nord vendt
Hellingsvinkel	< 10°	< 10°, langgrunn	< 10°, langgrunn
Substrat (L/S)	Grus-rullesteinstrand/sand-mudderbotn	Grus-rullesteinstrand/sand-mudderbotn	Grus-rullesteinstrand/sand-mudderbotn

Ved semikvantitativ gransking av sublitorale forhold vert det i større grad utført fridykking ein fast strekning langs strandkanten med ei horisontal breidde på 8 m, der ein registrerer makroskopiske og fastsittande algar og dyr i 0-3 m djup. Dominerande artar og spesielle naturtypar blir fotografert og registrert for kvar lokalitet, samt retning og geografiske koordinatar. I tillegg til artsregistrering, vert og førekomensten (mengda) anslått etter følgjande 4 – delt skala (**tabell 10**):

Tabell 10. Skala brukt i samanheng med semikvantitativ kartlegging av flora og fauna, litoralt og sublitoralt.

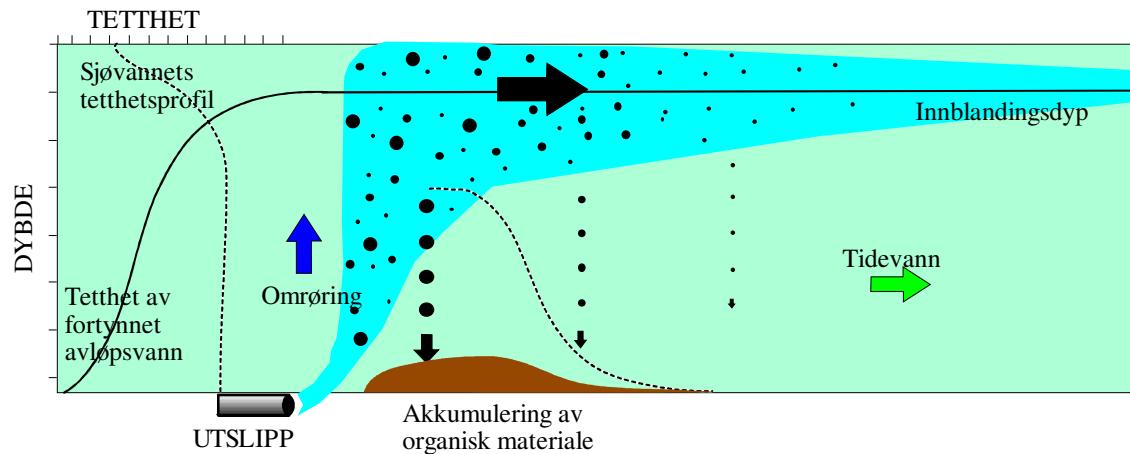
Mengd	Dekningsgrad i % (algar og dyr)	Antal individ per m ²
Dominerande	4	<80
Vanleg	3	20-80
Spreidd førekomst	2	5-20
Enkeltfunn	1	<5
Ikkje tilstades	0	0

Dominerande artar og spesielle naturtypar vart fotografert og registrert for kvar lokalitet, samt retning og geografiske koordinatar. I tillegg vart hellingsvinkel registrert med nivelleringsutstyr.

BEREKNING AV INNBLANDINGSDJUP

Avløpsvatnet har i praksis same eigenvekt som ferskvatn og er dermed lettare enn sjøvatn. Når avløpsvatnet blir sleppt ut gjennom ein leidning på djupt vatn, vil det difor begynne å stige opp mot overflata samtidig som det blandar seg med det omkringliggjande sjøvatnet. Dersom sjøvatnet har ei stabil sjiktning (eigenvekta aukar mot djupet) fører dette til at eigenvekta til blandinga av avløpsvatn+sjøvatn aukar samtidig som eigenvekta til det omkringliggjande sjøvatnet avtek, og i eit gitt djup kan dermed blandingsvassmassen få same eigenvekt som sjøvatnet omkring. Då har ikkje lenger blandingsvassmassen noko "positiv oppdrift", men har framleis vertikal rørsleenergi og vil vanlegvis stige noko forbi dette "likevektsdjupet" for så å søkkje tilbake og innlagrast (**figur 11**). Dersom slike tilførslar når overflatevatnet, vil effektane kunne målast ved vassprøvetaking ved utsleppet.

Ved eit kloakkutslepp vil dei finpartikulære tilførslene og stoff som ikkje er partikkeltandne spreia ut effektivt vekk frå utsleppsstaden med vasstraumane. Berre dei største partiklane vil sedimentere lokalt ved sjølve utsleppet. Lenger vekk frå utsleppet vil straumhastigheita etter kvart avta og vere avhengig av dei generelle straumtilhøva i sjøområdet. Det vil då vere meir "sedimentanterande forhold" ettersom vasshastigheita avtek, og partiklar med stadig mindre storleik vil sedimentere ut. Det er difor ein vanlegvis tek prøver av sedimentet ved det djupaste i ein recipient, fordi det her vil vere sedimentert meir stoff også over lengre tid.



Figur 11. Prinsippskisse for eit kloakkutslepp i sjø, med gjennomslag til overflata og kun lokal sedimentering av organiske tilførslar rett i nærleiken av utsleppspunktet i recipienten.

For berekning av innlagringsdjupet og spreiing med fortynning etter innlagring, brukar me den numeriske modellen Visual PLUMES utvikla av U.S. EPA (Frick et al. 2001). Naudsynte opplysningar for modellsimuleringane er vassmengde, utsleppsdjup, diameter for utsleppsrøyet, vertikalprofilar for temperatur og saltinnhald - samt straumhastigheita i recipienten. Det vert nyttar ein typisk "vinterprofil" og ein typisk "sommarprofil", men ein bør vere merksam på at dette sannsynlegvis utelet store variasjonar innanfor kvar periode.

Ved stor diameter i avløpsleidningen og lita vassmengde er det sannsynleg at avløpsvatnet ikkje alltid fyller opp røyrleidningen. Utstrøyminga blir då konsentrert i øvre del av tverrsnittet, og det blir sjøvassinnstrenging i nedre del av tverrsnittet. Det blir ei viss medriving og blanding mellom avløpsvatn og sjøvatn i det siste stykket av leidningen, og den strålen som forlet leidningen vil difor bestå av avløpsvatn og ein mindre andel sjøvatn. For skildring av avløpet blir vist til kapitlet "spreiing og modellering av avløpet" lenger framme.

Dersom det ikkje er noko vesentleg medriving av sjøvatn inne i røyret, kan vatnet i nedre del av tverrsnittet dynamisk sett betraktast som stilleståande. Tverrsnittsarealet for utstrøyming er då gitt av at det såkalla densimetriske Froude-talet (F) har verdien 1. F er definert som:

$$F = \frac{U}{\sqrt{g \frac{\Delta \rho}{\rho} H}}$$

Der: \mathbf{U} = straumhastigkeit, \mathbf{g} = gravitasjonskontanten ($9.81 \text{ m}^3/\text{s}$), $\Delta \rho/\rho$ = relativ tettleiksfordeling mellom ferskvatn og omkringliggjande sjøvatn, og \mathbf{H} = tjukkleik av utstrøymande lag.

Forutsetninga $F = 1$ uttrykkjer at det er balanse mellom kinetisk energi og potensiell energi knytta til trykket. Dersom $F \geq 1$ vil utstrøyminga fylle heile røyret. Når $F < 1$ vil ikkje det utstrøymande avløpsvatnet kunne fylle heile røyret og det blir sjøvassinnstrenging.

RESULTAT

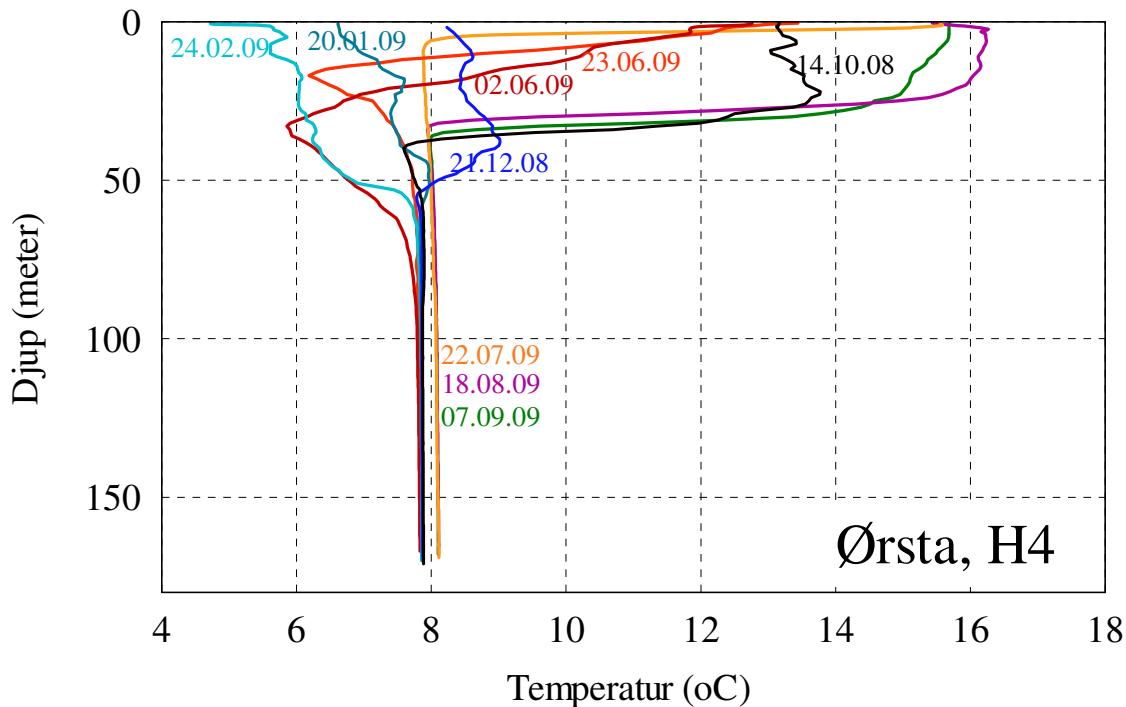
SJIKTNING OG HYDROGRAFI

Målingar av temperatur, saltinnhold og oksygen vart gjort i ein vintersituasjon (14./15. oktober 2008, 21. desember 2008, 20. januar og 24. februar 2009) og i ein sommarsituasjon (2. og 23. juni, 22. juli, 18. august, og 7. september 2009) på fire ulike stader i og utanfor Ørstafjorden (jf. **figur 6, tabell 4 og 5**).

Profilane for dei tre stasjonane inne i Ørstafjorden var i stor grad samanfallande nedover i djupna, og det er difor for det meste teke utgangspunkt i den djupaste stasjonen H4 ved presentasjon av resultata. Profilane for referansestasjonen ute i Vartdalsfjorden viste for det meste jamne temperaturar, saltinnhold og oksygen nedover i djupna, tilsvarande ein fjord med gode utskiftingstilhøve, og er ikkje presentert nærmare.

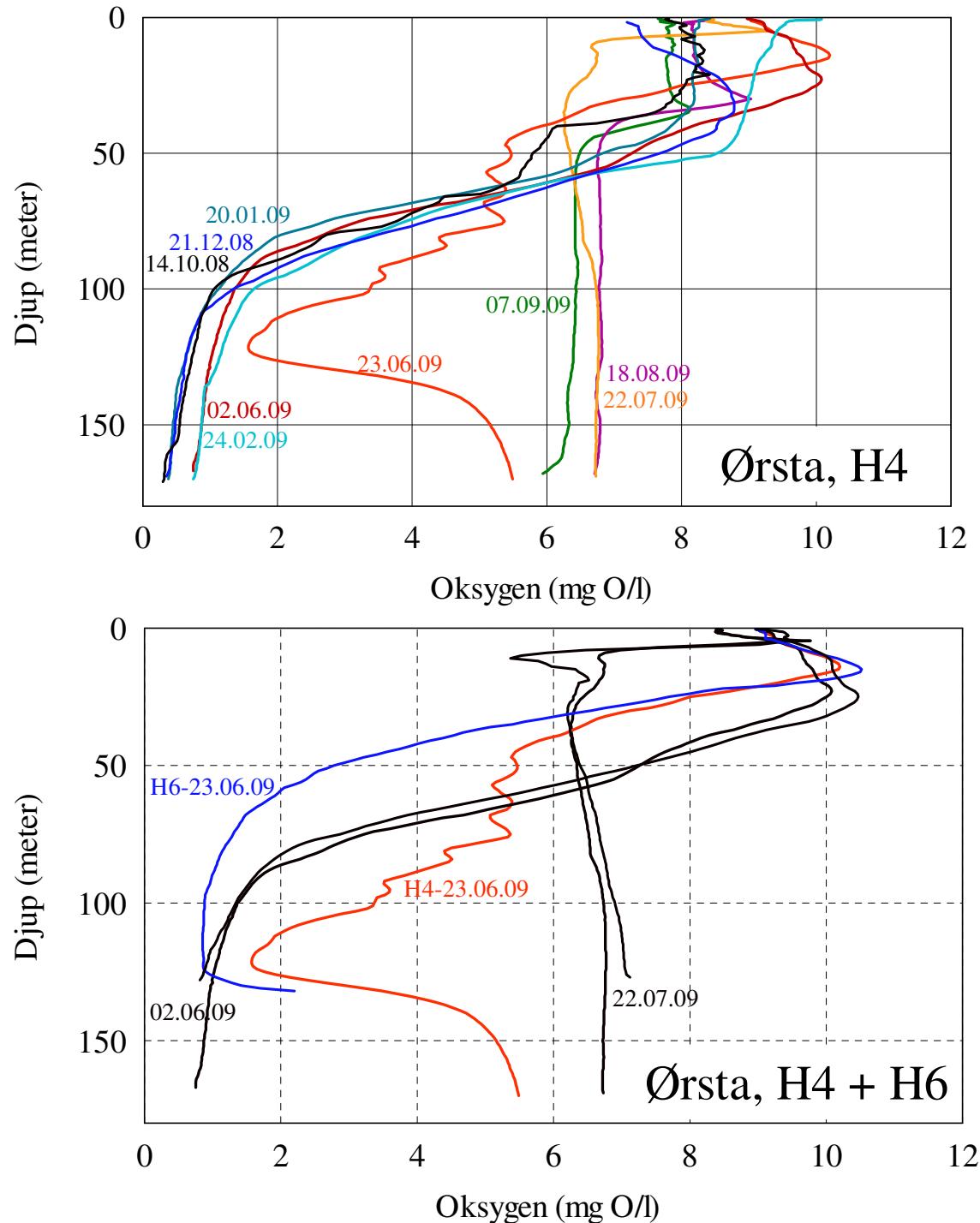
Terskelen inn til Ørstafjorden er ca 24 meter djup. Vanlegvis vil straum og utskifting over terskelen påverke vassøyla ca 5-15 meter under terskelnivå, slik at ein kan forvente at ein har meir eller mindre stagnerande vatn djupare enn ca 30-40 meter i Ørstafjorden.

Temperaturen i Ørstafjorden varierte med årstidene i dei øvste ca 30-50 metrane av vassøyla (**figur 12**). Temperaturen nedover i vassøyla ned mot botnen var derimot svært stabil, rundt 7,9 °C i første del av måleperioden, og ca 8,1 °C etter ei utskifting av botnvatnet sommaren 2009.



Figur 12. Temperatur (°C) i vassøya på stasjon H4 i Ørstafjorden hausten/vinteren 2008/09 og sommaren 2009.

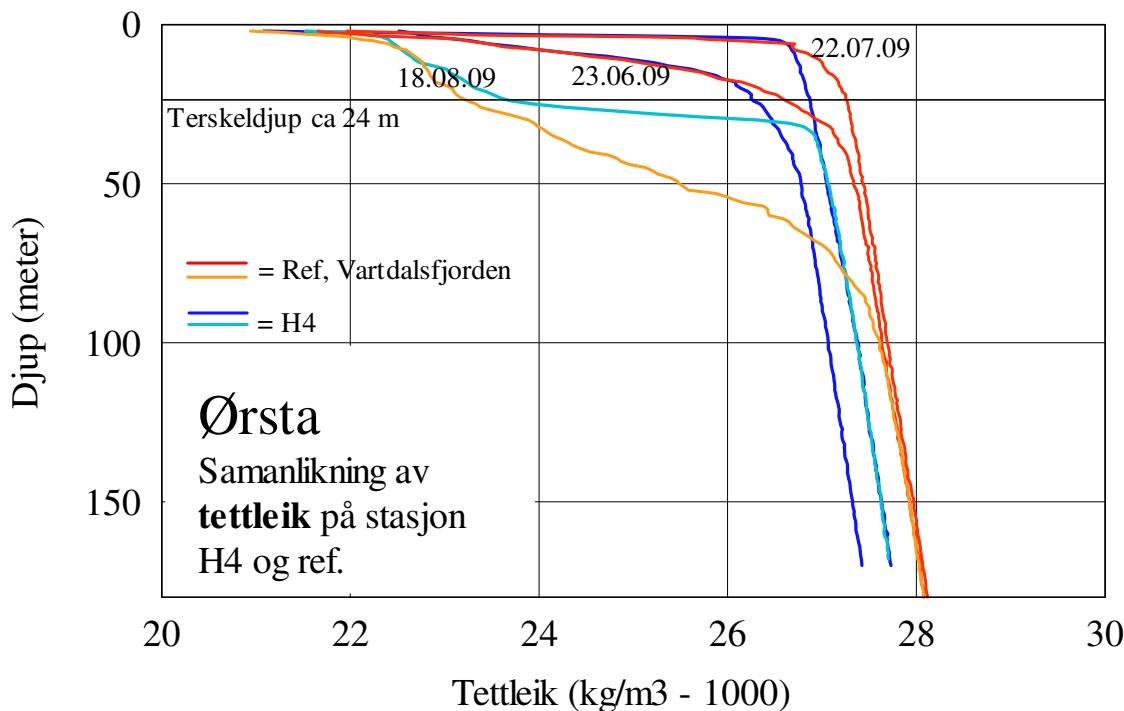
Oksygenmålingane i løpet av måleperioden viser tydeleg at det var ei utskifting med total fornying av bassengvatnet i Ørstafjorden sommaren 2009 (**figur 13**). Hausten/vinteren 2008/09 og fram til og med 2. juni 2009 var det svært lite oksygen att i djupvatnet. Ved botnen var det ca 0,4 mg O/l, tilsvarande ei oksygenmetting på 4 % (SFT tilstandsklasse V = "meget dårlig"). Den 23. juni vart profilen teken midt i ein utskiftingsepisode, der tyngre, oksygenrik vavn har passert over terskelen og nådd ned til det djupaste, medan ein del av det oksygenfattige botnvatnet "heng att" mellom 100 og 130 m djup.



Figur 13. Øvst: Oksygeninnhold (mg O/l) i vassøyla på stasjon H4 i Ørstafjorden hausten/vinteren 2008/09 og sommaren 2009. Nedst: Samanlikning av oksygeninnhold på stasjon H4 (raud og svart) og H6 (blå og svart) i perioden før, under og etter utskiftinga sommaren 2009.

Dersom ein samanliknar stasjonane H4 og H6 (**figur 13, nedst**), ser ein at nytt, oksygenrikt vatn har fyllt opp ein god del av den djupaste delen av bassenget ved H4 den 23. juni, medan det så vidt er kome noko oksygenrikt vatn eit par meter over botn på ca 140 m djup i det inste bassenget ved H6. Det tyder på at det oksygenfattige botnvatnet er i ferd med å bli pressa innover og oppover i vassøyla ved H6. Den 2. juni måtte ein djupare enn 80 meter for å finne vatn med mindre enn 2 mg O/l, medan ein på stasjon H6 den 23. juni fann vatn med mindre enn 2 mg O/l allereie på 60 m djup (**figur 13, nedst**). Samtidig (den 23. juni) var det over 5 mg O/l på 60 m djup på stasjon H4, så her var utskiftinga kome vesentleg lenger på dette tidspunktet. Elles var profilane på H6 og H4 om lag samanfallande både før og etter sjølve utskiftinga.

Ved målinga den 22. juli 2009 såg det meste av bassengvatnet ut til å vere skifta ut (**figur 13**). Men dersom ein ser på tettleiken av vatnet innanfor og utanfor terskelen denne datoene, ser ein at tettleiken av vatnet i Vartdalsfjorden over terskeldjup var større enn på stasjon H4 inne i Ørstafjorden (**figur 14**). Det betyr at det truleg framleis var utskifting den 22. juli, og at det truleg hadde vore forhold for utskifting i litt over ein månad. Ved bruk av Fjordmiljømodellen (Stigebrandt 1992) finn ein at tida det vil ta å fylle opp djupvassbassenget med nytt vatn er berekna til 13,9 dagar ved ei utskifting. Ved målinga den 18. august ser ein at tettleiken på terskelnivå i Vartdalsfjorden var lågare enn i Ørstafjorden, og det var ikkje lenger mogeleg med noko utskifting (**figur 14**).

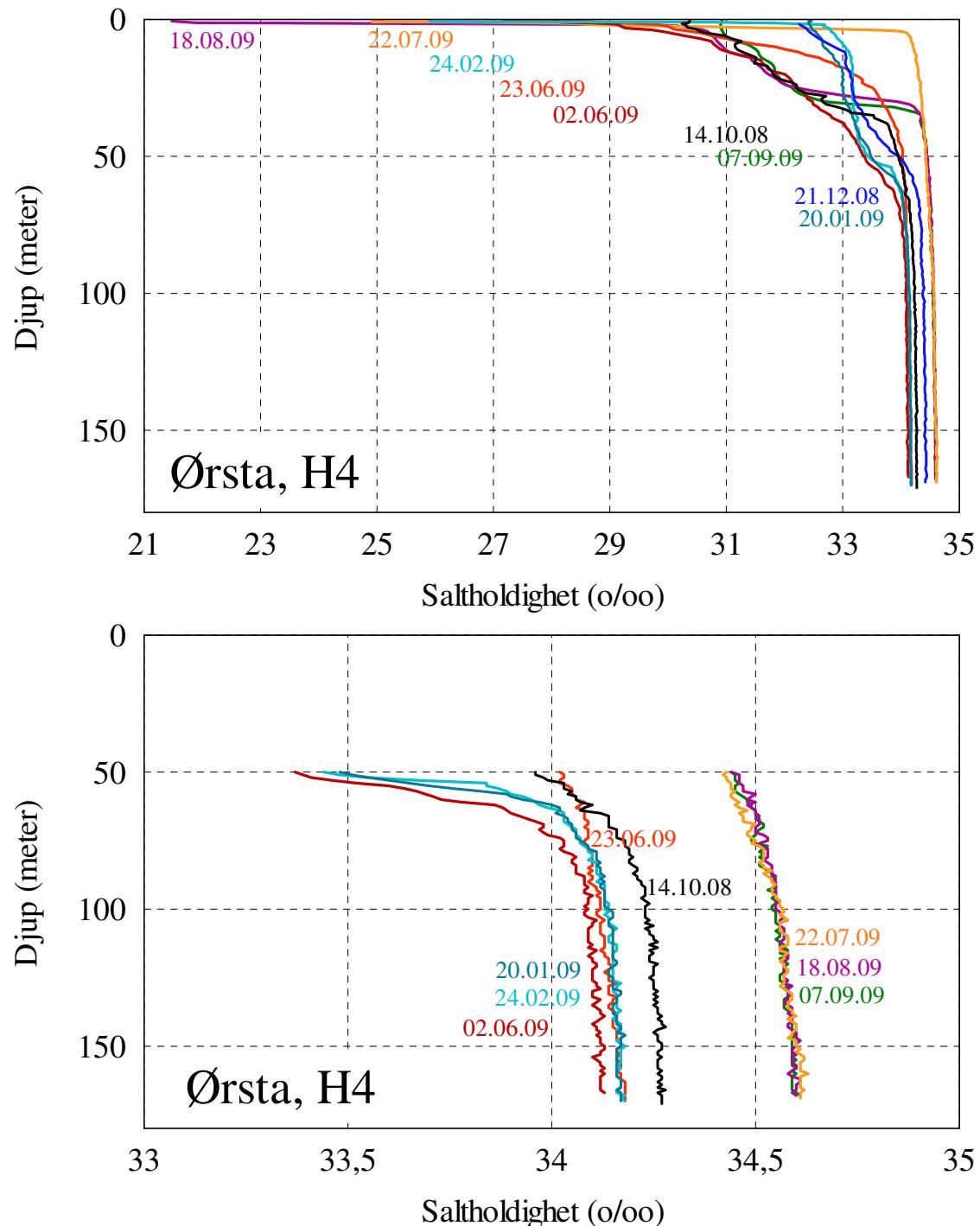


Figur 14. Tettleik (kg/m³ - 1000) i vassøyla på stasjon H4 i Ørstafjorden og på referansestasjonen i Vartdalsfjorden utanfor terskelen i perioden rundt og etter utskifting sommaren 2009.

Saltinnhaldet i djupvatnet i Ørstafjorden var forholdsvis stabilt djupare enn ca 30-50 meter gjennom måleperioden (**figur 15**). I perioden før utskiftinga var saltinnhaldet ved det djupaste ca 34,2 %, medan det etter utskifting var ca 34,6 % (**figur 15, nedst**). Målingane tekne i oktober og desember 2008 vart tekne med to ulike sonder, og har litt avvikande verdiar, medan målingane frå januar 2009 og utover er tekne med ein tredje sonde.

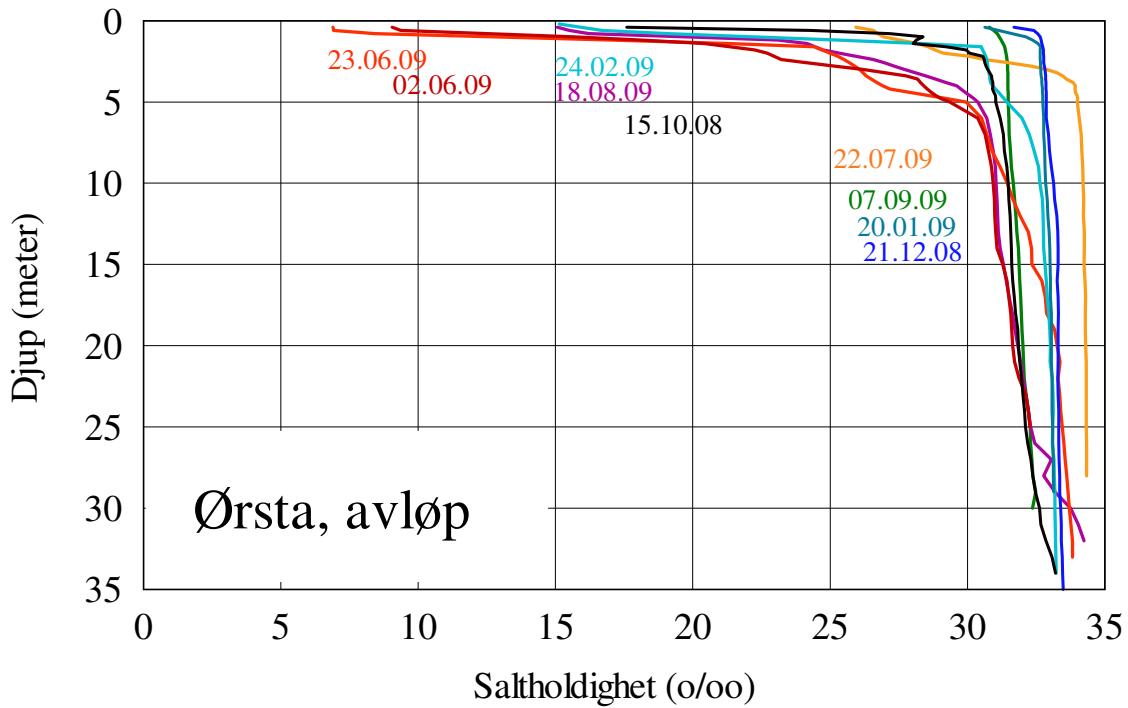
Grunnare enn 50 meter var det ein del variasjon i saltinnhaldet gjennom året, om vinteren var det jamt over noko saltare enn om sommaren og hausten, truleg på grunn av generelt lågare avrenning. Eit unntak var den 22. juli 2009, då det var høgt saltinnhald i nesten heile vassøyla, med over 34 % heilt

opp til 4,5 meters djup. Dette gjaldt alle stasjonane i Ørstafjorden, samt i Vartdalsfjorden utanfor (figur 15 og 16). Dette skuldst langvarige periodar med nordlege til austlege vindar frå midten av juni fram mot slutten av juli, som fører til at det litt brakke overflatenvatnet til kyststraumen blir ført ut frå land til havs, og erstatta med saltare atlanterhavsvatn nedanfrå djupet. Det er ved slike episodar ein oftast får utskifting og fornying av botnvatn i terskla område.



Figur 15. Øvst: Saltinnhald i vassøyla på stasjon H4 i Ørstafjorden hausten/vinteren 2008/09 og sommaren 2009. Nedst: Same som over, men kun djupare enn 50 meter. Merk ulik skala.

Ørstafjorden var generelt noko ferskvasspåverka i overflatelaget, men det brakke overflatelaget var nokså tynt, med opp mot eit par meters tjukkleik på det meste. Ved avløpet vart det målt ned mot 7 % om sommaren (**figur 16**), medan det så langt ute i fjorden som på stasjon H4 berre var ned mot 21 % på det lågaste (**figur 15**).



Figur 16. Øvst: Saltinnhald i vassøyla ved avløpet i Ørstafjorden hausten/vinteren 2008/09 og sommaren 2009.

VASSKVALITET

Det vart samla inn vassprøver i to omgangar, for analyse av næringssalt, turbiditet og tarmbakteriar ved ein vintersituasjon (desember-februar), og dei same parametrane samt klorofyll a ved ein sommarsituasjon (juni-september). Prøvene vart tekne på 1 og 10 meters djup, og ca annankvar gong på 30 meters djup. Klorofyll a vart teke som blandprøve frå 1, 5 og 10 m djup om sommaren. Prøvene vart tekne på 4 stasjonar: ved avløp, H6, H4 og ein referansestasjon i Vartdalsfjorden (jf. **tabell 4** og **figur 6**).

Næringssalt

Ved gjennomgang av resultata frå analysane av næringssalt viser det seg at prøvene frå 21. desember og 20. januar hadde svært høge ammoniumverdiar på samlede stasjonar. Verdiane av ammonium-nitrogen var oppgitt til å vere høgare enn verdien for total nitrogen, og resultata skuldast truleg feil med analysen. Ingen av målingane av ammonium frå desse to datoane vart tekne med i vidare berekning. Ein høg verdi på 720 µg/l frå 10 m djup på referansestasjonen den 23. juni skuldast truleg ureining av prøven, og er teken ut av tabellen.

Nokre prøver av næringssalt hadde konsentrasjonar som låg under deteksjonsgrensa, og desse vart sett til 75 % av aktuell deteksjonsgrense ved berekning av gjennomsnittsverdiar. For eksempel vil då ein oppgitt verdi for fosfat-fosfor på <2 µg/l bli sett til 1,5 µg/l ved summering og berekning av gjennomsnittet.

Innhaldet av næringssalt var generelt lågt i Ørstafjorden (**tabell 11-18**). Om vinteren var alle verdiane innanfor tilstandsklasse I = "meget god" for alle undersøkte næringssalt i overflatevatnet. Også om sommaren var dei aller fleste verdiane innanfor tilstandsklasse I = "meget god", med unntak av fosfat-fosfor ved avløpet, som så vidt kom opp i tilstandsklasse II = "god". For nitrat-nitrogen ligg deteksjonsgrensa på 20 µg/l, medan grenseverdiane til tilstandsklasse II = "god" ligg innanfor 12 - 23 µg/l. Tilstandsklassen til nitrat-nitrogen er dermed sett til klasse II på alle stasjonar, men kan godt mogeleg ha vore i tilstandsklasse I.

Innhaldet av næringssalt er også avhengig av saltinnhaldet (SFT 1997), og ved saltinnhald lågare enn 20 er det sett opp ein lineær samanheng mellom kriteriene for ferskvatn og saltvatn. Ved dei to prøvetakingane i juni var det noko lågt saltinnhald i overflata (jf. **figur 16**). Ved målinga 2. juni var saltinnhaldet ca 16 % på 1 m djup ved avløpet, medan det vart målt til ca 13 % på 1 m djup den 23. juni. Saltinnhaldet var over 20 på 1 m djup på dei tre andre stasjonane ved alle måletidspunkt. Utslaga på grunn av saltinnhald i høve til klassifiseringa av næringssalt er små, og verken for dei enkelte datoane eller for gjennomsnittet av målingar får dette noko betydning for tilstandsklassen.

Konsentrasjonane av næringssalt om sommaren auka gjennomgåande noko med djupna. Dette er vanleg, då det vanlegvis er mindre algar og følgjeleg mindre forbruk av næringssalt til djupare ein kjem. Klassifiseringa i SFT (1997) gjeld då også berre for overflatelaget. Om vinteren er det lite algar og lite forbruk av næringssalt også i dei øvste vasslagene, og konsentrasjonane av næringssalt var om lag det same på alle tre måledjupa (**tabell 11-18**).

Klorofyll a

Innhaldet av klorofyll a var jamt over lågt, men noko høge verdiar på stasjon H6 og referansestasjonen den 22. juli gjorde at desse to stasjonane samla sett kom rett over grensa til tilstandsklasse II = "god". Stasjon H4 og stasjonen ved avløpet hamna i tilstandsklasse I = "meget god" (**tabell 11-18**).

Turbiditet og siktedjup

Turbiditeten, som viser mengda av partiklar i sjøen, var låg på alle stasjonar, og låg godt innanfor tilstandsklasse I = "godt eigna". Sameleis hamna siktedjupet i tilstandsklasse I = "meget god", og siktedjupet var om lag det same på alle stasjonane (**tabell 11-18**). Siktedjupet var lågast den 18. august på alle stasjonar, og dette har samanheng med mykje nedbør i perioden før prøvetaking, med påfølgjande stor avrenning og mykje brunt vatn både i Ørstafjorden og utforbi.

E.coli

Innhaldet av *E.coli* i prøvene var lågt i alle prøvene på stasjon H4 og på referansestasjonen (tilstandsklasse I = "meget god"). Det er rekna at naturtilstanden ligg innanfor 1 – 10 tarmbakteriar pr 100 ml på grunn av spreidde tilførslar frå m.a. fuglar. På stasjon H6 var det ved eitt høve (20. januar 2009) noko høg konsentrasjon av *E.coli* i overflatevatnet, på 28 pr. 100 ml (**tabell 14**), tilsvarende tilstandsklasse II = "god". Årsaka til denne noko forhøga verdien på denne stasjonen er noko uviss, men ein lekkasje eller avrenning frå gjødsel som har komme med elva er ei mogeleg forklaring. Denne datoan var det også noko forhøga konsentrasjon i overflatevatnet ved avløpet (92 *E.coli* pr. 100 ml), men dette var rett før den nye leidningen vart sett i drift, så kjelda må vere ei anna.

Nokre av sommarmålingane 2009 viste svært høge verdiar av *E.coli* på 30 m djup (**tabell 12**). Dette er forventa, då prøvene er tekne rett i utløpet av utsleppsleidningen. Ved eit par høve vart det derimot ikkje påvist *E.coli* på 30 m djup, og dette viser at det på dette djupet berre er få meter mellom det oppstigande avløpsvatnet og det "reine" vatnet rundt. Det var noko vind ved fleire av prøvetakingane og vanskeleg å halde båten i nøyaktig posisjon ved prøvetakinga. På 10 m djup er mykje av avløpsvatnet fortynta (jf. kapitlet om modellering og spreiing av avløpet lenger framme), og her vart det berre ved eitt høve målt høge konsentrjonar av *E.coli*. I overflatevatnet vart det i all hovudsak målt låge konsentrasjonar av *E.coli*, men ei noko høg måling på 28 *E.coli* pr. 100 ml den 2. juni gav her tilstandsklasse II = "god".

Tabell 11. Næringssalt ved stasjonen **Ørsta avløp** i Ørstafjorden gjennom ein vinter- og sommarsituasjon 2008/2009 (sjå figur 6). Fargesetting etter SFT (1997) si klassifisering av tilstand, der høvesvis vinter- og sommartilhøve er nytta. Tilstand I = "meget god" (blå), II = "god" (grøn), III = "mindre god" (gul), IV = "dårleg" (oransje) og V = "meget dårlig" (raud). Klassifiseringa gjeld berre for overflatelaget. Ved berekning av gjennomsnitt er verdiar under deteksjonsgrensa sett til 75 % av denne.

Ørsta avløp															
Parameter (eininger)	Total fosfor (µg / l)			Fosfat-fosfor (µg / l)			Total nitrogen (µg / l)			Nitrat-nitrogen (µg / l)			Ammonium -N (µg / l)		
Djup (m)	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30
Vinter															
21. des.	18	23	-	12	16	-	177	178	-	75	75	-	196*	250*	-
20. jan.	21	19	23	15	13	17	164	148	167	86	85	86	222*	215*	212*
24. feb.	19	15	-	17	13	-	-	-	-	73	70	-	<30	<30	-
gjennomsnitt	19,3	19,0	23,0	14,7	14,0	17,0	171	163	167	78	77	86	<30	<30	-
Sommar															
2. juni	8	20	25	2	<2	12	120	<100	230	39	<20	36	-	-	32
23. juni	3,7	<2	-	<2	<2	-	96	100	-	<20	<20	-	11	12	-
22. juli	5,5	54	31	<2	32	23	190	270	260	<20	160	91	15	30	46
18. aug.	6	9	-	6	<2	-	120	110	-	<20	<20	-	15	19	-
7. sept.	11	9,7	45	9,3	5,4	34	270	260	550	-	-	-	-	-	-
gjennomsnitt	6,8	18,8	33,7	4,1	8,4	23	159	163	347	21	51	64	13,7	20,3	39

* = oppgitte verdiar for ammonium i desember og januar er feil (høgare enn total nitrogen).

Tabell 12. Turbiditet, tarmbakteriar, klorofyll a og siktedjup ved stasjonen **Ørsta avløp** i Ørstafjorden gjennom ein vinter- og sommarsituasjon 2008/2009 (sjå figur 6). Fargesetting etter SFT (1997) si klassifisering av tilstand, der høvesvis vinter- og sommartilhøve er nytta. Tilstand I = "meget god" (blå), II = "god" (grøn), III = "mindre god" (gul), IV = "dårleg" (oransje) og V = "meget dårlig" (raud).

Ørsta avløp													
Parameter (eininger)	Turbiditet (NTU)			E. Coli (antal/100 ml)			Klorofyll a (µg/l)			Siktedjup (m)			
Djup (m)	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30	
Vinter													
21. des.	0,58	0,57	-	0	0	-							16
20. jan.	0,62	0,52	0,49	92	2	1							17
24. feb.	0,19	0,16	-	1	<1	-							10?
gjennomsnitt/ 90-persentil (E.coli)	0,46	0,42	0,49	92	2	1							14,3
Sommar													
2. juni	0,44	0,51	0,53	28	0	141	0,9						10
23. juni	0,79	1,3	-	<1	1	-	1,2						8
22. juli	0,90	0,65	1,0	1	400	>1000	1,7						7
18. aug.	1,02	0,76	-	6	<5	-	2,2						5,5
7. sept.	1,7	0,85	1,3	9	5	>1000	2,0						8
gjennomsnitt/ 90-persentil (E.coli)	0,97	0,81	0,94	28	400	>1000	1,6						7,7

Tabell 13. Næringssalt ved stasjon H6 i Ørstafjorden gjennom ein vinter- og sommarsituasjon 2008/2009 (sjå figur 6). Fargesetting etter SFT (1997) si klassifisering av tilstand, der høvesvis vinter- og sommartilhøve er nytta. Tilstand I = "meget god" (blå), II = "god" (grøn), III = "mindre god" (gul), IV = "dårleg" (oransje) og V = "meget dårlig" (raud). Klassifiseringa gjeld berre for overflatelaget. Ved berekning av gjennomsnitt er verdiar under deteksjonsgrensa sett til 75 % av denne.

Stasjon H6															
Parameter (eininger)	Total fosfor (µg / l)			Fosfat-fosfor (µg / l)			Total nitrogen (µg / l)			Nitrat-nitrogen (µg / l)			Ammonium -N (µg / l)		
Djup (m)	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30
Vinter															
21. des.	17	38	-	12	30	-	185	182	-	75	77	-	209*	230*	-
20. jan.	18	18	21	13	14	15	168	170	163	84	90	96	215*	227*	224*
24. feb.	16	16	-	13	14	-	-	-	-	96	101	-	<30	<30	-
gjennomsnitt	17,0	24,0	21,0	12,7	19,3	15,0	177	176	163	85	89	96	<30	<30	-
Sommar															
2. juni	6	9	20	6	8	19	100	89	149	<20	<20	<20	8	6	19
23. juni	4,9	8,0	-	<2	<2	-	94	94	-	<20	<20	-	13	12	-
22. juli	4,3	54	35	<2	38	32	110	260	260	<20	170	180	13	14	10
18. aug.	5	5	-	<2	3	-	91	100	-	<20	<20	-	13	16	-
7. sept.	6,1	7,8	16	<2	4,4	12	240	240	320	-	-	-	-	-	-
gjennomsnitt	5,3	16,8	23,7	2,4	11,0	21,0	127	157	243	<20	54	98	11,8	12,0	14,5

* = oppgitte verdiar for ammonium i desember og januar er feil (høgare enn total nitrogen).

Tabell 14. Turbiditet, tarmbakteriar, klorofyll a og siktetdjup ved stasjon H6 i Ørstafjorden gjennom ein vinter- og sommarsituasjon 2008/2009 (sjå figur 6). Fargesetting etter SFT (1997) si klassifisering av tilstand, der høvesvis vinter- og sommartilhøve er nytta. Tilstand I = "meget god" (blå), II = "god" (grøn), III = "mindre god" (gul), IV = "dårleg" (oransje) og V = "meget dårlig" (raud).

Stasjon H6									
Parameter (eininger)	Turbiditet (NTU)			E. Coli (antal/100 ml)			Klorofyll a (µg/l)	Siktetdjup (m)	
Djup (m)	1	10	30	1	10	30			
Vinter									
21. des.	0,63	0,41	-	0	0	-			17
20. jan.	0,51	0,34	0,22	28	1	<1			17
24. feb.	0,17	0,14	-	2	<1	-			12?
gjennomsnitt/ 90-persentil (E.coli)	0,44	0,30	0,22	28	1	<1			15,3
Sommar									
2. juni	0,43	0,52	0,50	0	0	0	1,2		10
23. juni	0,76	1,2	-	<1	2	-	1,3		7
22. juli	0,40	0,85	0,49	0	0	0	4,2		9
18. aug.	1,05	0,59	-	0	2	-	2,3		6
7. sept.	1,3	1,1	1,2	1	2	8	1,4		7
gjennomsnitt/ 90-persentil (E.coli)	0,79	0,85	0,73	1	2	8	2,1		7,8

Tabell 15. Næringssalt ved stasjon H4 i Ørstafjorden gjennom ein vinter- og sommarsituasjon 2008/2009 (sjå figur 6). Fargesetting etter SFT (1997) si klassifisering av tilstand, der høvesvis vinter- og sommartilhøve er nytta. Tilstand I = "meget god" (blå), II = "god" (grøn), III = "mindre god" (gul), IV = "dårleg" (oransje) og V = "meget dårlig" (raud). Klassifiseringa gjeld berre for overflatelaget. Ved berekning av gjennomsnitt er verdiar under deteksjonsgrensa sett til 75 % av denne.

Stasjon H4															
Parameter (eininger)	Total fosfor (µg / l)			Fosfat-fosfor (µg / l)			Total nitrogen (µg / l)			Nitrat-nitrogen (µg / l)			Ammonium -N (µg / l)		
Djup (m)	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30
Vinter															
21. des.	22	23	-	17	17	-	167	163	-	75	73	-	201*	192*	-
20. jan.	19	19	20	14	14	15	195	164	163	81	85	87	213*	219*	219*
24. feb.	15	15	-	15	14	-	-	-	-	95	99	-	<30	<30	-
gjennomsnitt	18,7	19,0	20,0	15,3	15,0	15,0	181	164	163	84	86	87	<30	<30	-
Sommar															
2. juni	13	8	22	<2	8	19	93	170	91	<20	<20	24	8	-	26
23. juni	<2,0	9,2	-	<2	<2	-	98	100	-	<20	<20	-	13	13	-
22. juli	5,0	56	47	<2	32	31	100	250	240	<20	160	170	35	12	12
18. aug.	5	5	-	<2	4	-	130	110	-	<20	<20	-	15	12	-
7. sept.	4,7	7,7	9,9	<2	3,9	9,0	360	280	250	-	-	-	-	-	-
gjennomsnitt	5,8	17,2	26,3	<2	9,9	19,7	156	182	194	<20	51	97	17,8	12,3	19,0

* = oppgitte verdiar for ammonium i desember og januar er feil (høgare enn total nitrogen).

Tabell 16. Turbiditet, tarmbakteriar, klorofyll a og siktedjup ved stasjon H4 i Ørstafjorden gjennom ein vinter- og sommarsituasjon 2008/2009 (sjå figur 6). Fargesetting etter SFT (1997) si klassifisering av tilstand, der høvesvis vinter- og sommartilhøve er nytta. Tilstand I = "meget god" (blå), II = "god" (grøn), III = "mindre god" (gul), IV = "dårleg" (oransje) og V = "meget dårlig" (raud).

Stasjon H4									
Parameter (eininger)	Turbiditet (NTU)			E. Coli (antal/100 ml)			Klorofyll a (µg/l)	Siktedjup (m)	
Djup (m)	1	10	30	1	10	30			
Vinter									
21. des.	0,63	0,62	-	1	5	-			18
20. jan.	0,42	0,29	0,27	3	<1	3			17
24. feb.	0,23	0,15	-	<1	<1	-			15
gjennomsnitt/ 90-persentil (E.coli)	0,43	0,35	0,27	3	5	3			16,7
Sommar									
2. juni	0,40	0,47	0,29	0	0	0	1,3		12
23. juni	1,3	1,2	-	<1	<1	-	1,5		7
22. juli	0,34	1,5	0,52	0	3	0	1,7		8
18. aug.	0,72	1,01	-	3	1	-	2,5		7
7. sept.	0,88	0,88	0,84	1	1	0	1,6		7
gjennomsnitt/ 90-persentil (E.coli)	0,73	1,01	0,55	3	3	0	1,7		8,2

Tabell 17. Næringssalt ved referansestasjonen i Vartdalsfjorden gjennom ein vinter- og sommarsituasjon 2008/2009 (sjå figur 6). Fargesetting etter SFT (1997) si klassifisering av tilstand, der høvesvis vinter- og sommartilhøve er nytta. Tilstand I = "meget god" (blå), II = "god" (grøn), III = "mindre god" (gul), IV = "dårleg" (oransje) og V = "meget dårlig" (raud). Klassifiseringa gjeld berre for overflatelaget. Ved berekning av gjennomsnitt er verdiar under deteksjonsgrensa sett til 75 % av denne.

Referansestasjon, Vartdalsfjorden															
Parameter (eininger)	Total fosfor (µg / l)			Fosfat-fosfor (µg / l)			Total nitrogen (µg / l)			Nitrat-nitrogen (µg / l)			Ammonium -N (µg / l)		
Djup (m)	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30	1	10	30
Vinter															
21. des.	17	11	-	12	11	-	196	168	-	74	66	-	208*	208*	-
20. jan.	18	20	17	13	14	12	148	236	155	76	84	78	232*	249*	243*
24. feb.	19	15	-	17	13	-	-	-	-	73	70	-	<30	<30	-
gjennomsnitt	18,0	15,3	17,0	14,0	12,7	12,0	172	202	155	74	73	78	<30	<30	-
Sommar															
2. juni	18	28	27	11	12	13	122	123	109	<20	<20	<20	11	7	10
23. juni	4,2	8,0	-	<2	<2	-	100	93	-	<20	<20	-	13	-	-
22. juli	6,9	33	29	2,2	9,7	25	120	190	220	<20	26	150	8,8	11	11
18. aug.	6	8	-	<2	<2	-	150	140	-	<20	<20	-	15	13	-
7. sept.	4,9	8,9	7,5	<2	3,8	3,7	210	260	240	-	-	-	-	-	-
gjennomsnitt	8,0	17,2	21,2	3,5	5,7	13,9	140	161	190	<20	18	83	12,0	10,3	10,5

* = oppgitte verdiar for ammonium i desember og januar er feil (høgare enn total nitrogen).

Tabell 18. Turbiditet, tarmbakteriar, klorofyll a og siktedjup ved referansestasjonen i Vartdalsfjorden gjennom ein vinter- og sommarsituasjon 2008/2009 (sjå figur 6). Fargesetting etter SFT (1997) si klassifisering av tilstand, der høvesvis vinter- og sommartilhøve er nytta. Tilstand I = "meget god" (blå), II = "god" (grøn), III = "mindre god" (gul), IV = "dårleg" (oransje) og V = "meget dårlig" (raud).

Referansestasjon, Vartdalsfjorden									
Parameter (eininger)	Turbiditet (NTU)			E. Coli (antal/100 ml)			Klorofyll a (µg/l)	Siktedjup (m)	
Djup (m)	1	10	30	1	10	30			
Vinter									
21. des.	1,01	0,66	-	0	0	-			18
20. jan.	0,30	0,30	0,19	1	2	<1			18
24. feb.	0,19	0,16	-	1	<1	-			16
gjennomsnitt/ 90-persentil (E.coli)	0,50	0,37	0,19	1	2	<1			17,3
Sommar									
2. juni	0,44	0,62	0,40	0	0	0	0,9		11
23. juni	1,1	1,5	-	<1	<1	-	1,4		7
22. juli	0,40	0,86	0,46	1	0	0	4,3		8
18. aug.	0,86	0,73	-	5	0	-	2,1		6
7. sept.	1,3	1,7	1,8	0	0	0	1,6		7
gjennomsnitt/ 90-persentil (E.coli)	0,82	1,08	0,89	5	<1	0	2,1		7,8

SEDIMENTKVALITET

SKILDRING AV PRØVENE

Stasjon RB1 a-d ligg ca 200 m frå det nye avløpet i Ørstafjorden og vart teke på 50-52 meters djup (jf. **tabell 6**). Dei fire replikatane var nokså like i struktur og samansetjing. Grabbane inneheldt 12 liter sediment (full grabb) som var mjukt, gråsvart, med noko lukt av hydrogensulfid (**figur 17, tabell 19**). Prøvene bestod av mudder med innslag av moseklumper, truleg frå Storelva.

Stasjon RB2 a-d ligg ca 500 m frå avløpet og vart teke på ca 100 meters djup. Dei fire replikatane var noko ulike i struktur og samansetjing. Grabbane inneheldt 11-12 liter sediment som var brunsvart til gråbrunt, mjukt og luktfritt, bortsett frå ein parallelle der det var svak lukt av hydrogensulfid. Prøvene bestod av varierande mengder (5 – 40%) gras, mose og kvist oppå ein såle av mudder og silt. Litt grus.

Stasjon H6 a-d ligg ca 1 km frå avløpet og vart teke på 127-128 meters djup. Dei fire replikatane var like i struktur og samansetjing. Grabbane inneheldt 12 liter sediment (full grabb) som var mjukt til fast, luktfritt og gråbrunt, med eit noko lysare og blautare lag på overflata (**figur 17**). Det var små innslag av stein, kvist, skjelrestar og grus i prøvene.

Stasjon H4 a-d ligg i det djupaste området av Ørstafjorden og vart teke på ca 168-169 meters djup. Dei fire replikatane var like i struktur og samansetjing. Grabbane inneheldt 11-12 liter sediment som var mjukt og luktfritt. Prøvene bestod av eit 1-2 cm lysebrunt lag på overflata, oppå eit gråbrunt til brunsvart mudderaktig sediment.



Figur 17. Bilete av sediment frå stasjon RB1, RB2 og H6. **Over t.v.** På overflata av sedimentet frå RB1 ser ein nokre eksemplar av irregulære sjøpinnsvin (Spatangoideae) som er vanleg på næringsrik blautbotn. **Over t.h.** Sedimentet ved RB2 har mykje innslag av gras, kvist og mose. **Nede t.h.** Sedimentet ved H6 bestod av luktfritt, gråbrunt mudder med eit noko lysare brunt overflatelag.

Tabell 19. Feltskildring av sedimentprøvene som vart samla inn i Ørstafjorden 14.-15. oktober 2008.

Stasjon	Stasjon RB1 a-d	Stasjon RB2 a-d	Stasjon H6 a-d	Stasjon H4 a-d
Grabbvolum (liter)	12	11-12	12	10-12
Gassbobling i prøve	Nei	Nei	Nei	Nei
H ₂ S lukt	Noko til svak	Svak til ingen	Nei	Nei
Primær- sediment:	Skjelsand	-	-	-
Grus	-	litt	spor	-
Sand	-	ja	-	-
Silt	-	ja	-	-
Leire	-	-	-	-
Mudder	ja	ja	ja	ja
Feltbeskrivelser av prøvene	Full grabb bestående av grå- svart, mjukt mudder med noko lukt. Homogen struktur. Nokre moseklumper innimellan.	Full grabb bestående av A) brunsvart, mjukt materiale med svak lukt. B-D) gråbrunt, mjukt materiale utan lukt. Mudder og silt med varierande innslag av gras, mose og kvist, samtidig litt grus.	Full grabb med gråbrunt, mjukt til fast og luftfritt mudder. Litt blautare lysebrunt lag på toppen, elles homogen struktur. Spor av skjelrestar, grus og kvist.	Full grabb med mjukt, luftfritt mudder. 1-3 cm brunleg lag oppå et gråbrunt til brunsvart sediment.

Nedbrytingstilhøva i sedimentet kan beskrivast ved hjelp av både surleik (pH) og elektrodepotensial (Eh). Ved høg grad av akkumulering av organisk materiale vil sedimentet verte surt og ha eit negativt elektrodepotensial. Sedimentet på alle stasjonane var noko belasta, med noko låge pH-verdiar og også noko låge Eh-verdiar, og alle stasjonane låg på grensa mellom tilstand 1 og 2 (**tabell 20**). Meir detaljert var det høgast pH på dei to djupaste stasjonane H4 og H6, men det var noko lågare Eh på stasjon H4, noko som kan skuldast litt lågare oksygennivå i sedimentet her. På dei to grunnaste stasjonane RB1 og RB2 var pH litt lågare, og det var noko større variasjon mellom dei ulike replikatane. Dette, saman med eit i utgangspunktet høgare oksygennivå i vassmassane på desse djupa, kan tyde på at tilførslene av organisk materiale er ein del høgare her.

Tabell 20. Resultat frå måling av surleik (pH) og elektrodepotensial (Eh) i sediment i dei ulike replikata frå dei fire stasjonane i Ørstafjorden 14. - 15. oktober 2009. Forholdet mellom pH og Eh er henta frå standard MOM-figur (NS 9410:2007).

Stasjon	replikat	pH	Eh	pH/Eh-poeng (MOM B)	pH/Eh-tilstand (MOM B)
RB1	A	7,33	55	1	1
	B	7,26	-13	2	2
	C	7,27	45	1	1
	D	7,22	15	2	2
RB2	A	7,19	-30	2	2
	B	7,20	45	1	1
	C	7,52	22	1	1
	D	7,28	105	0	1
H6	A	7,38	9	1	1
	B	7,57	-26	1	1
	C	7,28	90	1	1
	D	7,26	65	1	1
H4	A	7,39	30	1	1
	B	7,40	-15	2	2
	C	7,35	-5	2	2
	D	7,33	30	1	1

KORNFORDELING

Resultatet frå kornfordelingsanalysen viser at det er sedimentterande tilhøve på dei to djupaste stasjonane i Ørstafjorden, med høvesvis 96,7 % finstoff (silt og leire) på stasjon H4 og 83,7 % på stasjon H6 (**tabell 21, figur 18**). Etterkvart som ein kjem grunnare og lenger innover i fjorden blir sedimentet grovare, og på stasjon RB1 var andelen finstoff knappe 40 %, medan andelen sand var ca 60 %. Dette er ikkje overraskande, då tyngre partiklar vil søkkje fortare og sedimentere i indre delar av fjorden, medan meir finpartikulært materiale fell til botn seinare etterkvart som det blir djupare utover fjorden. Mykje av tilførslene av materiale til Ørstafjorden kjem frå Storelva som renn ut ved Ose i Ørsta sentrum, og det kunne ein også sjå på dei to inste stasjonane, der det var ein god del innslag av mose, gras og kvistar i prøvene. Det var elles generelt lite grus i prøvene (0,2 – 2,3 %).

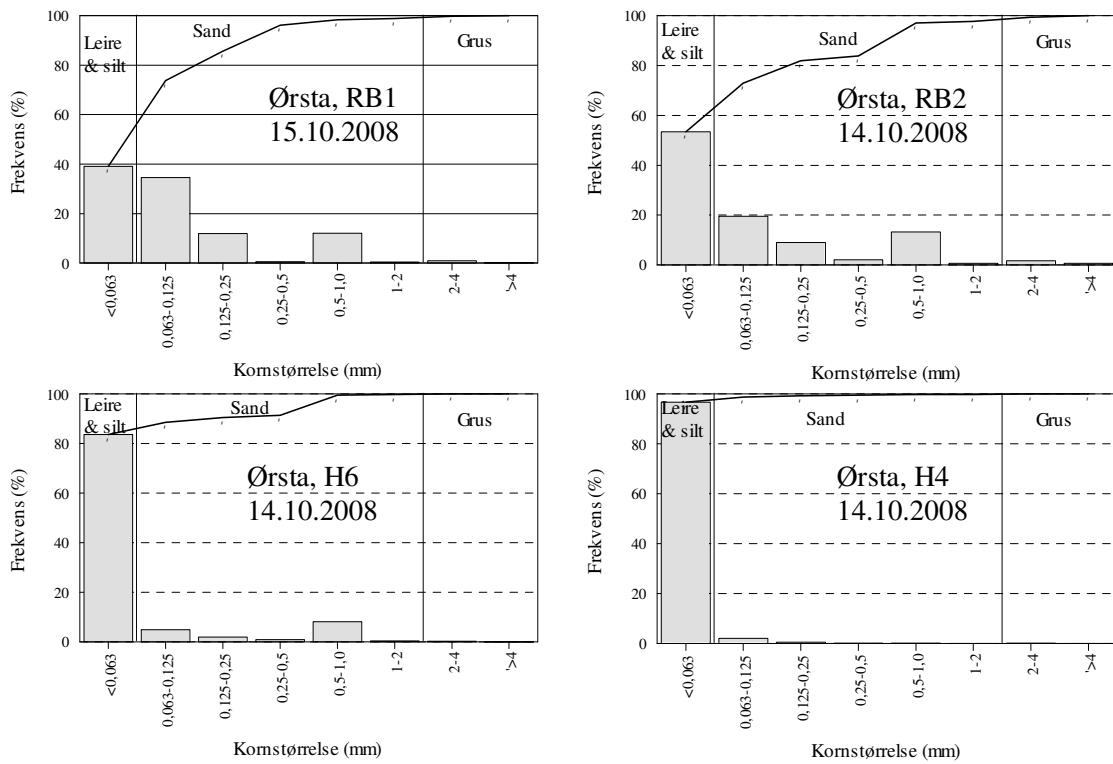
Tabell 21. Tørrstoff, organisk innhald, kornfordeling og innhald av nitrogen og fosfor i sedimentet frå fire stasjonar i Ørstafjorden 14. og 15. oktober 2008.

Stasjon	RB1	RB2	H6	H4
Tørrstoff (%)	45,9	36,6	28,9	25,5
Glødetap (%)	9,66	14,10	17,30	21,10
TOC (mg/g)	38,64	56,4	69,2	84,4
Normalisert TOC (mg/g)	49,6	64,8	72,1	85,0
Leire & silt i %	39,1	53,4	83,7	96,7
Sand i %	59,7	44,3	16,1	3,1
Grus i %	1,2	2,3	0,2	0,2
Kjeldahl Nitrogen (mg/g)	2,3	3,6	4,9	6,5
Total Fosfor (mg/g)	1,46	1,21	1,67	1,50

Tørrstoffsinnhaldet var relativt lågt på alle stasjonane, med høgaste prosentandel på inste stasjon RB1 (**tabell 21**). Dette skuldast at prøvene inneholdt mykje organisk materiale, og relativt sett mindre mineralsk materiale i form av primærsediment. Glødetapet var moderat til relativt høgt med verdiar frå 9,66 til 21,10 %, og aukande med djupna (**tabell 21**). Glødetapet er mengda organisk stoff som forsvinn ut som CO₂ når sedimentprøven blir gløda, og er eit mål for mengde organisk stoff i sedimentet. Ein reknar med at det vanlegvis er 10 % eller mindre i sediment der det føregår normal nedbryting av organisk materiale. Høgare verdiar førekjem i sediment der det anten er så store tilførslar av organisk stoff at nedbrytinga ikkje klarar å halde følgje med tilførslene, eller i område der nedbrytinga er naturleg avgrensa av til dømes oksygenfattige tilhøve.

Innhaldet av (normalisert) TOC låg mellom 49,6 og 85,0 mg C/g på stasjonane i Ørstafjorden (**tabell 21**). Dette tilsvarer SFTs tilstandsklasse V = "meget dårlig" for alle stasjonane (SFT 1997), men sjå diskusjon av SFTs klassegrenser for organisk innhald i vurderinga bak.

Innhaldet av nitrogen i sedimentet samsvarar som regel godt med innhaldet av karbon, og var også aukande med djupna. I følgje SFT 1993 (Rygg & Thelin 1993) var innhaldet av nitrogen på RB1 innan tilstandsklasse I = "god", på stasjon RB2 innan klasse II = "mindre god", på stasjon H6 innan klasse III = "nokså dårlig" og på stasjon H4 innan tilstandsklasse IV = "dårlig". Innhaldet av fosfor var moderat høgt og noko variabelt mellom stasjonane.



Figur 18. Kornfordeling av sedimentet på stasjonane RB1, RB2, H6 og H4 fra Ørstafjorden 14. og 15. oktober 2008. Figuren viser kornstorlek i mm langs x-aksen og høvesvis akkumulert vektprosent og andel i kvar storleikskategori langs y-aksen.

MILJØGIFTER I SEDIMENTET

Tungmetall

Det var generelt lite tungmetall i sedimentet på dei fire undersøkte stasjonane i Ørstafjorden (**tabell 22**). Innhaldet av alle dei undersøkte metalla hamna innan tilstandsklasse I = "bakgrunn" eller tilstandsklasse II = "god", med unntak av innhaldet av kopar på stasjon H6, der innhaldet var 115 mg/g, tilsvarende tilstandsklasse IV = "dårleg" (SFT 2007).

Tjørestoff (PAH)

Ved granskinga i 2008 vart det påvist ein samla konsentrasjon av PAH-stoff mellom 356-547 µg/kg på dei ulike stasjonane, tilsvarende SFT tilstand II = "god" for samlede stasjonar (**tabell 22**). For dei ulike enkeltkomponentane var også dei aller fleste stoffa innan tilstandsklasse II, men det var relativt høge konsentrasjonar av eit par av dei tyngste PAH-komponentane. Konsentrasjonen av Indeno(123cd)pyren hamna i tilstandsklasse IV = "dårleg" på stasjonane RB2, H6 og H4, medan konsentrasjonen av Benzo(g,h,i)perylene hamna i tilstandsklasse IV = "dårleg" for alle stasjonane.

Klororganiske stoff (PCB)

For samlede stasjonar vart det funne låge konsentrasjonar av PCB, tilsvarende tilstandsklasse I = "bakgrunn" (**tabell 22**).

Tributyltinn (TBT)

Innhaltet av TBT i sedimentet var noko høgt i Ørstafjorden, tilsvarende tilstandsklasse III = "moderat" på stasjonane RB1, RB2 og H6, medan det var noko mindre på stasjon H4, tilsvarende tilstandsklasse II = "god" (**tabell 22**).

Tabell 22. Miljøgifter i sediment frå fire stasjonar i Ørstafjorden 14. og 15. oktober 2008. Tre replikatar frå kvar prøvestasjon vart slegne saman til ein blandprøve før analysen. SFT- tilstanden (2007) er markert i parentes for aktuelle parametrar der vurdering føreligg. For miljøgifter i sediment blir følgjande SFT tilstandsvurdering nytta (Bakke m.fl. 2007): Blå = Bakgrunn(I). Grøn = God(II). Gul = Moderat(III). Oransje = Dårleg(IV). Raud = Svært dårleg(V).

Stoff / miljøgift	Eining	Ørstafjorden			
		RB1	RB2	H6	H4
Kopar (Cu)	mg/kg	44 (II)	37 (II)	115 (IV)	46 (II)
Sink (Zn)	mg/kg	89 (I)	85 (I)	103 (I)	102 (I)
Bly (Pb)	mg/kg	13 (I)	17 (I)	26 (I)	31 (II)
Krom (Cr)	mg/kg	45 (I)	48 (I)	64 (I)	64 (I)
Nikkel (Ni)	mg/kg	46 (II)	43 (II)	43 (II)	42 (II)
Kadmium (Cd)	mg/kg	0,37 (II)	0,18 (I)	0,11 (I)	0,42 (II)
Kvikksølv (Hg)	mg/kg	0,08 (I)	0,09 (I)	0,13 (I)	0,11 (I)
Naftalen	µg/kg	10,0 (II)	16,2 (II)	22,6 (II)	25,5 (II)
Acenaftylen	µg/kg	1,8 (II)	3,3 (II)	3,7 (II)	2,7 (II)
Acenafeten	µg/kg	<0,01 (I)	0,7 (I)	1,1 (I)	0,7 (I)
Fluoren	µg/kg	8,4 (II)	12,6 (II)	12,5 (II)	11,1 (II)
Fenantron	µg/kg	20,8 (II)	17,2 (II)	18,0 (II)	12,8 (II)
Antracen	µg/kg	6,4 (II)	7,5 (II)	7,0 (II)	5,3 (II)
Fluoranten	µg/kg	61,6 (II)	65,1 (II)	49,6 (II)	29,1 (II)
Pyren	µg/kg	59,0 (II)	61,8 (II)	47,1 (II)	36,5 (II)
Benzo(a)antracen	µg/kg	23,0 (II)	25,7 (II)	23,0 (II)	17,0 (II)
Chrysen	µg/kg	24,7 (II)	26,8 (II)	25,1 (II)	21,2 (II)
Benzo(b)fluoranten	µg/kg	37,2 (I)	74,6 (II)	79,4 (II)	87,5 (II)
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	10,9 (I-II)	16,9 (I-II)	23,5 (I-II)	20,4 (I-II)
Benzo(a)pyren	µg/kg	22,1 (II)	31,3 (II)	32,5 (II)	25,9 (II)
Indeno(123cd)pyren	µg/kg	32,1 (II)	70,4 (IV)	104 (IV)	119 (IV)
Dibenzo(a,h)antracen	µg/kg	3,9 (I)	6,0 (I)	8,1 (I)	9,4 (I)
Benzo(g,h,i)perulen	µg/kg	34,0 (IV)	61,5 (IV)	89,6 (IV)	98,8 (IV)
ΣPAH 16 EPA	µg/kg	356 (II)	497 (II)	547 (II)	523 (II)
PCB # 28	µg/kg	0,1	0,4	0,3	0,5
PCB # 52	µg/kg	0,4	0,7	0,4	0,3
PCB # 101	µg/kg	0,2	0,5	0,6	0,3
PCB # 118	µg/kg	0,4	0,5	0,7	0,3
PCB # 153	µg/kg	0,6	0,9	0,9	0,6
PCB # 138	µg/kg	0,7	0,9	1,0	0,6
PCB # 180	µg/kg	0,2	0,2	0,5	0,1
Σ PCB 7	µg/kg	2,6 (I)	4,1 (I)	4,4 (I)	2,7 (I)
Monobutyltinn (MTB)	µg/kg	3,3	3,5	4,8	1,9
Dibutyltinn (DBT)	µg/kg	3,9	4,2	4,7	1,5
Tributyltinn (TBT)	µg/kg	7,7 (III)	19 (III)	8,8 (III)	3,5 (II)
Tetrabutyltinn (TTBT)	µg/kg	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Monooktyltinn (MOT)	µg/kg	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Dioktyltinn (DOT)	µg/kg	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Trisyklhohexyltinn (TCyt)	µg/kg	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Monofenyltinn (MFT)	µg/kg	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Difenyltinn (DFT)	µg/kg	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Trifenyltinn (TFT)	µg/kg	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0

BLAUTBOTNFAUNA

RB1

Som grunnlag for artsbestemming fekk ein opp godt med prøvemateriale, dvs. fulle grabbhogg i dei fire parallellane. På stasjon RB1 i Ørstafjorden vart det tilsaman registrert 1067 individ fordelt på 42 artar, som er eit noko lågt artsantal (**Tabell 23**). Hyppigast førekommande artar på stasjonen var fleirbørstemakkane *Heteromastus filiformis* og *Chaetozone setosa*, med nesten like mange individ (**Tabell 26**). Relativt låg dominans fører til at verdien for jamleik vert forholdsvis høg, med 0,68. Diversiteten var også forholdsvis høg, og med ein Shannon-Wieners diversitetsindeks (H') på 3,69 får denne stasjonen SFT tilstandsklasse II = "god". Kurva til dei geometriske klassane viser at somme artar har høge individtal og dette fører til eit ujamt kurveforløp. Dette gjev ein indikasjon på at stasjonen er noko påverka (**figur 19**). Ved organiske tilførslar finn ein ofte at få forureiningstolerante artar opptrer med høge individtal, som blir tydeleg vist gjennom geometriske klassar. Indikatorartsindeksen har noko låg verdi på grunn av forureiningstolerante artar som dominerer botnsamfunnet (**Tabell 23**). Av gjeldande tilstandsklassar synast III = "mindre god" å vere mest dekkande, men den totale diversiteten av artar modererer dette inntrykket i ein noko mindre belasta retning.

RB2

Som grunnlag for artsbestemming fekk ein opp godt med prøvemateriale, dvs. fulle grabbhogg i dei fire parallellane. På stasjon RB2 i Ørstafjorden vart det tilsaman registrert 330 individ fordelt på 29 artar, og stasjonen er relativt artsfattig. Det var store skilnader mellom grabbhogga, der tredje parallelle berre hadde 10 individ, medan det fjerde grabbhogget hadde 134 individ. Hyppigast førekommande art på stasjonen var muslingen *Thyasira spp.*, og andre talrike artar var fleirbørstemakken *Pseudopolydora paucibranchiata* og slekta *Aphelochaeta* (**Tabell 26**). Spesielt dei to førstnemnde artane er forureiningstolerante. Relativt låg dominans fører til at verdien for jamleik vert forholdsvis høg, med 0,71. Diversiteten var også forholdsvis høg, og med ein Shannon-Wieners diversitetsindeks (H') på 3,45 får denne stasjonen SFT tilstandsklasse II = "god". Kurva til dei geometriske klassane byrjar med eit jamt kurveløp, til ein får ein topp ved klassane V - VII, som viser fleire artar med relativt høge individtal (**figur 19**). Dette gjev ein indikasjon på at stasjonen er noko påverka. Verdiar for indikatorartsindeksen i dei fire grabbhogga viser relativt stor variasjon. To av grabbhogga hadde verdiar innanfor klasse II = "god", medan dei to andre låg i høvesvis klasse III = "mindre god" og IV = "dårlig". Samla vert stasjonen vurdert som II = "god" (**Tabell 23**).

H6

Som grunnlag for artsbestemming fekk ein opp godt med prøvemateriale, dvs. fulle grabbhogg i dei fire parallellane. På stasjon H6 i Ørstafjorden vart det tilsaman registrert 164 individ fordelt på 13 artar, som tilseier eit artsfattig botndyrsamfunn. Hyppigst førekommande gruppe på stasjonen var fleirbørstemakkslekta *Aphelochaeta*, samt muslingen *Thyasira spp.* og fleirbørstemakken *Pista cristata* (**Tabell 26**). Relativt låg dominans fører til at verdien for jamleik vert forholdsvis høg, med 0,73. Diversiteten var moderat, og med ein Shannon-Wieners diversitetsindeks (H') på 2,71 får denne stasjonen SFT tilstandsklasse III = "mindre god". Kurva til dei geometriske klassane viser at stasjonen er forholdsvis arts-og individfattig. Figuren har eit jamt kurveforløp i byrjinga, til ein får ein topp ved klassane IV – VI, som viser fleire artar med noko høge individtal (**figur 19**). Dette gjev ein indikasjon på at stasjonen er noko påverka. Verdiar for indikatorartsindeksen viser at botnfaunaen består av få forureiningstolerante artar og gjer at stasjonen hamnar i klasse II = "god" (**Tabell 23**). I og med at lokaliteten er tydeleg prega av därlege resipienttilhøve synest klasse III = "mindre god" å vere den rettaste klassifiseringa av lokaliteten.

H4

Som grunnlag for artsbestemming fekk ein opp godt med prøvemateriale, dvs. fulle grabbhogg i dei fire parallelle lane. På stasjon H4 i Ørstafjorden vart det tilsaman registrert 12 individ fordelt på 8 artar, som tilseier eit svært artsfattig botndyrsamfunn. Muslingen *Thyasira spp.* var mest talrik, med fire individ (**Tabell 26**). Dei få artane og ingen tydeleg dominans fører til at verdien for jamleik vert svært høg, med 0,92, men grunnlaget er noko spinkelt. Det er det også for berekning av diversitetten, men ut frå dei dyra som vart funne blir Shannon-Wieners diversetsindeks (H') på 2,75, noko som gir denne stasjonen SFT tilstandsklasse III = "mindre god". Kurva til dei geometriske klassane viser at stasjonen er arts-og individfattig, men ikkje spesielt påverka av organiske tilførslar (**figur 19**). Ved organiske tilførslar finn ein ofte at få forureiningstolerante artar opptrer med høge individtal, som blir tydeleg vist gjennom geometriske klassar. Indikatorartsindeksen har dels gode verdiar, som viser at den sparsomme botnfaunaen består av få forureiningstolerante artar (**Tabell 23 og 24**).

Tabell 23. Tal på artar og individ av botndyr i dei 4 parallelle lane tekne fire stader i Ørstafjorden 14. og 15. oktober 2008, samt Shannon-Wieners diversetsindeks, maksimal diversitet (H' -max), jamleik (evenness), indikatorartsindeks (ISI) og SFT-tilstandsklasse (Molvær et al. 1997). For artsindeks er tilstandsklassar gitt i parentes etter verdiane (Rygg 2002). Enkeltresultat er presentert i vedleggstabell 1 og 2 bak i rapporten.

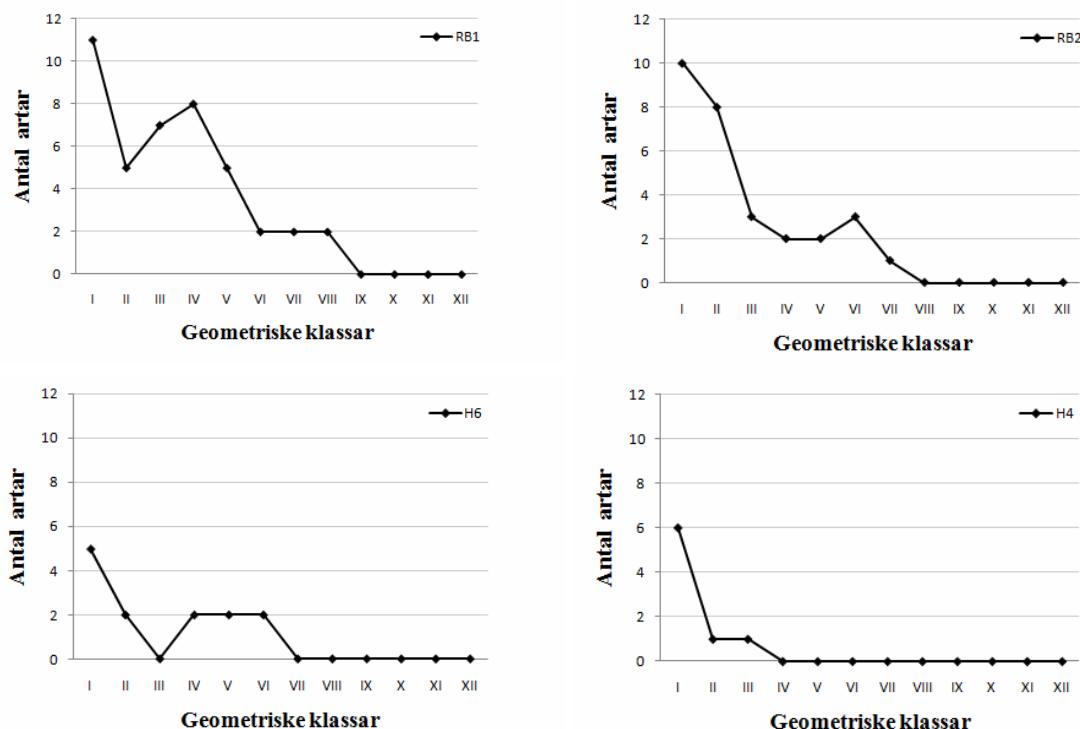
Stasjon	Replikat	Antal individ	Antal artar	Shannon-Wiener, H'	Jamleik, J	H' -max	Artsindeks (ISI)	SFT-tilstandsklasse
RB1	1	288	28	3,50	0,73	4,79	6,15	II
	2	234	27	3,85	0,81	4,75	5,37	II
	3	182	21	3,42	0,78	4,38	5,74	II
	4	363	29	3,21	0,66	4,86	6,36	II
Σ RB 1		1067	42	3,69	0,68	5,43	7,15 (III)	II
RB 2	1	94	12	2,63	0,73	3,60	7,78	III
	2	92	20	3,45	0,80	4,31	7,36	II
	3	10	2	0,72	0,72	1	5,34	V
	4	134	18	3,26	0,77	4,32	8,45	II
Σ RB 2		330	29	3,45	0,71	4,89	8,07 (II)	II
H6	1	31	6	2,14	0,83	2,58	8,32	III
	2	40	9	2,22	0,70	3,17	8,81	III
	3	36	9	2,59	0,82	3,16	8,09	III
	4	57	8	2,39	0,80	2,99	8,12	III
Σ H6		164	13	2,71	0,73	3,71	8,30 (II)	III
H4	1	1	1	0	-	-	6,04	V
	2	4	4	2	1	2	9,25	III/IV
	3	5	3	1,37	0,87	1,57	8,04	IV
	4	2	2	1	1	1	7,54	IV/V
Σ H4		12	8	2,75	0,92	2,99	8,89 (I)	III

Tabell 24. Eksempel. Kalkulasjon av ISI indeksverdi ved stasjon H4, ytst i Ørstafjorden 14. oktober 2008. Indikatorartsindeksen er gjennomsnittet av dei ulike sensitivitetsverdiane for artane/gruppene.

Stasjon H4		Sensitivitetsverdi (ES_{100min₅})
Taxa		
Nemertini indet		4,43
<i>Synelmis klatti</i>		10,198
<i>Aphelochaeta</i> sp.		6,914
<i>Rhodine loveni</i>		10,638
<i>Myriochela oculata</i>		6,038
<i>Pista cristata</i>		11,348
<i>Westwoodilla caecula</i>		12,048
<i>Thyasira</i> spp.		9,498
Indikator art indeks, ISI		8,89

Tabell 25. Klassifikasjonssystem for blautbotnfauna basert på diversitet (H') (Molvær & al. 1997) og ein forsøksvis klassifisering ved bruk av indikatorartsindeks (ISI) (Rygg 2002).

		Klassar				
Parameter		I Svært god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Svært dårlig
Diversitet til indikator artar av blautbotnsfauna	Shannon-Wiener index (H' , log ₂)	>4	4-3	3-2	2-1	<1
	Indicator species index (ISI)	>8,75	8,75-7,5	7,5-6	6-4	4-0



Figur 19. Faunastruktur uttrykt i geometriske klassar for st. RB1, RB2, H6 og H4 henta frå Ørstafjorden den 14. oktober 2008. Antal artar langs y - aksen og geometriske klassar langs x- aksen.

Tabell 26. Dei ti mest dominerande artane av botndyr tekne på stasjon RB1, RB2, H6 og H4 i Ørstafjorden 14. oktober 2009.

st. RB1			st. RB2		
Art	%	Kum %	Art	%	Kum %
<i>Heteromastus filiformis</i>	22,96	83,13	<i>Thyasira</i> spp	24,85	89,70
<i>Chaetozone setosa</i>	22,21	60,17	<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	19,09	64,85
<i>Prionospio cirrifera</i>	10,22	37,96	<i>Aphelochaeta</i> sp.	12,42	45,76
<i>Pseudopolydora paucibranchiata</i>	10,12	27,74	<i>Paramphinome jeffreysi</i>	10,30	33,33
<i>Thyasira</i> spp.	4,31	17,62	<i>Nemertini</i> indet	7,58	23,03
<i>Nemertini</i> indet.	4,22	13,31	<i>Typosyllis cornuta</i>	6,06	15,45
<i>Pholoe baltica</i>	2,53	9,09	<i>Lipobranchus jeffreysi</i>	3,94	9,39
<i>Typosyllis cornuta</i>	2,34	6,56	<i>Pista cristata</i>	2,42	5,45
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	2,25	4,22	<i>Notomastus latericeus</i>	1,52	3,03
<i>Amphiura chiajei</i>	1,97	1,97	<i>Chaetozone setosa</i>	1,52	1,52

st. H6			st. H4		
Art	%	Kum %	Art	%	Kum %
<i>Aphelochaeta</i> sp	32,32	98,17	<i>Thyasira</i> spp	33,33	100,00
<i>Thyasira</i> spp.	21,34	65,85	<i>Nemertini</i> indet	16,67	66,67
<i>Pista cristata</i>	15,24	44,51	<i>Synelmis klatti</i>	8,33	50,00
<i>Nemertini</i> indet	10,37	29,27	<i>Pista cristata</i>	8,33	41,67
<i>Pogonophora</i> indet	9,15	18,90	<i>Rhodine loveni</i>	8,33	33,33
<i>Paramphinome jeffreysi</i>	5,49	9,76	<i>Myriochele oculata</i>	8,33	25,00
<i>Typosyllis cornuta</i>	1,83	4,27	<i>Westwoodilla caecula</i>	8,33	16,67
<i>Streblosoma bairdi</i>	1,22	2,44	<i>Aphelochaeta</i> sp.	8,33	8,33
<i>Cylichna cylindracea</i>	0,61	1,22	-	-	-
<i>Melinna cristata</i>	0,61	0,61	-	-	-

MILJØGIFTER I ORGANISMAR

Generelt var det lågt innhold av tungmetall i grisetang og blåskjel ved dei tre undersøkte stasjonane i Ørstafjorden, for det meste tilsvarende tilstandsklasse I = Ubetydeleg-lite forureina (**tabell 27 og 28**). Unntaket var krom i blåskjel, der det var markert forureina (tilstandsklasse III) på stasjon 5 ved Sætre, medan dei to andre stasjonane var moderat forureina (tilstandsklasse II). Det vart ikkje påvist krom i grisetanga på nokon av stasjonane. Innhaldet av kopar var litt høgare i både blåskjel og grisetang på stasjon 7 ved Osestranda i høve til dei to andre stasjonane, men berre i grisetang kom verdien over grensa til tilstandsklasse II.

Det vart ikkje påvist PCB over deteksjonsgrensa verken i blåskjel eller grisetang i Ørstafjorden (**tabell 27 og 28**). For Σ PAH 13 EU i blåskjel var innhaldet lågt på alle stasjonar, tilsvarende tilstandsklasse I = Ubetydeleg-lite forureina (**tabell 27**), men innhaldet av PAH i blåskjel ved Osestranda låg nær opp til grensa til tilstandsklasse II = ”moderat forureina”, med 47 µg/kg.

Tabell 27. Analyser av miljøgifter i blåskjel frå dei tre stasjonane Sætre, Notaplassen og Osestranda i Ørstafjorden innsamla 14. oktober 2008. Analysene er utført på friskvektsbasis, men er i tabellen omrekna til tørrvektsbasis for metalla for å kunne bruke SFT sitt klassifiseringssystem. Følgjande SFT klassifisering er nytta for aktuelle parametrar der vurdering føreligg (Molvær m.fl. 1997): Blå = Ubetydeleg-lite forureina (I). Grøn = Moderat forureina (II). Gul = Markert forureina (III). Oransje = Sterkt forureina (IV). Raud = Meget sterkt forureina (V).

Stoff / miljøgift	Eining	Sætre (st 5)	Notaplassen (st 6)	Osestranda (st 7)
Tørrstoff	%	14,9 %	11,2 %	14,1 %
Bly (Pb)	mg/kg dw	1,95	0,89	1,42
Kadmium (Cd)	mg/kg dw	1,54	1,43	1,13
Krom (Cr)	mg/kg dw	12,8	5,7	4,3
Kvikksølv (Hg)	mg/kg dw	0,081	0,063	0,064
Kopar (Cu)	mg/kg dw	7,4	6,9	9,2
Sink (Zn)	mg/kg dw	161	98	106
Fluoren	µg/kg	11	4,9	18
Fenantren	µg/kg	5,0	2,0	9,0
Antracen	µg/kg	<0,5	<0,5	0,90
Fluoranten	µg/kg	2,7	0,70	7,6
Pyren	µg/kg	2,2	0,60	5,0
Benzo(a)antracen*	µg/kg	1,1	<0,5	1,6
Chrysen	µg/kg	1,8	0,70	3,5
Benzo(b)fluoranten*	µg/kg	0,90	<0,5	0,90
Benzo(k)fluoranten*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(a)pyren*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Indeno(123cd)pyren*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Dibenzo(a,h)antracen*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(g,h,i)perlen	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
\sum KPAH	µg/kg	2,0	<0,5	2,5
\sum PAH 13 EU	µg/kg	25	8,9	47
PCB # 28	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 52	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 101	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 118	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 153	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 138	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 180	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
\sum PCB 7	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005

* = inngår i \sum KPAH (potensielt kreftframkallande)

Tabell 28. Analyser av miljøgifter i grisetang frå dei tre stasjonane Sætre, Notaplassen og Osestranda i Ørstafjorden innsamla 14. oktober 2008. Analysene er utført på friskvektsbasis, men er i tabellen omrekna til tørrvektsbasis for metalla for å kunne bruke SFT sitt klassifiseringssystem. Følgjande SFT klassifisering er nytta for aktuelle parametrar der vurdering føreligg (Molvær m.fl. 1997): Blå = Ubetydeleg-lite forureina (I). Grøn = Moderat forureina (II). Gul = Markert forureina (III). Oransje = Sterkt forureina (IV). Raud = Meget sterkt forureina (V).

Stoff / miljøgift	Eining	Sætre (st 5)	Notaplassen (st 6)	Osestranda (st 7)
Tørrstoff	%	22,1 %	22,7 %	21,2 %
Bly (Pb)	mg/kg dw	<0,2	<0,2	<0,2
Kadmium (Cd)	mg/kg dw	0,23	0,04	0,28
Krom (Cr)	mg/kg dw	<0,5	<0,5	<0,5
Kvikksølv (Hg)	mg/kg dw	<0,02	<0,02	<0,02
Kopar (Cu)	mg/kg dw	3,5	2,2	6,6
Sink (Zn)	mg/kg dw	100	62	90
Fluoren	µg/kg	11	23	1,6
Fenantron	µg/kg	4,8	4,4	4,4
Antracen	µg/kg	<0,5	1,9	<0,5
Fluoranten	µg/kg	1,0	0,90	1,4
Pyren	µg/kg	1,5	0,90	0,90
Benzo(a)antracen*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Chrysen	µg/kg	<0,5	<0,5	0,50
Benzo(b)fluoranten*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(k)fluoranten*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(a)pyren*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Indeno(123cd)pyren*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Dibenzo(a,h)antracen*	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylen	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
\sum KPAH	µg/kg	<0,5	<0,5	<0,5
\sum PAH 13 EU	µg/kg	18	31	8,8
PCB # 28	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 52	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 101	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 118	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 153	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 138	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
PCB # 180	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005
\sum PCB 7	µg/kg	<0,005	<0,005	<0,005

* = inngår i \sum KPAH (potensielt kreftframkallande)

UTVIDA MOM B-GRANSKING VED HOVUDAVLØPET

I tillegg til MOM C-granskinga ute i resipienten vart det gjennomført ei utvida MOM B-gransking av sedimentet ved det nye hovudutsleppet i Ørstafjorden (jf. **figur 8 og 21**). Det vart teke prøver med ein 0,028 m² stor vanVeen grabb på fem stasjonar frå like inntil utsleppet og i ei rett linje i aukande avstand utover i resipienten (**tabell 29 og 30**). Slik kan ein få eit inntrykk av om påvirkninga er heilt lokal og eventuelt avgrensar seg til avløpets nærområde, eller om påvirkninga er meir omfattande og kan sporast utover i resipienten.

Den første prøveserien vart teken 15. oktober 2008, dvs før påkopling av den nye leidningen, medan ein ny prøveserie vart teken 21. juli 2009, etter at leidningen hadde vore i bruk i ca 6 månader. Dette betyr at ein har teke prøver i ein før-situasjon, og etter noko tids bruk av leidningen, slik at ein kan vurdere den lokale effekten av utsleppet i nærområdet til avløpet.

Skildring av prøvene 15. oktober 2008

Stasjon B1 var rett ved sjølve avløpet og vart teke på ca 31 m djup. Grabben var ca 2/5 dels full med eit gråsvart, mjukt og luktfrift materiale. Sedimentet bestod av ca 40 % organisk materiale, 30 % fin sand og 30 % silt (**tabell 29**). Det var nokre fiskebein (ryggvirvlar), kvistar og lauv i prøven. **Stasjon B2** vart teke på ca 33 meters djup. Grabben var ca 2/3 full, med omrent same innhald som stasjon B1, samt antydning til lukt av H₂S. **Stasjon B3** vart teke på ca 35 meters djup. Her fekk ein opp vel ¾ grabb materiale av same type som på B2, også her var det antydning til lukt. **Stasjon B4** vart teke på ca 38 m djup og det kom opp ca 2/3 dels full grabb med same innhald som B2 og B3 (**figur 20**). **Stasjon B5** vart teke på ca 44 m djup, der det kom opp knapt ¾ grabb med same innhald som dei øvrige stasjonane.

Skildring av prøvene 21. juli 2009

Stasjon B1 vart teke på ca 32 m djup. Grabben var ca 2/3 dels full med eit mjukt, svart materiale med lukt av H₂S (**tabell 30**). Det var ein del planterestar, kvistar og mudder i prøven. **Stasjon B2** vart teke på ca 34 meters djup. Grabben var ca 1/2 full, med eit mjukt, svart materiale med noko lukt. Same type som stasjon B1, men kanskje noko meir sand/silt (**figur 20**). **Stasjon B3** vart teke på ca 34 meters djup. Her fekk ein opp ca ¾ grabb materiale av same type som på B2. **Stasjon B4** vart teke på ca 39 m djup og det kom opp ca ¾ grabb med mjukt, svart/grått materiale med antydning til lukt, noko svakare enn på B3. Noko meir silt/sand. **Stasjon B5** vart teke på ca 45 m djup, der det kom opp ¾ til full grabb med mjukt, gråsvart materiale utan lukt. Prøven besto av ca 50 % sand/silt, 30 % planterestar og 20 % mudder (**figur 20**).

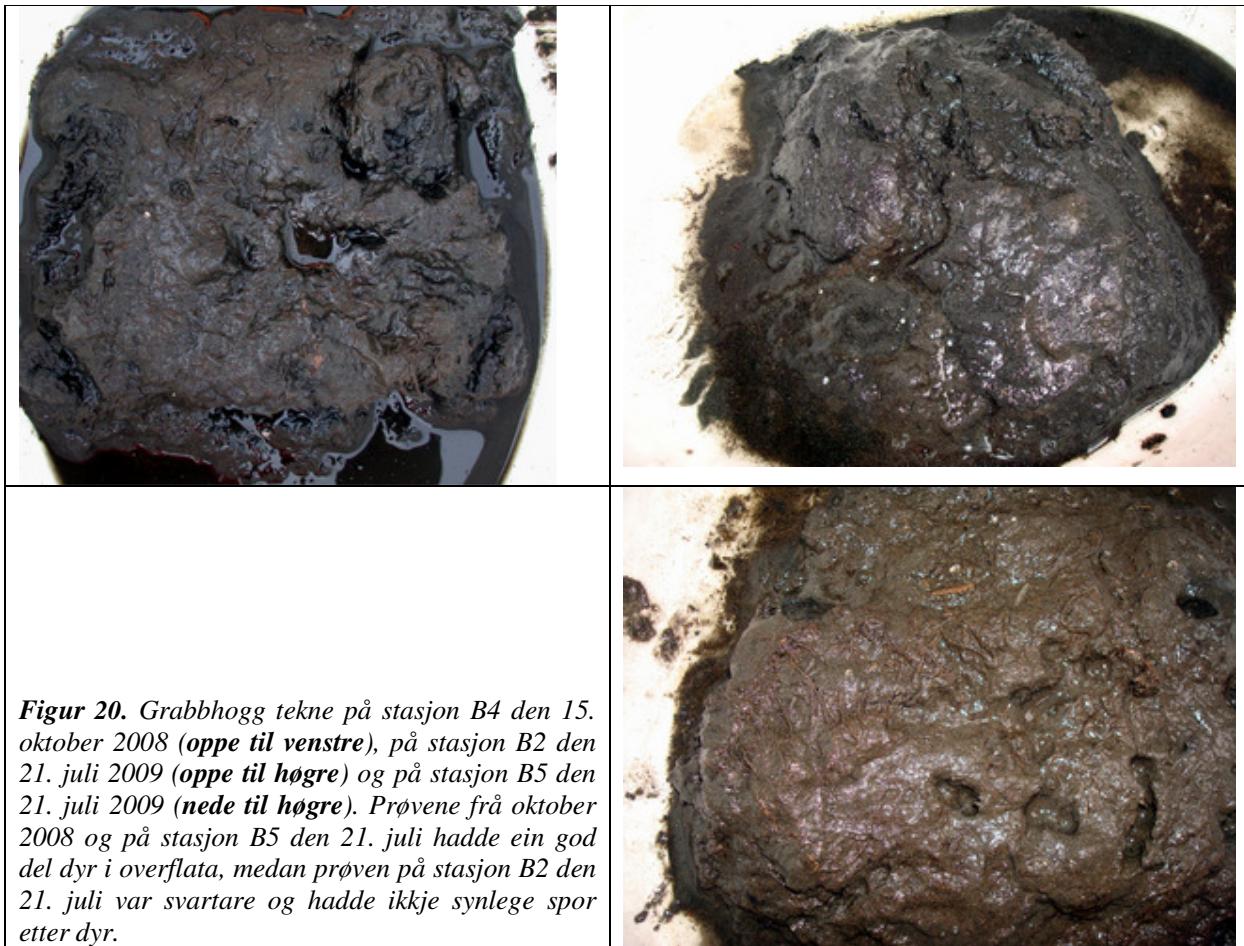
Ei MOM B-gransking består av dei tre hovudelementa faunagransking (gruppe I), kjemisk gransking (gruppe II) og sensorisk gransking (gruppe III) (NS 9410:2007, sjå også metodekapitlet). Desse elementa er behandla fortløpende utover, og blir samanfatta til ein lokalitetstilstand (jf. **tabell 35 og 36**).

Tabell 29. Skildring av MOM B-prøvene (B1-B5) tekne ved hovudutsleppet frå Ørsta sentrum i Ørstafjorden med ein 0,028 m² grabb 15. oktober 2008. Andelen av dei ulike sedimentfraksjonane i prøvene er skjønnsmessig vurdert i felt.

Prøvetakingsstad		Ørstafjorden hovudutslepp				
Stasjon		B1	B2	B3	B4	B5
Posisjon nord		62° 12,009'	62° 12,011'	62° 12,011'	62° 12,009'	62° 12,001'
Posisjon aust		6° 07,203'	6° 07,192'	6° 07,174'	6° 07,142'	6° 07,088'
Avstand frå avløp		2 m	15 m	30 m	60 m	110 m
Djup (meter)		31	33	35	38	44
Antal forsøk		1	1	1	1	1
Spontan bobling		-	-	-	-	-
Bobling v prøvetaking		-	-	-	-	-
Bobling i prøve		-	-	-	-	-
H ₂ S-lukt		-	antydning	antydning	antydning	antydning
Fordeling av primær-sediment	Skjelsand Grus Sand Silt Leire Mudder	30 % 30 % 40 %	30 % 30 % 40 %	30 % 30 % 40 %	30 % 30 % 40 %	30 % 30 % 40 %
	Fjellbotn Steinbotn					
Grabbvolum		2/5	2/3	3/4	2/3	knapt 3/4

Tabell 30. Skildring av MOM B-prøvene (B1-B5) tekne ved hovudutsleppet frå Ørsta sentrum i Ørstafjorden med ein 0,028 m² grabb 21. juli 2009. Andelen av dei ulike sedimentfraksjonane i prøvene er skjønnsmessig vurdert i felt.

Prøvetakingsstad		Ørstafjorden hovudutslepp				
Stasjon		B1	B2	B3	B4	B5
Posisjon nord		62° 12,008'	62° 12,011'	62° 12,010'	62° 12,009'	62° 12,001'
Posisjon aust		6° 07,204'	6° 07,190'	6° 07,174'	6° 07,146'	6° 07,085'
Avstand frå avløp		2 m	15 m	30 m	55 m	110 m
Djup (meter)		32	34	34	39	45
Antal forsøk		1	1	1	1	1
Spontan bobling		-	-	-	-	-
Bobling v prøvetaking		-	-	-	-	-
Bobling i prøve		-	-	-	-	-
H ₂ S-lukt		Ja	noko	noko	antydning	-
Fordeling av primær-sediment	Skjelsand Grus Sand/silt Leire Mudder	20 % 50 %	30 % 40 %	35 % 35 %	35 % 35 %	50 % 20 %
	Planterestar	30 %	30 %	30 %	30 %	30 %
	Fjellbotn Steinbotn					
Grabbvolum		2/3	1/2	knapt 3/4	knapt 3/4	vel 3/4



Figur 20. Grabbhogg tekne på stasjon B4 den 15. oktober 2008 (oppe til venstre), på stasjon B2 den 21. juli 2009 (oppe til høgre) og på stasjon B5 den 21. juli 2009 (nede til høgre). Prøvene frå oktober 2008 og på stasjon B5 den 21. juli hadde ein god del dyr i overflata, medan prøven på stasjon B2 den 21. juli var svartare og hadde ikkje synlege spor etter dyr.

Gruppe I: GRANSKING AV FAUNA

Ein fann representative sedimentgravande dyr på alle stasjonane ved begge prøvetidspunkta, om enn i varierande antal. Indeksen for gruppe I blir då 0 for begge prøvedatoar, og lokaliteten sin miljøtilstand er A, dvs akseptabel, jf. prøveskjema (**tabell 35** og **36**).

Frå samlede stasjonar vart det teke med prøver av botnfauna for analyse. Dette for å få eit oversyn over den faktiske faunasamsetninga i høve til den visuelle vurderinga av innhaldet av dyr i prøvene. Resultata er oppsummert i **tabell 31** og **32**.

Stasjonane B1 – B5 består av enkeltgrabbar av mindre storleik ($0,028 \text{ m}^2$) enn dei øvrige i granskingsa. Både det at det berre vart teke ein replikat og at grabbstorleiken er liten gjer at resultata for kvart stasjonstidspunkt må betraktast som stikkprøver. Som det vil framgå nedanfor finst det imidlertid tydelege tendensar i materialet som utan tvil har samanheng med miljøtilhøva på lokaliteten.

Ved granskingsa 15. oktober 2008 vart det funne ein god del dyr på alle fem stasjonane, med frå 143 til 727 individ fordelt på 23 til 32 artar i dei ulike grabbhoggene (**tabell 31**). Det var relativt liten skilnad mellom dei ulike stasjonane, og diversiteten på dei ulike stasjonane tilsvarte tilstandsklasse III, med unntak av stasjon B1, som tilsvarte tilstandsklasse II. Indikatorartsindeksen låg innanfor tilstandsklasse III eller IV, noko som tyder på at botnfaunaen i området generelt var noko påverka av høgt organisk innhald i sedimentet. Dette kunne ein også sjå av jamleksindeksen, som var låg for

stasjonane B3, B4 og B5, noko som tyder på dominans av enkeltartar. På stasjon B1 var det mindre dominans og dermed høgare diversitet, sjølv om artsantalet var relativt lågt.

Ved granskinga 21. juli 2009 vart det funne langt færre dyr på alle stasjonane utanom stasjon B5 (**tabell 32**). På stasjon B2 vart det berre funne eitt individ av den hardføre arten *Malacoceros vulgaris*, og på stasjon B3 var det berre tre artar, som alle var tolerante for organisk belastning, noko som gav ein låg indikatorartsindeks. Også på stasjon B1 var det få artar og individ, medan det var nokre fleire artar og individ på stasjon B4. Stasjon B5 hadde derimot auka talet på artar frå 23 til 30, men såg elles ut til å vere relativt uforandra sidan førre gransking. Diversiteten hadde gått ned på stasjon B1 – B3, var om lag uendra på stasjon B4 og hadde gått litt opp på stasjon B5, som låg lengst frå avløpet.

I oktober 2008 var muslingslekta *Thyasira spp.* vanlegaste art på stasjon B1, samtidig som fleirbørstemakkane *Heteromastus filiformis* og *Prionospio cirrifera* også var talrike. På dei fire øvrige stasjonane, B2 – B5, var den forureiningstolerante fleirbørstemakken *Pseudopolydora paucibranchiata* svært talrik. *Thyasira spp.* var i tillegg talrik på B4 og B5 (**vedleggstabell 2**).

I juli 2009 kunne ingen artar seiast å vere talrike eller dominerande i vanleg forstand på dei arts- og individfattige stasjonane B1 – B4. På stasjon B5 var dei same artane mest talrike i juli 2009 som i oktober 2008, nemlig fleirbørstemakken *Pseudopolydora paucibranchiata* og muslingslekta *Thyasira*.

Tabell 31. Tal på artar og individ av botndyr, samt artsmangfold uttrykt ved Shannon-Wieners indeks, jamleksindeks og H'^{max} , og indikatorartsindeks (ISI) for stasjonane B1 – B5 tekne med ein $0,028 m^2$ vanVeen grabb den **15. oktober 2008**. For artsmangfold og artsindeks er tilstandsklassar (Molvær et al., 1997; Rygg, 2002) gitt i parentes etter verdiane. Også MOM C-vurdering av miljøtilstand er gjeve (NS 9420:2007). Enkeltresultata er presentert i **vedleggstabell 2**.

	B 1	B 2	B 3	B 4	B 5
Tal artar	24	27	31	32	23
Tal individ	143	279	431	727	582
Artsmangfold (H')	3,61 (II)	2,89 (III)	2,43 (III)	2,51 (III)	2,39 (III)
Jamleik	0,79	0,61	0,49	0,50	0,53
H'^{max}	4,57	4,74	4,96	5,02	4,51
Artsindeks	5,53 (IV)	6,23 (III)	6,72 (III)	5,95 (IV)	6,54 (III)
MOM C-miljøtilstand	1	1	1	1	1

Tabell 32. Tal på artar og individ av botndyr, samt artsmangfold uttrykt ved Shannon-Wieners indeks, jamleksindeks og H'^{max} , og indikatorartsindeks (ISI) for stasjonane B1 – B5 tekne med ein $0,028 m^2$ vanVeen grabb den **21. juli 2009**. For artsmangfold og artsindeks er tilstandsklassar (Molvær et al., 1997; Rygg, 2002) gitt i parentes etter verdiane. Også MOM C-vurdering av miljøtilstand er gjeve (NS 9420:2007). Enkeltresultata er presentert i **vedleggstabell 2**.

	B 1	B 2	B 3	B 4	B 5
Tal artar	5	1	3	9	30
Tal individ	8	1	5	21	473
Artsmangfold (H')	2,16 (III)	0 (V)	1,52 (IV)	2,71 (III)	3,03 (II/III)
Jamleik	0,93	-	0,96	0,86	0,62
H'^{max}	2,32	-	1,58	3,15	4,89
Artsindeks	5,43 (IV)	0 (V)	4,25 (IV)	7,21 (III)	5,87 (IV)
MOM C-miljøtilstand	3	3	3	2	1

Tilstanden 21. juli 2009 var til dels svært forskjellig frå oktober 2008 i og med at arts- og individantala var svært låge på stasjonane B1 – B4, truleg som resultat av endra miljøtilhøve. Ei følgje av dette var at grunnlaget for meiningsfylt berekning av artsmangfold og artsindeks kunne trekkest i tvil. Følsame

diversitetsindeksar er lite eigna til å fastsetje miljøtilstand i umiddelbar nærleik frå avløp på grunn av den lokale påverknaden frå utsleppet. I dette tilfellet kan det vise seg nyttig å bruke klassifiseringa i NS 9410:2007 til å fastsetje miljøtilstanden (jf. **tabell 7**).

Den 15. oktober 2008 vart botnfaunaen på alle fem stasjonane klassifisert til miljøtilstand 1 = "meget god" (NS 9410:2007). Den 21. juli 2009 var derimot berre stasjon B5 framleis innan miljøtilstand 1, medan stasjon B4 var gått ned til miljøtilstand 2 = "god", og stasjonane B1 – B3 hamna i miljøtilstand 3 = "dårlig" (**tabell 32**). Desse stasjonane dekkjer eit lite areal (0,028 m²) i høve til standardkravet på 0,2 m² (NS 9410:2007), og det er sannsynleg at stasjon B1 skulle ha vore i miljøtilstand 2 den 21. juli. Det er også mogeleg at eit større prøveareal kunne ført stasjon B3 opp ein klasse, medan dette er mindre truleg for stasjon B2.

Gruppe II: KJEMISK UNDERSØKELSE

Surleik og elektrodepotensial - pH/Eh

Den 15. oktober 2008 var pH relativt låg på alle fem stasjonar, med verdiar frå 7,07 til 7,15 (**tabell 35**). Tilhøyrande redokspotensial (Eh) for desse prøvene var relativt høge, og vart avlest til mellom +55 og +105 mV etter tillegg for eit referanseelektrodepotensial på + 200 mV. To prøver var rett under grensa til tilstand 3 = "dårlig" og fekk 3 poeng, medan tre prøver fekk 1 poeng. (tilstand 1 = "meget god"). Ut frå poengberekinga i **tabell 35** ser ein at samla poengsum for dei fem prøvene var 9, noko som gir ein indeks på 1,80. Måling av pH og Eh for heile lokaliteten tilsvrar tilstand 2 = "god", dvs at botnen ved og utanfor avløpet vurdert under eitt var middels belasta ut frå ei vurdering av gruppe II parameteren på dette tidspunktet.

Den 21. juli 2009 var pH framleis relativt låg på alle fem stasjonar, men litt høgare enn i oktober, med verdiar frå 7,09 til 7,30 (**tabell 36**). Tilhøyrande redokspotensial (Eh) for desse prøvene var imidlertid gått markant ned, bortsett frå på stasjon B5, der Eh var +91 mV. På dei fire andre stasjonane låg Eh no mellom -132 og -68. Ein prøve var rett under grensa til tilstand 3 = "dårlig" og fekk 3 poeng, tre prøver fekk 2 poeng (tilstand 2 = "god"), og ein prøve fekk 1 poeng. Ut frå poengberekinga i **tabell 36** ser ein at samla poengsum for dei fem prøvene var 10, noko som gir ein indeks på 2,00. Måling av pH og Eh for heile lokaliteten tilsvrar tilstand 2 = "god", dvs at botnen ved og utanfor avløpet vurdert under eitt var middels belasta ut frå ei vurdering av gruppe II parameteren også på dette tidspunktet.

KJEMISKE ANALYSER

Resultata av analyser av sediment frå dei fem stasjonane er vist i **tabell 33** og **34**. Sedimentprøvene vart analysert med omsyn på på tørrstoff og glødetap, medan innhaldet av TOC (ikkje normalisert) vart berekna som 0,4 x glødetapet. Normalisert TOC er ikkje berekna, då kornfordeling ikkje vart analysert i desse prøvene.

Tørrstoffsinnhaldet var relativt lågt på alle stasjonane den 15. oktober 2008, noko som kan tilskrivast eit lågt innhald av mineralsk materiale i prøvane, og høgt innhald av organisk materiale. Glødetapet var tilsvarande noko høgt på alle stasjonane med 8,1 – 9,1 %, bortsett frå stasjon B4, som hadde litt lågare glødetap med 6,2 % (**tabell 33**). Glødetapet er vanlegvis 10 % eller mindre i sediment der det føregår normal nedbryting av organisk materiale. Høgare verdiar førekjem i sediment der det anten er så store tilførslar av organisk stoff at nedbrytinga ikkje greier å halde følgje med tilførslene eller i område der nedbrytinga er naturleg avgrensa av til dømes øksygenfattige tilhøve.

Den 21. juli 2009 var tørrstoffsinnhaldet om lag det same som i oktober 2008, medan glødetapet var noko høgare på alle stasjonar, med 9,2 – 10,6 % (**tabell 34**).

Tabell 33. Sedimentkvalitet til fem MOM B stasjonar tekne ved hovudutsleppet ved Ørsta sentrum i Ørstafjorden 15. oktober 2008. TOC er berekna som 0,4x glødetapet.

FORHOLD	Eining	Metode	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5
Tørrstoff	%	Chem-206	42,9	40,2	38,6	46,6	39,1
Glødetap	%	Chem-206	9,07	8,06	8,75	6,15	9,06
TOC	mg/g	berekna	36,28	32,24	35,0	24,6	36,24

Tabell 34. Sedimentkvalitet til fem MOM B stasjonar tekne ved hovudutsleppet ved Ørsta sentrum i Ørstafjorden 21. juli 2009. TOC er berekna som 0,4x glødetapet.

FORHOLD	Eining	Metode	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Stasjon 4	Stasjon 5
Tørrstoff	%	Chem-206	42,2	43,9	40,1	39,8	41,3
Glødetap	%	Chem-206	10,3	9,23	10,6	10,4	10,0
TOC	mg/g	berekna	41,2	36,9	42,4	41,6	40,0

Gruppe III: SENSORISK GRANSKING

Sedimenttilstand

Med omsyn til sedimenttilstand den 15. oktober 2008 fekk fire prøver 5 poeng, og ein prøve fekk 6 poeng (**tabell 35**). Alle fem prøvene var såleis middels belasta (tilstand 2). Ei oppsummering av sedimenttilstanden tilseier at botnen i heile området i ein avstand på ca 0 - 110 m frå avløpet var middels påverka, før den nye leidningen var sett i drift.

Med omsyn til sedimenttilstand den 21. juli 2009 fekk ein prøve 5 poeng, tre prøver fekk 6 poeng og ein prøve fekk 7 poeng (**tabell 36**). Alle fem prøvene var såleis middels belasta (tilstand 2). Ei oppsummering av sedimenttilstanden tilseier at botnen i heile området i ein avstand på ca 0 - 110 m frå avløpet var middels påverka, også etter at leidningen hadde vore i drift i ca 6 månader. Det var imidlertid ein svak auke i poengsum på nokre av stasjonane, og mest næraast avløpet.

Botnen sin tilstand

Den 15. oktober 2008 var samla poengsum for middelverdien av samtlege fem prøver 7,36. Dette gjev ein indeks på 1,47 når ein deler på fem prøver, og tilstand for gruppe II (pH/Eh) og III (sedimenttilstand) vurdert under eitt blir dermed 2 = "god", dvs middels belasta, jf. «prøveskjema» (**tabell 35**). Tilstanden for kvart enkelt grabbhogg er presentert i **figur 21**.

Den 21. juli 2009 var samla poengsum for middelverdien av samtlege fem prøver 8,3. Dette gjev ein indeks på 1,66 når ein deler på fem prøver, og tilstand for gruppe II (pH/Eh) og III (sedimenttilstand) vurdert under eitt blir dermed 2 = "god", dvs middels belasta, jf. «prøveskjema» (**tabell 36**). Tilstanden for kvart enkelt grabbhogg er presentert i **figur 21**.

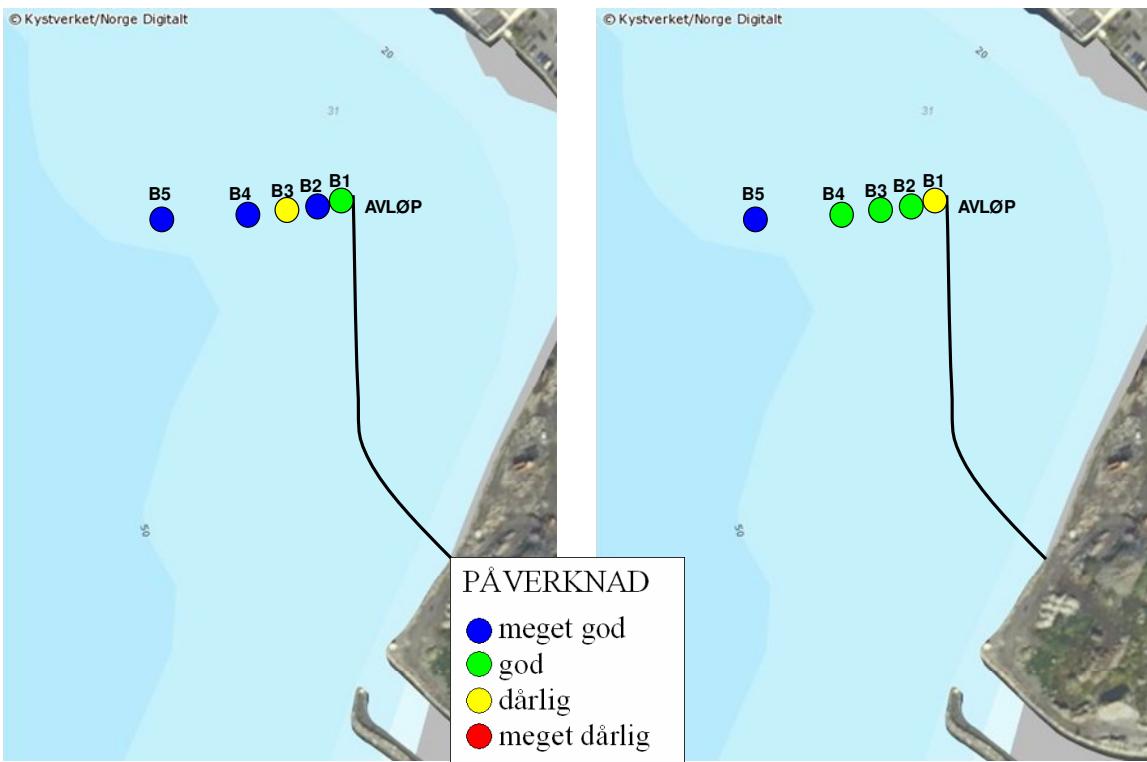
Basert på undersøking av dyr, pH/Eh og sediment var botnen i ein avstand på 0 - 110 m frå avløpet ved begge prøvetakingane i nest beste tilstandsklasse, dvs tilstand 2 = "god". Sjøbotnen var i samsvar med vurderingskriteria for ei B-undersøking middels påverka, både før og etter igangsetjing av utsleppet.

Tabell 35. Prøveskjema for MOM B- granskninga ved hovudutsleppet til Ørstafjorden 15. oktober 2008.

Gr.	Parameter	Poeng	Prøve nr					Indeks
			1	2	3	4	5	
	Dyr	Ja=0 Nei=1	0	0	0	0	0	0
I	Tilstand gruppe I		A					
II	pH	verdi	7,07	7,15	7,09	7,11	7,13	
	Eh	verdi	+55	+80	+57	+105	+75	
	pH/Eh	fra figur	3	1	3	1	1	
	Tilstand prøve		3	1	3	1	1	1,8
	Tilstand gruppe II		2	Buffer: 10,1 °C Sjøvann: 7,6 °C Sediment: - °C pH sjø: 7,58 Eh sjø: +328 Referanseelektrode: +200 mV				
III	Gassbobler	Ja=4 Nei=0	0	0	0	0	0	
	Farge	Lys/grå=0						
	Brun/svart=2	2	2	2	2	2	2	
	Lukt	Ingen=0	0	0	0	0	0	
	Noko=2							
	Sterk=4							
	Konsistens	Fast=0						
	Mjuk=2	2	2	2	2	2	2	
	Laus=4							
	Grabb-volum	<1/4 =0						
		1/4 - 3/4 = 1	1	1		1	1	
		> 3/4 = 2			2			
	Tykkelse på slamlag	0 - 2 cm =0	0	0	0	0	0	
		2 - 8 cm = 1						
		> 8 cm = 2						
		SUM:	5	5	6	5	5	
		Korrigert sum (*0,22)	1,1	1,1	1,32	1,1	1,1	1,144
		Tilstand prøve	2	2	2	2	2	
		Tilstand gruppe III	2					
	Middelverdi gruppe II & III		2,05	1,05	2,16	1,05	1,05	1,47
	Tilstand gruppe II & III		2					
TABELL 1			TABELL 2					
“pH/Eh” “Korr.sum” “Indeks”			“Tilstand”		Lokalitets tilstand			
			Gruppe I	Gruppe II & III				
			A	1, 2, 3	1, 2, 3			
			A	4	4			
			4	1, 2	1, 2			
			4	3	4			
			4	4	4			
LOKALITETENS TILSTAND						2		

Tabell 36. Prøveskjema for MOM B-granskinga ved hovudutsleppet til Ørstafjorden 21. juli 2009.

Gr.	Parameter	Poeng	Prøve nr					Indeks	
			1	2	3	4	5		
	Dyr	Ja=0 Nei=1	0	0	0	0	0	0	
I	Tilstand gruppe I		A						
II	pH	verdi	7,09	7,21	7,19	7,27	7,30		
	Eh	verdi	-122	-132	-109	-68	+91		
	pH/Eh	fra figur	3	2	2	2	1		
	Tilstand prøve		3	2	2	2	1	2,0	
	Tilstand gruppe II		2	Buffer: 10,1 °C Sjøvann: 7,6 °C Sediment: - °C					
			pH sjø: 7,58 Eh sjø: +328 Referanseelektrode: +200 mV						
III	Gassbobler	Ja=4 Nei=0	0	0	0	0	0		
	Farge	Lys/grå=0							
		Brun/svart=2	2	2	2	2			
	Lukt	Ingen=0		1	1	1	0		
		Noko=2	2						
		Sterk=4							
	Konsistens	Fast=0							
		Mjuk=2	2	2	2	2	2		
		Laus=4							
	Grabb-volum	<1/4 =0							
		1/4 - 3/4 = 1	1	1	1	1			
		> 3/4 = 2					2		
	Tykkelse på slamlag	0 - 2 cm =0	0	0	0	0	0		
		2 - 8 cm = 1							
		> 8 cm = 2							
		SUM:	7	6	6	6	5		
	Korrigert sum (*0,22)		1,54	1,32	1,32	1,32	1,1	1,32	
	Tilstand prøve		2	2	2	2	2		
	Tilstand gruppe III		2						
	Middelverdi gruppe II & III		2,27	1,66	1,66	1,66	1,05	1,66	
	Tilstand gruppe II & III		2						
TABELL 1			TABELL 2						
“pH/Eh” “Korr.sum” “Indeks”			“Tilstand”		Lokalitets tilstand				
			Gruppe I	Gruppe II & III					
			A	1, 2, 3	1, 2, 3				
			A	4	4				
			4	1, 2	1, 2				
			4	3	4				
			4	4	4				
LOKALITETENS TILSTAND						2			



Figur 21. Oversikt over MOM B-tilstand (middelverdien av gruppe II og III-parametrar, jf. tabell 35 og 36) i fem grabbhogg tekne ved avløpet 15. oktober 2008 (**til venstre**) og 21. juli 2009 (**til høgre**).

MARIN KARTLEGGING

MARINE NATURTYPAR

I litoralsona vart det ved marin kartlegging den 21. og 22. juli 2009 registrert grus- og rullesteinstrand på stasjonane ved Sætre og Notaplassen (jf. **figur 10**). Rullesteinstrand er vanleg langs kysten av Noreg og det var ingen spesielle marine førekommstar knytt til lokalitetane. Stasjonen ved Osestranda utmerka seg med å ha fleire naturtypar som grus- rullesteinsstrand, tangvoll og brakkvassdelta. Spreidde førekommstar av ålegras vart registrert relativt høgt oppe i tidevassonna ved Osestranda.

Sublitoralt ved Osestranda og Notaplassen vart det registrert store førekommstar av ålegraseng (**figur 22, t.v.**), som er ein prioritert naturtype (I 11) av utforminga vanleg ålegras (*Zostera marina*, I 1101) jf. DN-Håndbok 19, 2. utgåve 2007. Ålegraseng kan førekomme under lågvassmerket i blautbotnsområde, vanlegvis ned til 2-5 meters djupne. Ålegras produserer oksygen og organisk materiale, og er såleis svært produktiv. Naturtypen er rekna for å vere eit viktig marint økosystem på verdsbasis. Ålegraseng er rik på flora og fauna og fungerer som skjulestad og oppvekstområde for larvar og yngel og næringsauk for fiskar og krepsdyr. Ålegraseng er vurdert som noko truga av Fremstad og Moen (2001). Naturtypen finn ein ofte i grunne sund, beskytta fjordar og pollar, samt i område med meir eller mindre brakkvasspåverknad.

Ved kartlegging av naturtypar i Ørsta kommune i 2006, samt frå tidlegare granskningar, har det blitt registrert fleire viktige naturtypar ved Osestranda (Folkestad 1978, Holten m.fl. 1986, Fylkesmannen i MR 1996 og Jordal m.fl. 2007). Registrerte naturtypar er brakkvassdelta, tangvoll og undervasseng (**figur 22**), og området er gitt verdi B (viktig). Fysiske inngrep og forureining vert frårådd, då lokaliteten allereie er påverka av utfyllingar, naust med stør, forsøpling og badepass.



Figur 22. Venstre: Geografisk avgrensing av naturtypen ålegraseng (I 11) ved granska stasjonar på Osestranda og ved Notaplassen i Ørstafjorden 21. og 22. juli 2009. Høgre: Naturtypane brakkvassdelta, tangvoll og undervasseng registrert ved Osestranda. Kartet er henta frå DNs marine data/naturbase: <http://dnweb12.dirnat.no/wmsdn/marint.asp>.

Det vart registrert små førekommstar av naturtypen tareshog (Naturtype I01). Dette er ein prioritert naturtype som hovudsakleg gjeld samanhengande område med stortare (*Laminaria hyperborea*). Produksjon av organisk materiale er veldig høg i tareshogen, med tilhøyrande høgt biologisk mangfold. Tareshogen fungerer som skjulestad, oppvekstområde og beiteplass, og blir ofte omtalt som havets regnskog. I Ørstafjorden var det utforminga sukkertare (I0103) av naturtypen tareshog, som vart registrert. Sukkertare vart kun funne på stasjonen ved Sætre. Sukkertareskog har dei seinare åra vore i tilbakegang og arten er raudlista i kategori nær trua (NT). Leveområde for raudlisteartar i kategorien NT, som er raudlista pga. negativ bestandsutvikling, er framleis vanlege. Lokalitetar med store intakte tareshogsområde (> 100-500 daa) er viktige, men då det her er snakk om relativt små areal av sublitoralsona, er ikkje det av særleg stor verdi.

FLORA OG FAUNA

ST. 5 SÆTRE

Litoralt

Området for litoralsonekartlegging ved Sætre i Ørstafjorden er ei sørvendt grus-rullesteinstrand med ein hellinginkel på < 10°. Øvst i litoralsona var det kun små tustar med sauetang og svært spreidde førekommstar av spiraltang. Dette var også i ein modifisert del av litoralsona i samanheng med tilhøyrande naust og støar (figur 23). Ruteanalysen vart difor plassert i midtre og nedre nivå av litoralsona, der det var velutvikla tangvegetasjon. Lavarten marebek (*Verrucaria maura*) vaks på Stein på store delar av steingarden øvst i litoralsona. I midtre nivå var det velutvikla belte av blæretang (*Fucus vesiculosus*) med individ av grisetang (*Ascophyllum nodosum*) innimellom. Tangvegetasjonen var somme stader festa i relativt ustabilt substrat med mykje småsteinar og grus. I nedre delar var det tette førekommstar av sagtang (*Fucus serratus*). Under tangvegetasjonen var det førekommstar av vanleg grøndusk (*Cladophora rupestris*) og vorteflik (*Mastocarpus stellatus*). Større steinar var dels kledd med skorpedannande raudalgar som fjøreblod (*Hildenbrandia rubra*) øvst i fjøra og slettrugl (*Phymatolithon cf. lenormandi*) nedst i fjøra. Andre enkeltfunn var krusflik (*Chondrus crispus*) og bendelsleipe (*Dumontia contorta*) (vedleggstabell 4).



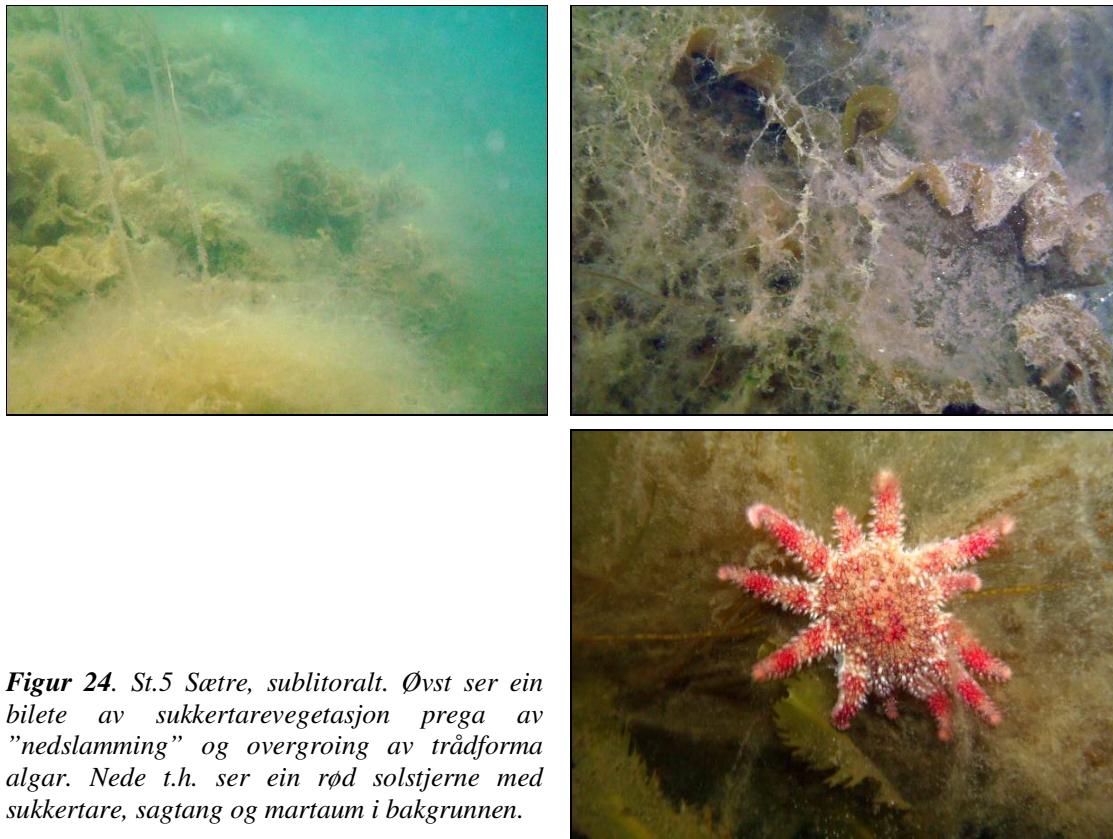
Figur 23. St. 5. Sætre, litoralt. Øvst.: oversiktsbilete av litoralsona. Steingard øvst i litoralsona i samanheng med naust og støar. Høgre: nærbilete av undervegetasjon og fauna bestående av vanleg grøndusk, vorteflik, slettrugl, fjøreblod, fjærerur, vanleg strandsnegl og blåskjel.

Faunaen i litoralsona bestod av vanleg førekommande artar med ein dominans av vanleg strandsnegl (*Littorina littorea*), butt strandsnegl (*Littorina obtusata*), spiss strandsnegl (*Littorina saxatilis*) fjærerur (*Semibalanus balanoides*) og blåskjel (*Mytilus edulis*). Det var spreidde førekommstar av albogesnegl (*Patella vulgata*), posthornmark (*Spirorbis spirorbis*) og vanleg korstroll (*Asterias rubens*), samt enkeltfunn av strandkrabbe (*Carcinus maenas*), og hjerteskjel (*Cerastoderma edule*). Tanglopper (Amphipoda) vart berre registrert som "til stades" då det er ein vanskelig og tidkrevjande prosess å estimere det verkelege talet.

Sublitoralt

På grunn av ferskvassstilførslar frå Ørstaelva var det eit ferskvasssjikt i vassytan som gjorde at det var til tider svært dårleg sikt og vanskeleg å både sjå tydeleg og å ta biletet. Dette var tilfelle for alle stasjonar. I tillegg var det mykje trådforma algar og sedimentterande forhold på stasjonen ved Sætre som gjorde at tangvegetasjonen var prega av ”nedslamming” (**figur 24**). Sjå **vedleggstabell 3** for fullstendig artsliste.

I sublitoralen var det bratt skrånande sand og mudderbotn med innslag av små og store steinar. Sagtang dominerte tangvegetasjonen i øvre delar av sjøsona, etterfølgt av sukkertare (*Saccharina latissima*) og martaum (*Chorda filum*). Av mindre algar og trådforma algar vart det registrert blant anna krusflik, bleiktuste (*Spermatochus paradoxus*), krasing (*Corralina officinalis*), røddokke (*Polysiphonia stricta*), svartdokke (*Polysiphonia fucoides*), stilkdokke (*Polysiphonia elongata*), svartkluft (*Furcellaria lumbricalis*), teinebusk (*Rhodomela confervoides*), rekeklo (*Cermaium rubrum*, s. lat.), *Ceramium diaphanum*, *Ceramium deslongchampsii*, brei vortesmokk (*Asperococcus bullosus*), fiskeløk (*Cystoclonium purpureum*), raudlo (*Bonnemaisonia hamifera*), gaffelgreina havpryd (*Calliothamnion corymbosum*), japansk sjølyng (*Heterosiphonia japonica*) og brunslri (*Ectocarpus siliculosus*). Den habitatbyggjande tangvegetasjonen var overgrodd av trådforma algar som til dømes brunslri, rekeklo-arter og bleiktuste, samt at det var mykje mikroalgar og organisk materiale som gav lokaliteten ein nedslamma utsjånad.



Figur 24. St.5 Sætre, sublitoralt. Øvst ser ein biletet av sukkertarevegetasjon prega av ”nedslamming” og overgroing av trådforma algar. Nede t.h. ser ein rød solstjerne med sukkertare, sagtang og martaum i bakgrunnen.

Faunaen bestod av vanleg førekommende arter med dominans av membranmosdyr (*Membranipora membranacea*), *Electra pilosa* og posthornmark. Det var spreidde førekommstar av parallellogramsekdedyr, blåskjel, vanleg korstroll og enkeltfunn av rød solstjerne (*Crossaster papposus*), **figur 24**.

Litoralt

Området for litoralsonekartlegging ved Notaplassen i Ørstafjorden er ei nordvendt grusrullesteinstrand med ein hellinginkel på < 10°. Ruteanalysen vart plassert i tre nivå for å få eit representativt bilet av den lange litoralsona. Øvst i litoralsona var det ikkje førekomstar av sauetang, men spreidde belte av spiraltang. Det var generelt noko spreidd tangvegetasjon gjennom heile litoralsona på grunn av mangel på fast substrat (**figur 25**). Lavarten marebek (*Verrucaria maura*) vaks på Stein i store delar av litoralsona. I midtre delar dominerte grisetang, med enkelte innslag av blæretang. I nedre nivå av litoralsona var det framleis førekomstar av sistnemnde artar og ingen førekomstar av sagtang. Det var ein del av den skorpeforma raudalgen fjøreblof på Stein, men elles var det sparsomt med undervegetasjon. Nokre tustar av vorteflik vart registrert under vegetasjonen (**vedleggstabell 5**).

Faunaen i litoralsona bestod av vanleg førekommende artar med ein dominans av vanleg strandsnegl, butt strandsnegl og spiss strandsnegl. Det var spreidde førekomstar av blåskjel og sparsomt med fjærerur, strandkrabbe, albogesnegl og purpursnegl. Førekomstar av blåskjel og albogesnegl auka di lengre ned i litoralsona ein kom. Tanglopper vart registrert som "til stades".

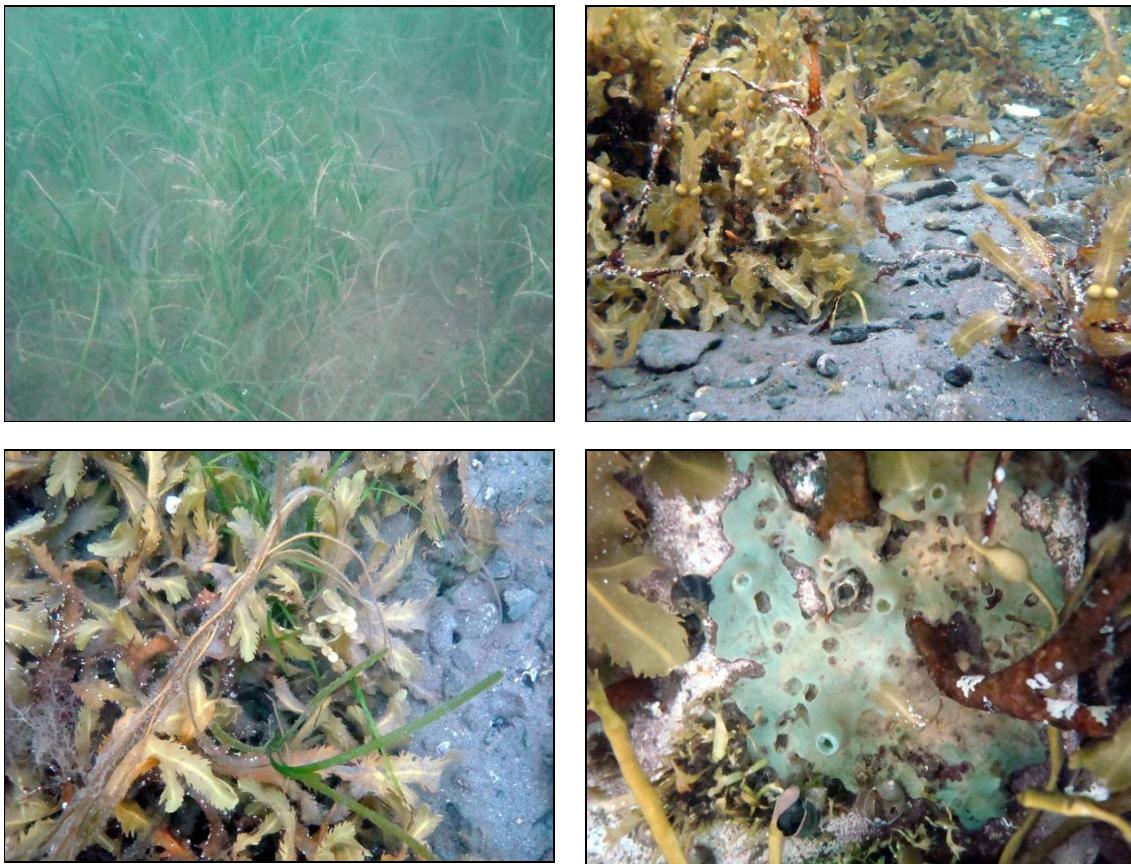


Figur 25. St. 6 Notaplassen, litoralt. Oversiktsbilete av litoralsona. Rullesteinstrand med spreidd tangvegetasjon.

Sublitoralt

Sublitoralt var det ein slak og langgrunn sand-mudderbotn som ved Osestranda. Her var det også slik at ålegras dominerte, men noko meir flekkvis. Blæretang og sagtang hadde noko større førekomstar ved Notaplassen enn Osestranda. I øvre delar dominerte blæretang og sagtang, medan ålegras dominerte frå 1-1,5 til ca. 3 m djup (**figur 26**). Ålegraset var friskt med lite påvekstar av trådforma algar. Andre registrerte algar var martaum, vanleg tarmgrønske, vanleg grønndusk, grønndusk (*Cladophora* sp.), krusflik, bleiktuste, dvergtarmgrønske, rekeklo, japansk sjølyng, svartdokke, langcella brunskjegg og kortcella brunskjegg (*Stictyosiphon soriferus*), perlesli (*Pylaiella littoralis*) og brunsli (*Ectocarpus* sp.), sjå **vedleggstabell 3**.

Faunaen bestod av vanleg førekommende artar med dominans vanleg strandsnegl og albogesnegl. Det var svært mykje strandsnegl på botnen og på habitatbyggjande algar. Andre artar med meir spreidd førekomst var strandkrabbe, vanleg korstroll, piggsjøstjerne (*Mathasterias glacialis*) o-skjel (*Modiolus modiolus*), brødsvamp (*Halichondria panicea*) fjærmark, posthornmark (*Spirorbis spirorbis*) og dvergtårnsnegl (*Bittium reticulatum*).



Figur 26. St.6 Notaplassen, sublitoralt. Oppe t.v. ser ein biletet av ålegraseng på sand-mudderbotn. Oppe t.h. blæretang øvst i sublitoralen. Nede t.v. sagtang og ålegras. Nede t.h. syner biletet brødsvamp på stein.

ST. 7 OSESTRANDA

Litoralt

Området for litoralsonekartlegging på Osestranda i Ørstafjorden, er ei vestvendt rullstein-sandstrand med ein hellingsvinkel på < 10°. Det var svært langgrunt på Osestranda og det var ingen tydelege eller velutvikla belte med tangvegetasjon. Det var på dette grunnlag at det kun vart gjennomført eitt nivå med rutaanalyse. I sjølve rutaanalysen var blæretang den dominerende vegetasjonen. Andre artar var fjøreblood, vanleg tarmgrønske (*Ulva intestinalis*) og vorteflik. Enkelfunn av spiraltang (*Fucus spiralis*). Andre registrerte trådforma algar frå rutaanalysen var langcella brunskjegg (*Stictyosiphon tortilis*), viklesnøre (*Rhizoclonium riparum*), grønndusk (*Cladophora* sp.) og dvergtarmgrønske (*Blidingia marginata*). Lenger ned i litoralsona var det større førekommstar av vorteflik. Ålegras (*Zostera marina*) vart registrert høgt oppe i litoralsona, der det dannar seg små ”pyttar” (figur 27).

Faunaen i litoralsona bestod av vanleg førekommande artar med ein dominans av vanleg strandsnegl, blåskjel og enkelfunn av strandkrabbe. Tanglopper vart registrert som ”til stades” (vedleggstabell 6).



Figur 27. St. 7 Osestranda, litoralt. Venstre: oversiktsbilete av litoralsona. Rullesteinstrand med spreidd tangvegetasjon. Høgre: nærbilete av nedre delar av litoralsona med førekomstar av ålegras og blåskjel.

Sublitoralt

Sublitoralt var det ein slak og langgrunn sand-mudderbotn. I hovudsak var det tette førekomstar av ålegras som dominererande algevegetasjon i øvre delar av sublitoralen.



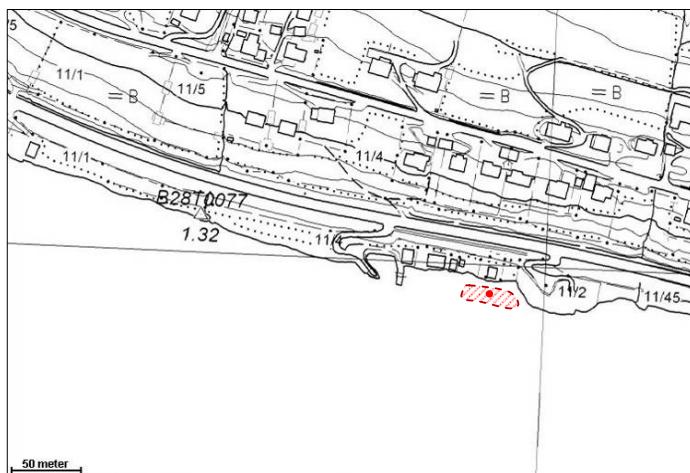
Figur 28. St. 7 Osestranda, sublitoralt. Opp t.v. ser ein biletet av tett ålegraseng og noko blæretang med mykje vanleg strandsnegl. Opp t.h. stein- og sandbotn med fjærmark og grønndusk i biletet. Nede t.v. eng av blåskjel, samt tomme skjel. Nede t.h. ser ein strandkrabbe på algematte av grønndusk og langcella brunskjegg.

Ålegraset var friskt med lite påvekstar av trådforma algar. Innimellan var det spreidde førekommstar av blæretang og sagtangindivid, samt martaum og krusflik. Det var somme område der det ikkje var algevegetasjon, men ei seng av blåskjel (**figur 28**). Andre registrerte algar var grønndusk, bleiktuste, dvergtarmgrønske, tangdokke (*Polysiphonia fibrillosa*) og langcella brunskjegg (**vedleggstabell 3**).

Faunaen bestod av vanleg førekommande artar med dominans vanleg strandsnegl, blåskjel og albogesnegl. Blåskjel dannar somme stader muslingenger. Det var svært mykje strandsnegl og denne var hyppig å sjå på ålegraset. Andre artar med meir spreidd førekommst var strandkrabbe, vanleg korstroll, o-skjel (*Modiolus modiolus*), fjærremakk (*Arenicola marina*), tarestilksnegl (*Lacuna vincta*), dvergtårnsnegl (*Bitium reticulatum*), teppeskjell (*Venerupis pullastra*) og tangsnegl (*Rissoa parvum*).

RAUDLISTEARTAR

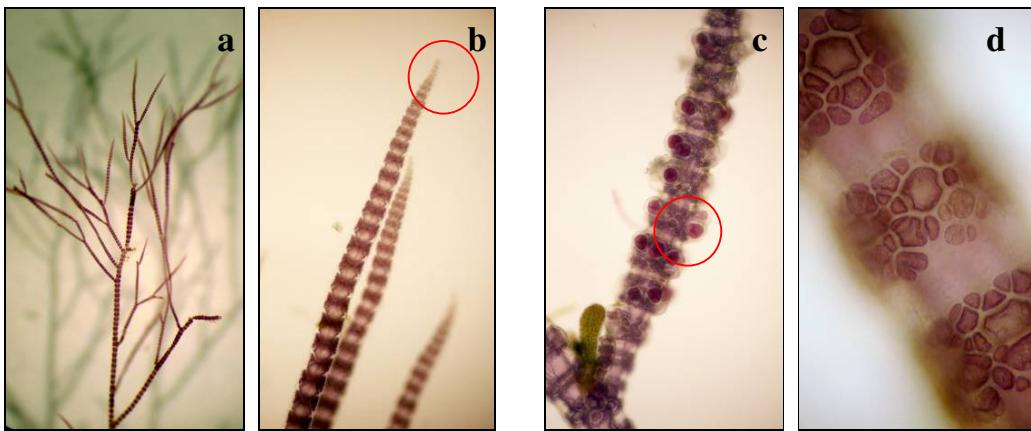
Det vart registrert små førekommstar av sukkertare på st. 5 ved Sætre i Ørstafjorden. Sukkertareskog har i dei seinare år vore i tilbakegang og er i dag ein raudlisteart (nær trua, NT). Leveområde for artar i kategorien NT på den nasjonale raudlista, som er raudlista pga. negativ bestandsutvikling, er framleis vanlege (**figur 29**).



Figur 29. Geografisk avgrensning av raudlistearten sukkertare (skravert område) og *Ceramium deslongchampsii* (runding) på den granske stasjonen ved Sætre i Ørstafjorden den 22. juli 2009.

I øvre delar av sublitoralen vart det på st. 5 ved Sætre i Ørstafjorden, funne ein raudalge med navnet *Ceramium deslongchampsii* (**figur 29** og **30**). *C. deslongchampsii* er ein raudlisteart med kategoristatus Sterkt trua (EN) frå Norsk raudliste 2006 (Kålås m. fl. 2006).

Denne arten veks hovudsakleg i litoralsona, som epifytt (på andre algar) eller på berg, ved beskytta til moderat eksponerte lokalitetar. Arten toler låg salinitet, men er sårbar for interspesifikk konkurranse og tap av habitat. Dette er ein relativt sjeldan alge då den kun har blitt registrert ved få tilfelle i Noreg, kor nokre av funna nyleg er gjort av Rådgivende Biologer AS på ein lokalitet i Os (Tveranger m. fl. 2009a) og i Hellandsfjorden i Hordaland (Tveranger m. fl. 2009b). *C. deslongchampsii* er ikkje funnen i Sverige, men to funn er registrert i Danmark (Fredrikshavn). Funn av algen er sporadisk, og det er oftast enkeltindivid og ikkje samanhengande populasjonar som vert registrert. Dette gjeld også ved Sætre der det kun vart funne ein liten populasjon, men det må understrekast at det var eit lite område på omrent 8 m² som vart granska. Sjølv om det er registrert få funn er det tydelig at populasjonar har etablert seg då dei er påvist gjennom mange år.



Figur 30. Fire bilete av raudalgen *Ceramium deslongchampsii*, a) oversiktbilete av *C. deslongchampsii* (2cm høg), b) skotspissar som er rette eller svakt krumbøgde, c) raud ring rundt tetrasporangier som buler ut frå barkebelta d) detaljbilete av barkbelter.

Slekta *Ceramium* er utbreidd i alle verdshav og er sers vanleg i litoralsona og øvre delar av sublitoralsona. Slekta vert kjenneteikna av ei gjentatt todelt forgreining der skotspissar endar i ei todelt klo eller gaffel. Då *Ceramium*-slekta er generelt vanskeleg og tidkrevjande å bestemme, er det sannsynlegvis ein del granskingar der innsamla algar ikkje har vore bestemt lengre enn til slekt eller ikkje nøyaktig artsbestemt. I samband med raudlistevurderinga er dette viktig å ta omsyn til då det kan reknast med ein del mørketal.

VURDERING AV TILSTAND

Det er utført ei større miljøgransking i Ørstafjorden i samband med etablering av nytt hovudavløpsreinseanlegg for Ørsta kommune. Det er nyleg lagt ut eit nytt hovudutslepp på ca 31 m djup eit stykke nord for elvemunningen i Ørsta sentrum. Vikeøyra reinseanlegg mottek avløpsvatn frå store delar av Ørsta sentrum og nokre omkringliggjande bygder, og ved oppstart er det forventa ei tilknyting til ca 7 000 pe. I tillegg kjem utsleppet til meieriet (ca 7500 pe), og utsleppet vil dermed overstige 10 000 pe, noko som utløysar eit krav om sekundærreinsing. Det skal takast høgde for at utsleppet på sikt kan komme opp i 20 000 pe rundt år 2020, og allereie i dag kan prosessavløpet i enkelte periodar komme opp mot 20 000 pe. Føremålet med granskinga er å dokumentere om resipienten ikkje vil ha skadeverknader med ei forventa tilknyting på 15 - 20 000 pe, slik at det eventuelt kan søkjast om å oppretthalde primærreinsing.

PÅVERKNAD AV ORGANISK MATERIALE FRÅ REINSEANLEGGET PÅ FJORDEN

Storleiken av ein *pe* (personekvivalent) er definert som den mengda organisk materiale som vert broten ned biologisk med eit biokjemisk oksygenforbruk over ein periode på fem døgn (BOF_5) på 60 gram oksygen per døgn (NS 9426). Dersom ein reknar med tilførsler på ca 15.000 pe utgjer det ca 900 kg pr døgn, eller knappe 330 tonn per år ureinsa. Avløpet har imidlertid vorte reinsa sidan tidleg på 90-talet med sil med spalteopning 1 mm, og årleg vert det teke ut og deponert ca 40 tonn slam. Det organiske innhaldet i slammet målt som BOF_5 er imidlertid langt lågare. Tørrstoffinnhaldet i slam fra reinseanlegg ligg rundt 2 %, og i avvatna slam er tørrstoffinnhaldet typisk rundt 25 %. Tørrstoffinnhaldet i slammet frå reinseanlegget i Ørsta utgjer i så fall ca 10 tonn. Glødetapet er mengda organisk stoff som forsvinn ut som CO_2 når prøven blir gløda, og er eit mål for mengde organisk stoff i prøven. Glødetapet variererer i høve til typen slam eller sediment, og for sedimentprøvene ute i Ørstafjorden varierte dette frå ca 10-22 %. I prøver tekne under oppdrettsanlegg ligg glødetapet i slammet ofte rundt 20-30 %, og opp i over 40 % enkelte stader. Med eit antatt glødetap på opp mot 40 % vil det gje eit innhald av TOC (totalt organisk karbon) i slammet frå Ørsta på 1,6 tonn (TOC = ca 0,4 x glødetapet). Innhaldet av BOF_5 i høve til TOC varierer ein god del etter kor lett nedbrytbart det organiske stoffet er, men ein kan rekne at BOF_5 tilsvavar i storleiksordenen 1,5 x TOC. Det vil seie at det årlege uttaket av organisk materiale frå Vikeøyra reinseanlegg målt som BOF_5 utgjer om lag 2,4 tonn, eller i undertak av 1 % av det totale utsleppet til fjorden. Effektiviteten til sjølve reinseanlegget er imidlertid om lag dobbelt så stor, sidan anlegget i dag berre tek i mot ca halvparten av prosess- og avløpsvatnet i Ørsta (ca 7000 pe).

Ikkje alle tilførlene frå avløpet vil påverke resipienten i Ørstafjorden. Dei største partiklane vil sedimentere lokalt rundt avløpet, medan mindre partiklar vil bli spreidde over eit større område. Ein del av dei mest finpartikulære partiklane, samt løyst organisk materiale, vil stige opp og bli innlagra, fortynna og bli transportert vekk via straumen/tidevatnet. Dette vil bli spreidd rundt i fjordsystemet, og ein god del av det vil bli ført heilt ut av Ørstafjorden og til fjordsistema rundt. Opphaldstida for vatn over terskelnivå i Ørstafjorden er berekna til berre ca 5 døgn.

Det organiske materialet som vil påverke djupvatnet i resipienten er i hovudsak det som sedimenterer djupare enn terskelnivået. Organisk materiale som sedimenterer over terskelnivå vil bli nedbrote her, og vil ikkje ha innverknad på oksygeninnhaldet i djupvatnet. utsleppet går ut på ca 31 m djup, noko som er litt under terskeldjupet til fjorden på 24 m djup. Imidlertid vil eit ferskvassutslepp til sjø stige opp ved utløpet av leidningen, og mykje av det meir finpartikulære stoffet vil bli innblanda i vassmassane over terskeldjup. Storleiken på kor mykje som sedimenterer over eller under terskelnivå er vanskeleg å anslå for avløpet i Ørstafjorden, men mesteparten av det grovpunktikulære stoffet vil truleg sedimentere under terskelnivå. Vanlegvis vil det imidlertid vere noko straum og god utskifting i alle fall 5-10 meter under terskelnivå i dei fleste resipientar på grunn av medrivning av vatn over terskelen i tidevasssyklusane. Det betyr at ein kan ha brukbare omsetjingstilhøve kanskje ned til 35-40 m djup i Ørstafjorden, dvs på det meste av botnen der ein har funne synleg påverknad etter ca 6

månader drift med den nye leidningen. Det maksimale bidraget frå 15 000 pe via reinseanlegget til fjorden vil vere ca 325 tonn BOF₅, men det vil truleg vere langt mindre av utsleppet som påverkar oksygeninnhaldet i djupvatnet i Ørstafjorden, utan at dette kan talfestast nøyaktig.

Storelva i Ørsta er også ein betydeleg bidragsyta av organisk materiale, næringssalt m.m. til Ørstafjorden. Tilførsler av organisk materiale frå naturlege kjelder til Ørstafjorden målt som BOF₅ er berekna til ca 500 tonn årleg (Aure & Stigebrandt 1989). Desse tilførlene er m.a. avhengig av nedbør og avrenning, noko som har auka noko dei siste tiåra. Det er difor truleg at tilførlene av organisk materiale frå land dei siste åra kan vere noko høgare enn det som vart berekna i 1989. Auka nedbør fører også til ei relativt sett større utvasking av t.d. humussyrer og liknande frå vegetasjonen, noko som gjere at tilførlene aukar meir enn auken i nedbør isolert sett skulle tilseie. Eigenproduksjonen av organisk materiale i fjorden, som plankton og algar, er også betydeleg. Det er også ein god del organisk materiale som kjem inn frå omkringliggende fjordsystem med tidevassstraumane, og noko av dette vil sedimentere i bassenget. Fjordmiljømodellen (Stigebrandt 1992) anslår ei sedimentering av total mengde naturleg oksygenforbrukande stoff til bassengvatnet i Ørstafjorden tilsvarende ca 2000 tonn årleg.

Bidraget frå 15 000 pe til djupvatnet i fjorden vil utgjere maksimalt ca 325 tonn, og vil dermed utgjere maksimalt ca 14 % av dei totale tilførlene på ca 2325 tonn. Truleg er andelen frå avløpet som påverkar djupvatnet ein god del mindre. Berre variasjonen i vassføring og total avrenning frå Storelva mellom einskilde år vil sannsynlegvis gje utslag som kan samanliknast med tilførlene til fjorden frå det kommunale avløpet.

Effekten tilførlene har kan bereknast direkte ved å kalkulere oksygenforbruket per liter i djupvassbassenget under terskelnivå. Dersom ein tek utgangspunkt i utslepp frå 15 000 pe utgjer dette maksimalt ca 325 tonn oksygen årleg, eller ca 27 milliardar mg oksygen/månad. Omrekna til ml (delast med faktor på 1,42) blir det 19 mrd ml O/mnd. Dette skal fordelast på 0,96 km³ (som er volum under terskeldjup), eller 960 mrd liter. Dersom heile utsleppet frå reinseanlegget vart ført ned i djupvatnet ville det utgjere eit oksygenforbruk på ca 0,020 ml/l/mnd, noko som er ca 16 % av det teoretiske oksygenforbruket i djupvatnet på 0,12 ml/l/mnd (jf. **tabell 3**), eller 14 % av eit målt oksygenforbruk på ca 0,14 ml/l/mnd (Aure & Stigebrandt 1989). Som ovanfor nemnt vil det reelle bidraget truleg vere ein god del lågare enn dette.

Ein auke i oksygenforbruket på 0,02 ml/l/mnd vil redusere tida det tek før ein får oksygenfrie tilhøve i botnvatnet med 6-7 månader. Dersom så mykje som halvparten av utsleppet har påverka djupvatnet til no, vil det tilseie at berekna tid til oksygenfritt botnvatn vil vere 3 – 3,5 månader kortare i dag enn ved ein naturtilstand utan busetnad ved Ørstafjorden. Dersom ein innfører sekundærreinsing på avløpet (reinsegrad 70 % av BOF₅) betyr det at ein vil kunne forlenge tida det tek før ein får oksygenfrie tilhøve i botnvatnet med ca 2 - 2,5 månader. Det er berekna at det vil ta maksimalt ca 41 månader mellom kvar fornying av botnvatnet, og med dagens utslepp mellom 43 og 50 månader til ein ville fått oksygenfritt botnvatn, alt etter kva tilgjengelege tal ein legg til grunn. Med sekundærreinsing vil denne tida altså truleg auke til ein stad mellom ca 45 og 53 månader. Ei oppgradering av eksisterande reinseanlegg med nye bandsilar (primærreinsing) vil også kunne auke uttaket av partiklar noko, og tilsvarende redusere utsleppsmengda av BOF₅. Omfanget av reduksjonen vil vere avhengig av m.a. spalteopninga på silen og effektiviteten på anlegget, og vil truleg utgjere nokre dagar eller veker i høve til oksygenforbruket i djupvatnet, som då vil vere i overkant av 43 til 50 månader.

Effekten av ein eventuell framtidig auke i utslepp frå dagens ca 15 000 pe til ca 20 000 pe for Ørstafjorden vil utgjere teoretisk maksimalt ca 2 – 2,3 månader kortare tid til oksygenfritt botnvatn enn i dag, dersom ein førutset at alt ekstra organisk materiale påverkar djupvatnet. Dersom så mykje som halvparten av utsleppet påverkar djupvatnet vil det utgjere ca 1 – 1,2 månader. Med oppgradering av eksisterande primærreinseanlegg vil tida til oksygenfritt botnvatn bli redusert med om lag ein månad i høve til i dag, dvs til mellom ca 42 og 49 månader. Med innføring av sekundærreinsing tilsvarende 70 % av BOF₅ vil gevinsten truleg utgjere rundt 3 – 4 veker, og tid til oksygenfritt botnvatn vil vere ca 1 – 2 veker kortare enn i dag.

Ørstafjorden er eit system med periodevis naturleg reduksjon av oksygen i djupvatnet. Dette har truleg vore slik om lag sidan istida. Ofte har ein årlege utskiftingsepisodar med (delvis) fornying av bassengvatnet, men nokre gonger kan det gå fleire år mellom kvar utskifting. Det har vore målt periodar på rundt tre år utan utskifting, og teoretisk er det berekna at ein kan ha opp mot 3,5 år før ein får utskifting i bassengvatnet. Til no har det ikkje vore dokumentert at dei eksisterande utsleppa til fjorden har ført til oksygenfritt botnvatn, men det vart målt svært låge oksygenverdiar hausten 2008. Dyresamfunnet på botn hadde derimot større diversitet enn ein skulle vente ut frå det låge oksygeninnhaldet, sjølv om det var relativt få artar ved det djupaste. Det var heller ikkje spesielt forureiningstolerante artar ved det djupaste, snarare tvert i mot. Det kan til ein viss grad tyde på at dei artane som finst i djupet av Ørstafjorden er ”vande til” dårlege oksygentilhøve (sjå også diskusjon om blautbotnfauna lenger bak).

AVGRENSING AV NÆRSONA FOR UTSLEPPET (MOM B-GRANSKING)

Rundt utslepp av kommunalt avløpsvatn vil det vanlegvis vere eit område som tydeleg er forureina, anten som nedslamming, forureina sediment, skada botnfauna eller dårleg vasskvalitet. Dette området blir kalla nærsona, og her er det vanleg å akseptere ei viss forureining (Molvær m.fl. 2005). Få granskningar viser omfanget av slike nærsone, men Molvær m.fl. (1983) fann at ved ureinsa avløpsvatn frå opptil 5000 pe fann ein direkte nedslamming opptil 10-15 m frå avløpet og tydeleg synleg påverknad ut til omkring 50 m avstand, men variasjonane var store frå stad til stad. For mekanisk reinsa avløpsvatn frå 40-45 000 pe var det synleg påverknad ut til omkring 150 m. Ved silanlegg vil dei største partiklane bli fanga opp, og det vil bli langt mindre akkumulering av materiale like inntil avløpet. Derimot vil ein god del av det finpartikulære materialet framleis følgje med avløpsvatnet, og utbreiingsområdet for det finpartikulære slammet vil truleg ikkje bli vesentleg redusert i høve til ureinsa utsepp, sjølv om mengda vil vere mindre. Utbreiinga vil også i stor grad vere avhengig av straumtilhøva og botntopografin i området ved utsleppet.

Resultata frå botnprøver tekne ved avløpet i Ørstafjorden og i aukande avstand utover på djupare vatn i resipienten tyder på at utbreiinga av nærsona er om lag som ein skulle vente ut frå tilsvarende utslepp, som nemnt ovanfor. Eit sett botnprøver vart tekne før påkopling av den nye leidningen, og eit sett botnprøver vart tekne etter at leidningen hadde vore i bruk i ca 6 månader, og dermed har ein eit godt grunnlag for å vurdere effekten av sjølv utsleppet.

Nærsona til utsleppet strekkjer seg truleg noko meir enn 60 meter frå avløpet, men ikkje så mykje som 110 meter. Dette baserer seg i stor grad på samansetjinga av botnfaunaen, som etter igangsetjing av leidningen var tydeleg påverka i ein avstand på 2, 15, 30 og 55 meter frå avløpet, men ikkje så langt som 110 meter frå.

Ulike måtar å vurdere samansetjinga av botnfaunaen på gav litt ulike resultat, men hovudtrekka var tydelege. Størst effekt var det ca 15 meter frå avløpet, der den nesten ikkje var dyr i prøven. Heilt opp til avløpet var tilstanden faktisk litt betre, men dette har truleg samanheng med ein spyle-effekt ut av røyret, der ein rundt munningen har god utskifting og mindre sedimentering av organisk materiale enn berre få meter lengre unna. Tilsvarende granskningar me har utført, m.a. på avløp frå setjefiskanlegg, viser at det kan vere store skilnader i botnfaunaen berre innanfor ein avstand på 1-2 meter rundt eit avløp. Ca 30 meter frå avløpet var botnfaunaen også sterkt prega av tilførslar, og også ca 55 meter frå avløpet var botnfaunaen tydeleg påverka, men i mindre grad. Ca 110 meter frå avløpet var botnfaunaen ikkje vesentleg endra sidan før oppstart.

Dei kjemiske parametrane viste også mykje det same biletet, spesielt for redokspotensialet (Eh). Dette viser kort fortalt noko om innhaldet av oksygen i sedimentet. Før oppstart hadde redokspotensialet positive verdiar på alle stasjonar, medan det den 21. juli 2009 berre var stasjon B5 som hadde positiv verdi. Alle stasjonane frå ca 2 til 55 m frå avløpet hadde negative verdiar, mest på stasjon B2 ca 15 m frå avløpet, og noko mindre med aukande avstand til avløpet. Ofte vil pH i sedimentet også vise dei same tendensane, med lågare pH i meir belasta sediment, men dette var mindre klårt ved denne granskninga. Det var rett nok ein svak auke i pH med aukande avstand til avløpet den 21. juli 2009,

men dei fleste av desse verdiane var litt høgare enn dei var den 15. oktober 2008, før leidningen vart sett i drift. Generelt var verdiane for pH ganske låge i området både før og etter igangsetjing av leidningen, noko som kan tyde på at sedimentet i området i utgangspunktet er prega av høgt innhold av organisk materiale, uavhengig av eventuelle utslepp.

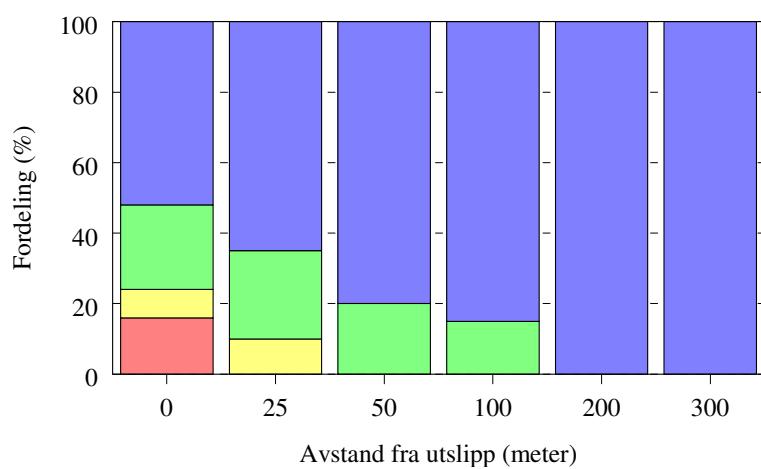
Målingane av glødetap (organisk innhold) i sedimentet bekreftar inntrykket av eit generelt høgt organisk innhold i heile området. Det organiske innhaldet i sedimentet målt som glødetap var om lag 8-9 % i prøvene som vart tekne før leidningen vart sett i drift og rundt 10 % etter ei tids drift. Ein reknar med at glødetapet vanlegvis er 10 % eller mindre i sediment der det føregår normal nedbryting av organisk materiale. Høgare verdiar førekjem i sediment der det anten er så store tilførslar av organisk stoff at nedbrytinga ikkje greier å halde følgje med tilførslene, eller i område der nedbrytinga er naturleg avgrensa av til dømes oksygenfattige tilhøve. På den aktuelle djupna grabbhoggga er tekne vil det alltid vere god utskifting og gode oksygentilhøve i Ørstafjorden, og det relativt høge glødetapet skuldast mest sannsynleg store tilførslar frå elva som pregar botnen i heile indre delen av Ørstafjorden. Ein liten auke på alle stasjonar frå oktober 2008 til juli 2009 kan skuldast ekstra tilførslar frå det nye avløpet, men forskjellane i glødetap mellom dei ulike stasjonane var for små til å kunne vurdere ei eventuell utbreiing av effekten frå avløpet.

Det er viktig å merke seg at allereie før den nye leidningen vart sett i drift var tilhøva på botnen i området prega av organiske tilførslar. Dette materialet har i all hovudsak kome med elva, og det vart funne anslagsvis opp mot 30 % restar av m.a. kvist, lauv og mose i prøvene. Organisk materiale med terrestrisk (frå land) opphav er oftast tungt nedbrytbart i det marine miljøet, og eksempelvis kan ein finne store mengder sagmugg i sedimentprøver utanfor gamle sagbruk fleire tiår etter at sagbruket er nedlagt (Tveranger m.fl. 2009c).

Det generelt høge organiske innhaldet i sedimentet i området er også årsaka til at MOM B-granskinga viste tilstand 2 (moderat påverka) både før og etter igangsetjing av leidningen. Den låge pH-en i sedimentet gjorde at tilstanden på enkeltgrabbhogg låg på grensa mellom tilstand 1 og 3 den 15. oktober, og det var litt tilfeldig kor ein fekk utslag. Etter igangsetjing av leidningen var biletet noko meir tydeleg, med størst påverknad næraast avløpet og avtakande påverknad utover i resipienten, men i sum tilstand 2 for dei fem grabbhoggga samla.

Granskingar frå ei rekke tilsvarande utslepp av denne typen viser at det kun er mogeleg å spore miljøeffektar i nærleiken av sjølve utsleppet. Dette gjeld utslepp til terskla resipientar med utslepp over terskeldjup samt utslepp i uterskla resipientar. Rådgivende Biologer AS har gjennomført granskingar ved avløp frå over 40 setjefiskanlegg og kommunale reinseanlegg langs kysten av Vestlandet. Der er nytta NS 9410-metodikk med ein 0,025 m² stor grabb, og prøver er tekne i aukande avstand frå eksisterande utslepp. Då får ein eit bilet på utbreiinga av miljøverknaden på botnen, der sjølv store utslepp sjeldan har noko tydeleg miljøverknad meir enn 50 meter unna sjølve utsleppspunktet (**figur 31**).

Figur 31. Samanstilling av resultat frå Rådgivende Biologer AS sine granskingar ved utslepp til sjø frå 20 setjefiskanlegg, der det er nytta MOM-B / NS 9410:2007-metodikk med grabbhogg i aukande avstand frå sjølve utsleppspunktet. Fargane er i høve til NS 9410:2007: Blå = "meget god", grøn = "god", gul = "dårlig" og raud = "meget dårlig".



Resultata frå granskingane ved avløpet i Ørstafjorden gjenspeglar eit halvt år med utslepp frå ca 6000 pe, og ved granskingsa sommaren 2009 var påverknaden noko meir enn 60 meter frå avløpet, men ikkje så mykje som 110 meter. Dersom Tine Vest Ørsta Meieri med sine ca 7500 pe koplar seg på same leidningen vil dette føre til noko auke i området på botnen som er påverka. Til gjengjeld vil dagens avløp frå meieriet, som går ut i elveosen, bli sanert vekk, med dei positive verknader det har for botnen i det området. Det er ikkje gjort botngranskingsar i nærleiken av dette utsleppet.

VASSKVALITET

Innhaltet av næringssalt var generelt lågt i Ørstafjorden, og låg innanfor tilstandsklasse I = "meget god" eller tilstandsklasse II = "god" for alle stasjonane. Det same gjaldt for innhaldet av klorofyll, samt for turbiditet og siktedjup. Ørstafjorden er såleis ein næringsfattig fjord.

Vasskvaliteten i dei øvre vasslagene i Ørstafjorden (over terskelnivå) er også i stor grad avhengig av kvaliteten til vatnet i fjordsystema rundt. Det kjem av at oppholdstida til vatnet over terskelnivå i Ørstafjorden er ganske kort, i følgje modellberekingar i Fjordmiljømodellen (Stigebrandt 1992) på berre knappe fem døgn. Det var såleis heller ikkje noko forskjell av betydning mellom vasskvaliteten på referansestasjonen ute i Varddalsfjorden i høve til dei ulike stasjonane inne i Ørstafjorden. Kapasiteten for tilførslar av næringssalt til Ørstafjorden er stor, og eit avløp i storleiksordenen 13-20 000 pe vil ikkje påverke næringssaltsituasjonen i fjorden nemneverdig.

For tarmbakteriar (*E.coli*) var det ved eitt høve (20. januar 2009) litt forhøga konsentrasjon i overflata på stasjon H6 og ved avløpet, tilsvarande tilstandsklasse II = "god". Dette var rett før den nye leidningen vart sett i drift (månadsskiftet januar/februar), så kjelda må vere ei anna. Årsaka er noko uviss, men ein lekkasje eller avrenning frå gjødsel som har komme med elva kan vere ei mogeleg forklaring, sidan tarmbakteriane vart påvist over eit relativt stort område i indre delar av fjorden, og at det var noko høgare konsentrasjon ved avløpet (92 *E.coli* pr. 100 ml) enn ved H6, som er lenger frå elveosen (28 *E.coli* pr. 100 ml). Det er rekna at naturtilstanden ligg innanfor 1 – 10 tarmbakteriar pr 100 ml på grunn av spreidde tilførslar frå m.a. fuglar.

Modellberekingar for fortynning og spreieing av avløpet viser at med ei tilkopling på ca 13000 pe kan ein med maksimal vassmengde om vinteren få delvis gjennomslag til overflata. Innlagringa er under vassflata, men toppen av "skya" med avløpsvatn vil kunne nå opp mot overflata. Sentrum for innlagringsdjupet er berekna til 2,5 m. Om sommaren vil toppen av "skya" med avløpsvatn kunne nå opp mot 14 m djup ved utslepp av maksimal vassmengde. Det betyr at ein om vinteren har ei viss mogelegheit for å få tarmbakteriar i overflatevatnet rundt avløpet, men at dette truleg ikkje vil førekomm i badesesongen om sommaren. Spreiinga gjer at vatnet ca 150 m frå avløpet er fortynna ca 200 gonger, medan det 1 km frå avløpet er fortynna vel 500 gonger i ein vintersituasjon med maksimal vassmengde. Dersom det skulle komme tarmbakteriar opp i overflatevatnet vil desse såleis ganske raskt bli fortynna til låge konsentrasjonar. Ein auke til ca 20 000 pe vil gje relativt liten endring i dette biletet.

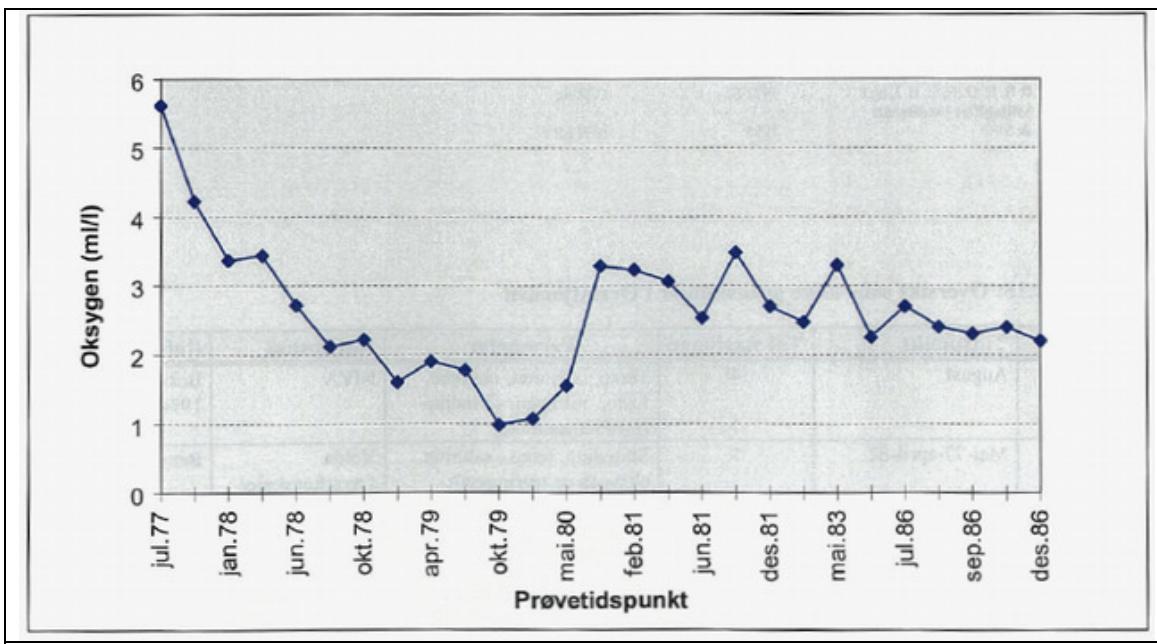
SJIKTNINGSTILHØVE OG OKSYGENINNHOLD

Ørstafjorden er ein terskelfjord, og er prega av at ein i lengre periodar ikkje har utskifting og fornying av bassengvatnet i fjorden. Dette fører til at botnvatnet etterkvart får redusert oksygeninnhold, og ved granskingsa hausten 2008 var oksygeninnhaldet ved botnen på det djupaste berre ca 0,4 mg O/l (4 %), som er det lågaste som er målt. Det er rett nok ikkje gjort særleg mange målingar av oksygen i Ørstafjorden, utanom i tiåret frå 1977 til 1986, som oppsummert i Relling og Otnes (2000), (figur 32). Det lågaste oksygeninnhaldet som vart registrert i denne perioden var 1,0 ml O/l (ca 1,4 mg O/l).

Bassengvatnet blir ikkje alltid fornya kvart år. For eksempel var det lite eller ingen utskifting i ein periode på nesten tre år mellom juli 1977 og mai 1980 (figur 32). Derimot var det truleg utskifting kvart år i åra 1980 til 1983, men berre med delvis fornying av bassengvatnet. Mellom 1983 og 1986 er

det ikkje gjort målingar, og ein kan ikkje seie verken om det har vore full utskifting eller ned mot oksygenfritt i denne perioden. Ved ei befaring i august 1974 (Bokn & Molvær 1975) var det høgt oksygeninnhald i botnvatnet, og litt høgare på 160 meters djup enn på 50 meters djup, noko som kan tyde på at prøvene var tekne midt i ein utskiftingsperiode. Ved neste måling av oksygen i djupvatnet, i juli 1977 som nemnt ovanfor, var det også full metning, og det betyr at ein eventuell periode utan utskifting kan maksimalt ha vore knappe tre år. Ein kan heller ikkje utelukke at det har vore fleire utskiftingar i løpet av denne treårs perioden. Dette viser at dynamikken i fornying av bassengvatnet er komplisert og til dels uforutseibar.

Dei få måleseriane ein har frå Ørstafjorden tilseier ei opphaldstid for bassengvatnet på opp mot tre år, medan modellberekingar antydar ei opphaldstid på maksimalt 41 månader, eller nesten tre og eit halvt år, før utskifting. Desse tala ser ut til å stemme bra overeins, men skal ein ha meir nøyaktige vurderingar bør ein måle oksygen i djupvatnet ein til to gonger i året, og kanskje noko oftare om det skulle bli lite oksygen i botnvatnet, eller ein forventar ein utskiftingsperiode. Dei fire utskiftingsperiodane av betydning som er dokumentert har alle truleg skjedd om sommaren, dvs august 1974, juli 1977, mai (?) 1980 og juni/juli 2009. Truleg vil ein ha episodar med svært lågt oksygeninnhald i djupvatnet berre 1 – 2, kanskje 3, gonger i tiåret.



Figur 32. Oksygeninnhaldet i djupvatnet (160 – 165 m) på stasjon H4 i Ørstafjorden i perioden 1977–1986 (henta frå Relling og Otnes 2000).

Ørstafjorden var generelt noko ferskvasspåverka i overflatelaget, men det brakke overflatelaget var nokså tynt, med opp mot eit par meters tjukkleik på det meste. Grunnare enn 50 meter var det ein del variasjon i saltinhaldet gjennom året, om vinteren var det jamt over noko saltare enn om sommaren og hausten, truleg på grunn av generelt lågare avrenning. Tjukkleiken på brakkvasslaget er i stor grad avhengig av vassføringa i Storelva, og det er truleg at brakkvasslaget er tjukkast om våren når det er nedbør og snøsmelting, men det vart ikkje målt i denne perioden. På stasjonen ved avløpet vart det tjukkaste brakkvasslaget målt ved den første prøvetakinga for sommarsesongen, dvs. den 2. juni.

Eit spesielt tilfelle var den 22. juli 2009, då det var høgt saltinhald i nesten heile vassøyla, med over 34 ‰ heilt opp til 4,5 meters djup. Dette gjaldt alle stasjonane i Ørstafjorden, samt i Vartdalsfjorden utanfor. Dette skuldast langvarige periodar med nordlege til austlege vindar frå midten av juni fram mot slutten av juli. Slike langvarige nordavindsperiodar fører til at det litt brakke overflatevatnet til

kyststraumen etterkvart blir fortynna og ført ut frå land til havs, og erstatta med saltare atlanterhavsvatn nedanfrå djupet. Det er ved slike episodar ein oftast får utskifting og fornying av botnvatn i terskla område.

SEDIMENTKVALITET

Analysane viste at sedimentet hovudsakleg vart meir finkorna til lenger og djupare ut i fjorden ein kom. Dette er vanleg, sidan straumhastigheta avtek nedover i djupet og det blir meir sedimenterande tilhøve med ein større andel finpartikulert materiale som fell til botnen. Tyngre partiklar vil søkkje raskare og sedimentere i indre delar av fjorden, samtidig som dei finare partiklane lettare blir vaska ut og flytta ut på djupare vatn.

Glødetapet var aukande med djupna, og var moderat til relativt høgt med verdiar frå 9,66 % på stasjon RB1 til 21,10 % på stasjon H4. Glødetapet er mengda organisk stoff som forsvinn ut som CO₂ når sedimentprøven blir gløda, og er eit mål for mengde organisk stoff i sedimentet. Ein reknar med at det vanlegvis er 10 % eller mindre i sediment der det føregår normal nedbryting av organisk materiale. Høgare verdiar førekjem i sediment der det anten er så store tilførslar av organisk stoff at nedbrytinga ikkje klarar å halde følgje med tilførslene, eller i område der nedbrytinga er naturleg avgrensa av til dømes oksygenfattige tilhøve.

I Ørstafjorden gjeld truleg begge desse tilfella, ved at nedbrytinga i dei djupaste områda i fjorden er redusert på grunn av periodevise oksygenfattige tilhøve, medan dei undersøkte stasjonane grunnare enn 50 – 100 meter truleg er vel så mykje prega av store tilførslar. Dette kunne ein m.a. sjå av til dels betydelege mengder mose, gras og kvist i prøvene, spesielt på stasjon RB2 på ca 100 m djup, ca 700 meter frå elveosen. Storelva fører med seg betydelege mengder organisk materiale til fjorden, og mykje av dette vil sedimentere frå elveosen og nokre hundre meter utover i fjorden, medan noko vil bli ført enno lenger utover. I forkant av granskinga den 14. oktober 2008 hadde det vore mykje nedbør, og det vart observert mykje brunt overflatevatn heilt ute ved stasjon H6, ca 1 km frå elveosen. Her var siktedjupet 7 meter, medan det på stasjon H4, ca 6 km ute i fjorden, var eit siktedjup på 16 meter.

Det normaliserte innhaldet av organisk karbon er berekna som 0,4 x glødetapet, justert for innhaldet av finstoff (silt + leire) i sedimentet. Innhaldet av normalisert TOC tilsvarte SFT tilstandsklasse V = "meget dårlig" på alle fire stasjonar. Den tilsynelatande svært dårlige tilstanden i Ørstafjorden treng imidlertid ei revurdering. Det har samanheng med SFT sine klassegrenser for organisk innhald i 1997-utgåven av veileddaren (Molvær m.fl. 1997), som synest svært strenge, og er sett vesentleg strengare enn i SFTs tilsvarande veiledar frå 1993 (Rygg & Thelin 1993). Formelen som vert nytta til denne berekninga er imidlertid ikkje tilpassa lokalitetar som ligg inne i fjordar, slik som her (Aure mfl. 1993). Dette skuldast at fjordane normalt mottek ein god del organisk materiale av terrestrisk opphav frå land via avrenning, noko som gir eit høgare naturleg glødetap i sedimenta enn ute ved kysten. Det har også vist seg å ofte vere eit betydelig avvik mellom tilstand vurdert ut frå organisk innhald samanlikna med tilstand vurdert ut frå artsmangfold for blautbotnfauna. I NIVA-rapporten "Resipientundersøkelse ved Eide avfallslass" fra fjell kommune i Hordaland i 2001 blir det også gjort merksam på dette tilhøvet (Johnsen m.fl. 2001). For eksempel har basseng og fjordar med lokal beskyttelse på Vestlandet ofte eit høgt organisk innhald (Moy m.fl. 1996). Sedimenta blir karakterisert som dårligere enn det dei eigentleg er. I granskingar frå andre område har det gjentekne gonger vorte funne at karakteristikken for sedimenta er dårligare enn for fauna (Kroglund m.fl. 1998). Dette samsvarar også med mange av våre recipientgranskingar (f. eks. Tveranger & Johnsen 2004 a, b, c, Tveranger m.fl 2005, 2006 a, b). Kvalitetskriteria med omsyn på TOC er meir eit uttrykk for mengda av organiske komponentar i miljøet, enn ein generell miljøtilstand. Faunaen representerer eit betre mål for miljøtilstand i og med at artane må vere tilpassa miljøet dei lever i. Artsmangfaldet er ein grunnleggjande parameter, men for sikker karakteristikk må også artssamansetjing og innslag av karakterartar vurderast. Me har på bakgrunn av dette valt å ikkje legge vekt på tilstand berekna ut frå normalisert organisk karbon, men hovudsakleg ut frå artsmangfald for blautbotnfaunaen.

Ved ei gransking i 1987 vart det målt glødetap på 16 ulike stasjonar inne i Ørstafjorden, og det låg for det meste mellom 11 og 18 % (Sæther og Larsen 1988). På stasjon 47 (tilsvrar H4) var glødetapet 18,8 % (mot 21,1 % på H4), medan det på stasjon 31 og 32 (i nærleiken av H6) var høvesvis 12,4 % og 13,1 % glødetap (mot 17,3 % på H6). Dette tyder på at glødetapet har auka litt sidan 1987, men det har jamt over vore høgt i heile bassenget. Ein liten auke i glødetap kan mogeleg skuldast at det var eit lågt oksygennivå i djupvatnet i forkant av granskinga i 2008, medan det var ein del høgare i forkant av granskinga i 1987, med målingar mellom 2 og 3 ml/l gjennom 1986 (Relling & Otnes 2000). Eit lågare oksygennivå vil vanlegvis føre til noko færre botndyr og lågare omsetjing av det organiske materialet i sedimentet.

MILJØGIFTER I SEDIMENTET

Det var generelt lite miljøgifter i sedimentet i Ørstafjorden. For tungmetall var innhaldet for alle dei sju undersøkte metalla utanom kopar innan SFT tilstandsklasse I eller II (= bakgrunn/god) for alle fire stasjonar. For kopar var innhaldet noko høgt på stasjon H6, med 115 mg/g, tilsvarande tilstandsklasse IV = "dårlig" (SFT 2007).

Den nye utgåva av SFTs veileder for metall og organiske miljøgifter i sediment (2007) er effektbasert, dvs at klassifiseringa byggjer på antatte nivå for kroniske og akutte toksiske effektar på sedimentlevande organismar, i motsetning til den gamle utgåva (1997), som var meir basert på variasjon i konsentrasjonar i sedimentet. Dette har ført til noko endra klassegrenser for fleire av miljøgiftene, og t.d. for kopar ville ein konsentrasjon på 115 mg/g (som på H6) vore i tilstand II = "moderat forurenset" etter 1997-utgåva.

Tidlegare granskingar har også vist jamt over låge nivå av metall i Ørstafjorden. NGU gjennomførte ei gransking i 1987 der 16 stasjonar i Ørstafjorden vart undersøkt for ei rekke metall og nokre andre parametrar (Sæther og Larsen 1988). For metalla krom og sink, samt truleg kadmium, var verdiane på alle 16 stasjonane i følgje SFT (2007) innan tilstandsklasse I = "bakgrunn". Kadmium var oppført med 1,0 mg/g for alle stasjonane (truleg deteksjonsgrensa) noko som ligg innan klasse II. For bly låg 2 av 16 stasjonar i tilstandsklasse II (= "god"), medan resten var i klasse I. For kopar og nikkel låg høvesvis 9 og 10 av 16 stasjonar i tilstandsklasse II (= "god"), medan ein av stasjonane hamna så vidt i tilstandsklasse III = "moderat" for både kopar og nikkel. Denne stasjonen låg på ca 142 m djup i det djupaste av det inste av dei to bassenga i Ørstafjorden.

Resultata kan indikere at det er litt forhøga konsentrasjon av kopar i sedimentet i djupare delar av det indre bassenget i Ørstafjorden, men mindre i det ytre og djupaste bassenget. Dette kan truleg ha vore slik lenge, men konsentrasjonen kan sjå ut til å ha auka noko frå 1987 til 2008. Det var imidlertid lite kopar på dei to grunnaste stasjonane RB1 og RB2 på 50 og 100 m djup i det inste bassenget i 2008.

Sjøbotnen i Ørstafjorden vart også undersøkt for miljøgifter av Norsk Teknisk Byggekontroll As (NOTEBY) i 1995. Dette var i samband med kartlegging av miljøgifter i marine sediment, der det vart teke to prøver i Ørstafjorden, ein utanfor Ørsta sentrum og ein lenger ute i fjorden ved Ørsta Stålindustri. Resultata frå denne granskinga viste at det var tilnærma upåverka sediment i Ørstafjorden, tilsvarande tilstandsklasse I og II for alle dei undersøkte metalla (Pb, Cd, Cu, Hg og Zn) (Fagerhaug 1997, referert i Relling & Otnes 2000).

For organiske miljøgifter var det i 2008 låge konsentrasjonar av PCB, medan innhaldet av TBT i sedimentet var moderat høgt i Ørstafjorden, spesielt i det inste bassenget. TBT har tidlegare vore mykje brukt i botnstoff til båtar, og er ofte funne i høge konsentrasjonar i hamneområde og plassar med mykje båttrafikk. Dei moderat høge konsentrasjonane av TBT i inste del av Ørstafjorden kan truleg setjast i samanheng med småbåthamna og annan nyttegrafikk inn mot Ørsta sentrum.

For tjørestoffa (PAH) var det samla sett relativt låge konsentrasjonar, men for to av dei tyngste enkeltkomponentane var det noko høge konsentrasjonar, og konsentrasjonen såg ut til å auke med djupna. Eitt av desse stoffa (indeno(123cd)pyren) kan potensielt vere kreftframkallande. Den spreidde

forekomsten av desse to stoffa tyder i mindre grad på at det er eit punktutslepp langs fjorden, men meir at det generelt er ein del tilførslar i området. Eventuelle tilførslar som kjem med elva vil også truleg kunne få god spreing utover i fjordbassenget ved ein flaum. Opphavet til desse stoffa er usikkert, men har truleg lite med det kommunale avløpet å gjere.

BLAUTBOTNSFAUNA

Ein fekk opp dyr på samtlege MOM C-stasjonar i Ørstafjorden,. Botnfaunaen var tydeleg påverka av lågt oksygeninnhald og/eller organisk påverknad på dei fleste stasjonane. I prøvane frå stasjon H4, tekne på ca 170 m djup i ytre del av Ørstafjorden, var det kun 8 artar og 12 individ til saman. Botndyrsamfunnet var svært artsattig og det var ingen artar som dominerte i særleg stor grad. Muslingslekta *Thyasira* hadde høgst individtal med 4 stk totalt på stasjonen. Det var få forureiningstolerante artar, noko som noko uventa gav eit botndyrsamfunn av høg kvalitet i høve til verdiar frå artsindeksen (tilstandsklasse I). Generelt får ein låg verdi av artsindeksen der faunaen har høgt innslag av forureiningstolerante artar, medan høge verdiar viser innslag av meir sensitive artar. Artsmangfaldet (Shannon –Wiener indeks) var i tilstandsklasse III = "mindre god", noko som er dårlegare enn for artsindeksen, men likevel relativt bra ut i frå kor få artar og individ det var totalt sett på stasjonen. Som regel finn ein at resultat for artsindeks stemmer overeins med diversitetsindeksen. Buhl-Mortensen m.fl. (2006) fann til dømes relativt god samanheng mellom artsindeksen og artsmanfaldet i fleire fjordar med varierande grad av oksygensvinn på Skagerrakkysten. Når det er så få artar og individ som det vart funne på H4 blir dei ulike indeksane meir usikre, og ein må vere varsam med å tolke resultata.

Lokaliteten framsto per 14. oktober 2008 som ein lokalitet sterkt prega av det låge oksygeninnhaldet som vart målt i vassmassane ved denne stasjonen når det gjeld talet på artar og individ, men ikkje når det gjeld indeksane. I dei siste 10 metrane mot botnen var det mindre enn 5 % oksygen. Eit tidlegare studium av Rosenberg (1980) viste at biomasse og artsmanfald av botnfauna vart kraftig redusert ved oksygenkonsentrasjonar < 2 ml/l (< 2,8 mg/l, eller ca 30 % metning), medan Nilsson & Rosenberg (2000) fann at sterk surstoffmangel, < 0,7 ml O₂/l (< 1 mg/l, ca 10 %), har vist seg å vere det kritiske nivået for overleving av dei fleste artar botnfauna. I eit forsøk med nokre utvalde artar fann Rosenberg m.fl. (1991) at toleransegrensa for overleving (fleire dagar til nokre veker) låg mellom 0,5 - 1 ml/l (ca 8-15 % metning).

Det kan tyde på at dei populasjonane som finst i djupet av Ørstafjorden til ei viss grad er tilpassa eit lågt oksygennivå. Dei artane som vart funne på stasjon H4 er heller ikkje artar som er typiske for belasta område eller område med lite oksygen, bortsett frå *Thyasira spp*. Det er mogeleg at den lange tida det tek å redusere oksygenet i botnvatnet (2-3 år) også gjer at dyra får betre tid til tilpasning. Ørstafjorden er ein næringsattig fjord, og tilførslene av sedimentterande organisk materiale frå bassengvatnet er truleg relativt små på stasjon H4, sjølv om det organiske innhaldet i sedimentet var høgt. Små tilførslar vil favorisere ein del av dei artane som ikkje er forureiningstolerante, og dette kan også ha bidrige til at ein har eit noko variert utval artar (jamfør den gode artsindeksen).

På stasjon H6 lenger inne i fjorden vart det registrert 13 artar og 164 individ. Botndyrsamfunnet var svært artsattig og ingen av dei dominerande artane kan reknast for å vere særskild forureiningstolerante. Lokaliteten framsto per 14. oktober 2008 som ein lokalitet sterkt prega av det låge oksygeninnhaldet som vart målt i vassmassane ved denne stasjonen. Dei siste 10 metrane mot botnen var det mindre enn 6 % oksygen, og situasjonen her var mykje lik som på stasjon H4. Det var likevel nokre fleire dyr her enn på H4, og dei fire ulike grabbhogga var relativt like både for antal og diversitet. Det tyder på at prøvene er representative for den faunaen som faktisk klarar seg på eit så lågt oksygennivå. Diversiteten var moderat og hamna innanfor klasse III = "mindre god", men botnfaunaen hadde likevel ei samansetjing av relativt høg kvalitet i høve til verdiar frå artsindeksen (tilstandsklasse II). Dette kjem av eit relativt høgt innslag av sensitive artar og få forureiningstolerante artar. Resultata gjev ein indikasjon på at stasjonen var tydeleg prega av dårlege oksygentilhøve og mindre av organisk belasting.

På stasjon RB2 vart det registrert 29 artar og 330 individ. Botndyrsamfunnet var noko artsfattig, men det var likevel mange fleire artar og individ enn dei to øvrige stasjonane lenger ute i Ørstafjorden. Lokaliteten framsto per 14. oktober 2008 som ein lokalitet med tydeleg innslag av forureiningstolerante artar. Nokre av dei mest dominerande artane var svært forureiningstolerante, som *Pseudopolydora paucibranchiata*, *Nemertinea indet.* og *Chaetozone setosa*, og til dels *Paramphipnoma jeffreysii* og *Aphelochaeta* sp. Dei fire grabbhoggga gav eit nokså variert bilet, der tredje parallellell framsto som betydeleg meir påverka enn dei andre parallellane. Dei noko låge arts-og individtala har truleg samanheng med lite oksygen i vassmassane på lokaliteten, samt ein god del organiske tilførslar frå Ørsta elva. Målingane av oksygeninnhald viser at dette var om lag 10-11 % på ca 100 meters djup på prøvetakingstidspunktet, men at det auka ein del frå denne djupna og oppover. Det tyder på at botnfaunaen har vorte noko mindre påverka av låge oksygenkonsentrasjonar på RB2 enn på H4 og H6, og truleg også over eit kortare tidsrom, men framleis var oksygeninnhaldet svært lågt. Stasjonen hadde relativt høg diversitet og hamna innanfor tilstandsklasse II = "god". Verdiar for artsindeksen i kvart grabbhogg varierte mykje, og sjølv om fleire av dei mest dominante artane var forureiningstolerante, var det også mange sensitive artar tilstades, som gjorde at kvaliteten på botndyrsamfunnet uttrykt ved artsindeksen også hamna i tilstandsklasse II.

På stasjon RB1, vart det registrert 1067 individ fordelt på 42 artar, som er eit noko lågt artsantal. Hyppigast førekommande artar på stasjonen var forureiningstolerante fleirbørstemakkar som *Heteromastus filiformis*, *Chaetozone setosa*, *Prionospio cirrifera* og *Pseudopolydora paucibranchiata*. Sjølv med mange forureiningstolerante artar var likevel artsmangfaldet forholdsvis høgt og hamna innan tilstandsklasse II = "god". Artsindeksen viser derimot til eit botndyrsamfunn av mindre god kvalitet på grunn av det høge innslage av lite sensitive artar, og hamna i tilstandsklasse III. Diversiteten modererer likevel dette inntrykket i ein noko mindre belasta retning. Lokaliteten framsto per 14. oktober 2008 som ein lokalitet med tydeleg, men relativt svak organisk belastning. Oksygeninnhaldet på 50 meters djup var om lag 60 % (5,7 mg O/l) på prøvetakingstidspunktet, og skulle ikkje verke negativt inn på diversiteten her. Det er sannsynleg at tilførslar frå Ørsta elva er årsaka til den litt låge diversiteten, og ikkje minst den låge artsindeksen.

På dei to ytste stasjonane i Ørstafjorden er botndyrsamfunnet prega av naturgjevne tilhøve i denne djupe resipienten, som har lite oksygen ved botnen og eit sediment som inneholder mykje organisk materiale, men med relativt beskjedne tilførslar. Ved dei to inste stasjonane er det tydeleg større tilførslar av organisk materiale, med eit botndyrsamfunn som er meir prega av forureiningstolerante artar med til dels høge individtal.

MILJØGIFTER I ORGANISMAR

Generelt var det lågt innhold av tungmetall i grisetang og blåskjel ved dei tre undersøkte stasjonane i Ørstafjorden i 2008, for det meste tilsvarande tilstandsklasse I = Ubetydeleg-lite forureina. Unntaket var krom i blåskjel, der det var markert forureina (tilstandsklasse III) på stasjon 5 ved Sætre, medan dei to andre stasjonane var moderat forureina (tilstandsklasse II). Det vart derimot ikkje påvist krom over deteksjonsgrensa i grisetanga på nokon av stasjonane, noko som gjer betydninga av konsentrasjonane i blåskjel noko meir uviss. Elles var det berre kopar i grisetang på stasjon 7 ved Osestranda som hadde verdiar over grensa til tilstandsklasse II.

Jamt over var det minst tungmetall på stasjon 6 ved Notaplassen, noko meir ved Osestranda (stasjon 7) og mest på stasjon 5 ved Sætre. Det tyder på at det er mest metall i organismane på nordsida av fjorden, noko som mogeleg kan ha med det generelle straumbiletet i fjorden å gjere. Jordrotasjonen vil føre til at straumen i større grad går innover fjorden langs sørsida og utover fjorden langs nordsida (Coriolis-effekten). Eventuelle tilførslar frå Ørsta sentrum og Ørsta elva vil då i større grad bli ført utover fjorden langs nordsida enn mot sør. Stasjon 7 vart teke rett sør for utløpet av Ørsta elva, og vil i noko grad bli påverka av tilførslar frå elva, men truleg i mindre grad bli påverka av eventuelle utslepp frå reinseanlegget, som har utløpet sitt nord for elva.

Det er utført straummålingar ved Ørsta sentrum, i området ved det gamle utsleppet (ved elveosen) og der det nye utsleppet var planlagt, eit stykke lenger nord. Målingar frå september 2003 viser at straumen på ulike stader og djup i hovudsak gjekk i austleg retningsområde, dvs. inn mot land (Woll & Rønneberg 2004). Nye målingar frå mai 2004 vista at straumen på 3 og 18 m djup då gjekk mest mot nord, medan straumen på 8 m djup gjekk meir mot aust (Woll 2004). Målingane av straum er ikkje heilt ein tydige i høve til retning, då det generelt vart målt svært lite straum, men det synest å vere ei overvekt av straum inn mot land eller mot nord, noko som i stor grad stemmer overeins med den tidlegare omtala Coriolis-effekten.

Dette støttar under at eit eventuelt utslepp i området ved Ørsta sentrum vil påverke strandsona på nordsida av fjorden i noko større grad enn på sørssida. Resultata frå målingane er likevel ikkje heilt ein tydige, då m.a. innhaldet av kopar var litt høgare i både blåskjel og grisetang på stasjon 7 ved Osestranda i høve til dei to andre stasjonane. Uansett er det gjennomgåande låge verdiar av tungmetall i organismar i Ørstafjorden.

Dette samsvarar også med ei tidlegare granskning utført av C. Bang i 1979 (Bang 1982, referert i Relling & Otnes 2000). Denne granskninga viser at tungmetallinhaldet i fire ulike skjel- og tangartar låg innanfor tilstandsklasse I og II. Unntaket var eit generelt forhøga kadmiuminnhald i albogeskjel på alle stasjonane ($> 15 \text{ mg/kg}$). Dette kan truleg ha samanheng med at kadmium blir oppkonsentrert i nokre typar skjel. Ei samanstilling av litteratur på førekommstar av tungmetall i ulike blautdyr viser at antatt "bakgrunnsnivå" for kadmium i albogeskjel truleg ligg innanfor 2 – 20 (30?) mg/kg (Knutzen 1986). Det kan også sjå ut til å vere høgare konsentrasjonar i store individ enn i små. Tilsvarande er antatt "bakgrunnsnivå" for kadmium i strandsnegl 1 – 5 (10?) mg/kg og for purpursnegl 15 – 30 (70?) mg/kg (Knutzen 1986), så innhaldet av kadmium (og andre metall) er i stor grad avhegig av kva art ein analyserer på. Det vart påvist låge verdiar av kadmium i blåskjel i 2008.

Det vart ikkje påvist PCB over deteksjonsgrensa verken i blåskjel eller grisetang i Ørstafjorden. For PAH i blåskjel var innhaldet lågt, tilsvarande tilstandsklasse I = Ubetydeleg-lite forureina. For organiske miljøgifter i grisetang er det ikkje utvikla SFT-klassifisering.

Innhaldet av alle dei ulike komponentane av PAH i blåskjel var lågast på stasjon 6 ved Notaplassen, ein del høgare på stasjon 5 ved Sætre og høgast ved Osestranda (stasjon 7). For grisetang var det motsett, ved at den samla konsentrasjonen av PAH-stoff var høgast på stasjon 6 ved Notaplassen, mindre på stasjon 5 ved Sætre og minst ved Osestranda. For dei ulike komponentane av PAH i grisetang var biletet noko meir variabelt. Konsentrasjonane av organiske miljøgifter var generelt låge, og det ser ikkje ut til å vere spesielle tilførslar som påverkar organismane i strandsona i Ørstafjorden. Det er ikkje tidlegare målt innhald av organiske miljøgifter i organismar i Ørstafjorden.

MARIN KARTLEGGING

Litoralt (i strandsona) vart det registrert grus-rullesteinstrand på alle stasjonar. I området ved Osestranda finn ein i tillegg naturtypane brakkvassdelta og tangvoll. Alle tre naturtypar har saman ei viktig økologisk rolle i høve til artsmangfold og habitat. Rullesteinstrand er ein vanleg naturtype, men eit habitat som er truga av menneskeleg påverknad som til dømes utfyllingar i samband med bygging, jordbruksføremål og bruk som badeplass. Spreidde førekommstar av ålegras vart registrert høgt oppe i Osestranda.

Sublitoralt i Ørstafjorden vart det registrert store førekommstar av den prioriterte naturtypen ålegras. Ålegras trivst i pollar, grunne viker og noko ferskvasspåverka botn. Ålegras er ein naturtype som er svært produktiv og fungerer som næringsauk, oppvekstområde og skjulestad for dyr. Naturtypen produserer oksygen og organisk materiale, som gjev naturlege tilførslar av organisk stoff og næringssalt til Ørstafjorden. Ålegras er sårbar for både utfyllingar og eutrofiering. Eutrofiering aukar mengda av påvekstalgar og kan blant anna gje reduserte lystilhøve for ålegraset. Ålegraseng som vart registrert i Ørstafjorden hadde generelt lite påvekst av anna enn flekkvise førekommstar av strandsnegl. Dei låge konsentrasjonane av næringssalt som vart målt i fjorden tilseier at dagens utslepp ikkje trugar førekommstar av ålegras i Ørstafjorden.

Det vart og registrert små førekomstar av tareskog. Dette er ein prioritert naturtype (I01) som hovudsakleg gjeld samanhengande område med stortare (*Laminaria hyperborea*). Produksjon av organisk materiale er svært høg i tareskogen, med tilhøyrande høgt biologisk mangfald. Tareskogen fungerer som skjulestad, oppvekstområde og beitestad og blir ofte omtalt som havets regnskog. På stasjonen ved Sætre var det kun små førekomstar av utforminga sukkertare (I0103) som vart registrert. Det må seiast at djupare (> 3 m) enn kva som vart granska kan ein moglegvis finne større mengder av sukkertare. Også andre stader langs fjorden vil ein truleg kunne finne førekomstar av tare, men det vart ikkje gjort granskingar eller befarings utanom ved dei tre undersøkte stasjonane.

Av marin flora og fauna som vart registrert litoral og sublitoralt, var det vanlige førekommende artar, som ein naturlig finn i dei beskrivne naturtypane. I fjordar med mykje ferskvasspåverknad er det vanleg å finne lågare artsmangfald innerst i fjorden, ein såkalla "fjordeffekt" (Jorde og Klavestad 1963). Alge- og dyresamfunnet ved Notaplassen og Osestranda var sunt og friskt, med høgt artsmangfald i høve til substrat og ferskvasspåverknad. Habitatbyggjande algar som til dømes blæretang, grisetang, ålegras og sukkertare dominerte algesamfunnet. På stasjonen ved Sætre var det sublitorale algesamfunnet i motsetnad til dei øvrige stasjonane, noko belasta. Algar var tydeleg overgrodd av trådforma makroalgar, mikroalgar og organisk materiale. Men sjølv med noko "nedslamming" var det stor diversitet med mange ulike algar. Forklarininga på dette er noko uviss, men ein mogeleg effekt kan komme av det generelle straumbiletet i fjorden ved at straumen i større grad går innover fjorden langs sørssida og utover fjorden langs nordsida (sjå også under avsnittet "miljøgifter i organismar" ovenfor). Eventuelle tilførslar frå Ørsta sentrum og Ørsta elva vil då i større grad bli ført utover fjorden langs nordsida enn mot sør. Vår og sommarstid er perioden då eittårige og opportunistiske trådforma algar blømer, og det er naturleg å observere mange artar og mykje organisk materiale gjennom denne sesongen. Oppbløminga er forårsaka av blant anna gode lysforhold, høge temperaturar og oppbløming av mikroalgar. Dette er vanleg, og vert ikkje bekymringsfullt før dei trådforma algane byrjar å ta plassen til fleirårige algar som finnast litoralt eller sublitoralt året rundt, eller at dei dekkjer heile thallus av desse algane. Dette var ikkje tilfellet i dei granska områda i Ørstafjorden, då fleirårige algar dominerte dei ulike sonene.

Raudlisteartane sukkertare og *Ceramium deslongchampsii* vart registrert i Ørstafjorden. Førekomstar av sukkertare vart funne på stasjonen ved Sætre. Sukkertareskog har i dei seinare år vore i tilbakegang, og arten er på raudlista i kategori "nær trua" (NT). Leverområde for artar i kategorien NT på den nasjonale raudlista, er raudlista pga. negativ bestandsutvikling, men framleis vanlege. *Ceramium deslongchampsii* er ein liten raudalge frå slekta rekeklo (*Ceramium* sp.) og oppført på raudlista i kategorien Sterkt trua (EN). *C. deslongchampsii* veks i litoralen eller øvre delar av sublitoralen og toler låg salinitet i vassøyla. Det vart kun registrert enkeltfunn av *C. deslongchampsii* på stasjonen ved Sætre. Arten er sårbar for interspesifikk konkurranse og utbygging av strandsona. Delar av strandsona i området ved Sætre er allereie modifisert på grunn av naust og størar.

Førre strandonegransking i Ørstafjorden vart utført av NIVA så langt tilbake som i 1974 (Bokn & Molvær 1975), der det vart gjort befaring av strandsoner i same område som ved denne granskinga. Granskingane viste då ein frodig og sunn algevegetasjon på alle stasjonar forutan i området rundt Ørsta elva sin munning, der det var grønalgar av slekta *Ulva* (*Enteromorpha*), som indikerte kloakkpåverknad. Ved denne granskinga vart det kun registrert flekkvise førekomstar av grønalgar frå slekta *Ulva*, og lokaliteten gav ikkje inntrykk av å vere påverka av eutrofiering. Brakkvassalgen høvringstang (*Fucus ceranoides*) vart registrert på stasjon 7 i 1974, men ikkje i 2009. Dette er ein raudlisteart med kategoristatus Nær truet (NT), som har hamna på norsk raudliste pga. ei negativ bestandsutvikling gjennom tap av habitat. Det er liten kunnskap om mørketal for lokalitetar der denne veks. I dag er store delar av strandsona i Ørsta sentrum fylt ut og modifisert og området har truleg endra seg ein god del sidan granskinga i 1974. Området som vart granska i 2009 ligg truleg noko lenger sør enn der førekomstar av høvringstang vart registrert, og ein kan difor ikkje utelukke at denne likevel framleis kan finnast i området ved elveosen. Av andre registreringar i området har førekomstar av ålegraseng vore registrert ved Osestranda i samband med kartlegging av naturtypar i Ørsta kommune (Jordal m.fl. 2007).

KONKLUSJON

Ørstafjorden er ein næringsfattig fjord med låge konsentrasjonar av næringssalt og algar, og med god utskifting av vassmassane over terskeldjup. Innhaldet av miljøgifter i sediment og organismar var jamt over lågt, og alge- og dyresamfunna i strandsona hadde høgt artsmangfald i høve til substrat og ferskvasspåverknad. Ørstafjorden er vidare definert som ein oksygenfattig fjord, og har periodevis redusert oksygeninnhald i djupvatnet, men det er til no ikkje målt oksygenfritt botnvatn, sjølv om det vart målt svært låge verdiar hausten 2008. Tilstanden til botnfaunaen var mindre god ved det djupaste i fjorden, men i høve til det låge oksygennivået ved granskninga var tilstanden betre enn ein kunne vente, og fjorden har såleis "**god økologisk status**" ut frå forventa naturtilstand.

Eksisterande utslepp av kommunalt avløpsvatn til Ørstafjorden har truleg hatt relativt liten betydning for den totale situasjonen i fjorden. Påviselege effektar finn ein truleg berre i nærsoma til utsleppet og i nokon grad for oksygenforbruket i bassengvatnet. Rundt utslepp av kommunalt avløpsvatn vil det vanlegvis vere eit område som tydeleg er forureina. Dette området blir kalla nærsoma, og her er det vanleg å akseptere ei viss forureining. Nærsona til det nye utsleppet strekte seg truleg noko meir enn 60 meter frå avløpet etter eit halvt års drift, og dersom Tine Vest Ørsta Meieri med sine ca 7500 pe koplar seg på same leidningen vil dette truleg føre til noko auke i området på botnen som er påverka. Til gjengjeld vil dagens avløp frå meieriet, som går ut i elveosen, bli sanert vakk, med dei positive verknader det har for botnen der. Utstrekninga av nærsoma er om lag som ein kunne forvente med utslepp av ein slik storleik i denne type resipient med moderate til dårlege straumtilhøve inst i ein fjordarm.

Berre det organiske materialet som sedimenterer og blir omsett i bassengvatnet under terskelnivå vil påverke oksygeninnhaldet i djupvatnet. Det er berekna at det vil ta maksimalt ca 41 månader mellom kvar fornying av botnvatnet, og med dagens utslepp ned mot 43 månader til ein vil få oksygenfritt botnvatn, alt etter kva tilgjengelege tal ein legg til grunn. Av dette utgjer effekten av dagens 15 000 pe truleg ca 2-4 månader i høve til ein naturtilstand utan busetnad ved Ørstafjorden. Det eksisterande primærreinseanlegget reduserer tilførlene av organisk stoff målt som BOF₅ med berre ca 1-2 %, men ei oppgradering av eksisterande reinseanlegg med nye bandsilar vil kunne auke uttaket av partiklar noko og tilsvarende redusere utsleppsmengda av BOF₅. Dette vil truleg utgjere nokre dagar eller veker i høve til oksygenforbruket i djupvatnet. Dersom ein innfører sekundærreinsing på avløpet (reinsegrad 70 % av BOF₅) betyr det at ein truleg vil kunne forlenge tida det tek før ein får oksygenfrie tilhøve i botnvatnet med ca 2 - 2,5 månader, til ca 45 månader.

Effekten av ein eventuell framtidig auke i utslepp frå dagens ca 15 000 pe til ca 20 000 pe for Ørstafjorden vil utgjere teoretisk maksimalt ca 2 – 2,3 månader kortare tid til oksygenfritt botnvatn enn i dag, dersom ein førutset at alt ekstra organisk materiale påverkar djupvatnet. Dersom så mykje som halvparten av utsleppet påverkar djupvatnet vil det utgjere ca 1 – 1,2 månader. Med oppgradering av eksisterande primærreinseanlegg vil tida til oksygenfritt botnvatn bli redusert med om lag ein månad i høve til i dag, dvs til ca 42 månader. Med innføring av sekundærreinsing tilsvarende 70 % av BOF₅ vil gevinsten truleg utgjere rundt 3 – 4 veker i høve til primærreinsing.

Verken ved sekundærreinsing eller primærreinsing vil det teoretisk oppstå oksygenfrie tilhøve i djupvatnet med eit utslepp på 15 000 eller 20 000 pe, og det er såleis lite sannsynleg at dagens eller planlagde framtidige utslepp påverkar resipienten i ein slik grad at det er til vesentleg skade for resipienten. Oksygeninnhaldet i djupvatnet bør likevel overvåkast ein til to gonger i året framover for å få betre kunnskap om oksygenforbruket og dynamikken i djupvatnet. Truleg vil ein ha episodar med svært lågt oksygeninnhald i djupvatnet 1 – 2, kanskje 3, gonger i tiåret.

REFERANSAR

AURE, J. & A. STIGEBRANDT 1989.

Fiskeoppdrett og fjorder. En konsekvensanalyse av miljøbelastning for 30 fjorder i Møre og Romsdal.

Havforskningsinstituttet, Rapport nr. FO 8803. 106 sider.

AURE, J., E. DAHL, N. GREEN, J. MAGNUSSON, F. MOY, A. PEDERSEN, B. RYGG & M. WALDAY 1993

Langtidsovervåking av trofutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1990 og samlerapport 1990-91. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 510/93.

NIVA-rapport 2827, 100 sider

BAKKE, T., G. BREEDVELD, T. KÄLLQVIST, A. OEN, E. EEK, A. RUUS, A. KIBSGAARD, A. HELLAND & K. HYLLAND 2007.

Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter.

SFT Veileder. TA-2229/2007. 12 sider.

BANG, C. 1982

Ørstafjorden. Rapport om fysisk-kjemiske og biologiske undersøkelser i tiden 1977-82.

Volda Lærarhøgskule.

BOKN, T & J. MOLVÆR 1975.

Befaring av Ørstafjorden 5.8.1974.

NIVA-rapport O-35/74, 21 sider.

BOTNEN, H., E. HEGGØY, PJ. JOHANNESSEN, P-O. JOHANSEN, G. VASSENDEN 2007.

Miljøovervåking av olje og gassfelt i Region II i 2006.

UNIFOB- Seksjon for anvendt miljøforskning. Bergen, mars 2007. 72s.

BUHL-MORTENSEN, L., AURE, J., ALVE, E., HUSUM, K., OUG, E. 2006.

Effekter av oksygensvikt på fjordfauna: Bunnfauna og miljø i fjorder på Skagerrakkysten.

FISKEN OG HAVET. Nr 3. 108s.

FAGERHAUG, A. 1997.

Kartlegging av miljøgifter i marine sedimenter i Møre og Romsdal 1995.

NOTEBY AS. Oppdragsnr. 43350, rapportnr. 1, 26 sider

FOLKESTAD, A. O. 1978.

Registrering av ornitologisk viktige våtmarker i Norge. Stensilert rapport til Miljøverndepartementet. 519 s.

FREMSTAD, E. & MOEN, A. (red.). 2001.

Truete vegetasjonstyper i Norge.

NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.

FRICK, W.E., ROBERTS, P.J.W., DAVIS, L.R., KEYES, J., BAUMGARTNER, D.J. AND GEORGE, K.P., 2001.

Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes).

Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia.

FYLKESMANNEN I MØRE OG ROMSDAL, MILJØVERNAVDELINGA, 1996.

Miljøtilstanden i Møre og Romsdal. Fylkesmannen i Møre og Romsdal,

Miljøvernavdelinga, rapport nr. 6/1996. 39 sider.

GEDERAAS, L., SALVESEN,I. & VIKEN, Å. (red.) 2007.

Norsk svarteliste 2007 – Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. Artsdatabanken, Norway.

GRAY, J.S., F.B MIRZA 1979.

A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 10: 142-146.

HOLTEN, J. I., FRISVOLL, A. A. & AUNE, E. I., 1986.

Havstrand i Møre og Romsdal. Lokalitetsbeskrivelser.
Økoforsk rapport 1986:3B: 184 s.

HUSA, V., H. STEEN & P.A. ÅSEN 2007.

Hvordan vil makroalggesamfunnene langs Norskekysten påvirkes av økt sjøtemperatur.
Kyst og havbruk 2007, side 23-27.

JOHNSEN, T., E.R. LØMSLAND, J. MOLVÆR, E. OUG & A. SUNDFJORD 2001.

Resipientundersøkelse ved Eide avfallslass.
NIVA-rapport 4413, ISBN 82-577-4055-1, 54 sider

JORDAL, J. B., HOLTAN, D. & BØE, P. G. 2007.

Kartlegging av naturtypar i Ørsta kommune.
Rapport J. B. Jordal nr. 1-2007. 126 s.

JORDE I. & N. KLAVESTAD 1963

The natural history of the Hardangerfjord. 4. The benthonic algal vegetation.
Sarsia 9:22.

KNUTZEN, J. 1986.

Bakgrunnsnivåer av metaller i strandsnegl (*Littorina* spp.), albuskjell (*Patella vulgata*) og purpursnegl (*Nucella lapillus*).
NIVA. Rapport nr O-85167. 30 s.

KONIECZNY, R. & A. JULIUSSEN 1994.

Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. *NIVA-rapport 587 (O-93177), 185 sider*

KROGLUND, T., E. DAHL & E. OUG 1998.

Miljøtilstanden i Risørs kystområder før igangsetting av nytt renseanlegg. Oksygenforhold, hardbunnsorganismeir og bløtbunnsfauna
NIVA-rapport 3908, 58 sider

KUTTI, T., P.K. HANSEN, A. ERVIK, T. HØISÆTER & P. JOHANNESSEN 2007.

Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. II. Temporal and spatial patterns in infauna community composition. *Aquaculture* 262, 355-366.

KÅLÅS, J.A., VIKEN, Å. OG BAKKEN, T. (RED.) 2006.

Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Norway.

MAGGS, C.A. & M.H. HOMMERSAND 1993.

Seaweeds of the British Isles.
Vol. 1. Rhodophyta, Part 3A Ceramiales. London.

MOLVÆR, J., K. ØREN, & K. KVALVÅGNES 1983.

Vurdering av rensekrev for sjøresipenter. Rapport 5. Nedslamming og forsøpling av bunnen ved utslipps av kommunalt avløpsvann.
NIVA-rapport 1519, 20 sider. ISBN 82-577-0659-0

MOLVÆR, J., J. KNUTZEN, J. MAGNUSSON, B. RYGG, J. SKEI & J. SØRENSEN 1997.

Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann.

SFT Veileddning 97:03. TA-1467/1997.

MOLVÆR, J., R. VELVIN, I. BERG, T. FINNELAND & J.L. BRATLI 2005.

Resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann. EUs avløpsdirektiv Versjon 3 - oppdatert i 2005

SFT rapport TA-1890/2005, ISBN 82-7655-459-8, 54 sider

MOY, F.E., S. FREDRIKSEN, J. GJØSÆTER, S. HJOLMAN, T. JACOBSEN, T. JOHANNESSEN, T.E. LEIN, E. OUG & Ø.F. TVEDTEN 1996.

Utdredning om benthos-samfunnene på kyststrekningen Fulehuk - Stadt.

NIVA-rapport 3551, 84 sider

MOY, F., T. BEKKBY, S. COCHRANE, E. RINDE & B. VOEGELE 2003.

Typifisering av norske marine vannforekomster. System for å beskrive økologisk naturtilstand.

Forslag til referansenettverk. NIVA rapport 4731-2003. 90 sider.

MOY, F., H. CHRISTIE, E. ALVE & H. STEEN 2008.

Statusrapport nr 3 fra Sukkertareprosjektet.

SFT-rapport TA-2398/2008, 77 sider.

NILSSON, H.C. & ROSENBERG, R. 2000

Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile-imaging and by grab samples.

Marine Ecology Progress series. Vol 197: 139-149.

NORSK STANDARD NS 9410:2007

Miljøovervåking av bunnpåvirking fra marine akvakulturanlegg.

Standard Norge, 23 sider.

NORSK STANDARD NS 9426

Vannundersøkelse. Bestemmelse av personekvivalenter, pe, for avløpsvann.

NORSK STANDARD NS-EN ISO 5667-19:2004

Vannundersøkelse. Prøvetaking. Del 19: Veiledning i sedimentprøvetaking i marine områder
Standard Norge, 14 sider

NORSK STANDARD NS-EN ISO 16665:2005

Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitativ prøvetaking og prøvebehandling av marin bløtbunnsfauna

Standard Norge, 21 sider

NORSK STANDARD NS-EN ISO 19493:2007

Vannundersøkelse - Veiledning for marinbiologisk undersøkelse av litoral og sublitoral hard bunn

Standard Norge, 21 sider

PEARSON, T.H., R. ROSENBERG 1978.

Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment.

Oceanography and Marine Biology Annual Review 16: 229-311

PEARSON, T.H. 1980.

Macrobenthos of fjords. In: Freeland, H.J., Farmer, D.M., Levings, C.D. (Eds.), NATO Conf. Ser., Ser. 4. Mar. Sci. Nato Conference on fjord Oceanography, New York, pp. 569-602.

PEARSON, T.H., J.S. GRAY, P.J. JOHANNESSEN 1983.

Objective selection of sensitive species indicative of pollution – induced change in benthic communities. 2. Data analyses.

Marine Ecology Progress Series 12: 237-255

RELLING, B. & B. OTNES 2000.

Miljøkartleggingar i fjordar og kystfarvatn i Møre og Romsdal pr 01.01.2000.

Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavdelinga, rapport 2000:2, 139 sider.

ISBN 82-7430-116-1

ROSENBERG, R. 1980

Effect of oxygen deficiency on benthic macrofauna.

Fjord oceanography. Plenum Publ. Corp., New York, p. 499-514.

ROSENBERG, R., B. HELLMANN & B. JOHANSSON 1991

Hypoxic tolerance of marine benthic fauna.

Marine Ecology Progress series. Vol 79: 127-131.

RUENESS, J. 1977.

Norsk algeflosa.

Universitetsforlaget, Oslo, Bergen, Tromsø, 266 pp.

RUENESS, J. 1985.

Japansk drivtang- Sargassum muticum – Biologisk forurensing av europeiske farvann. –

Blyttia 43: 71-74.

RYGG, B. 2002.

Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway.

NIVA-rapport SNO 4548-2002. 32s.

RYGG, B. & I. THÉLIN 1993.

Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon.

SFT Veileddning 93:02. TA-922/1993, 20 sider. ISBN 82-7655-102-5.

SHANNON, C.E. & W. WEAVER 1949.

The mathematical theory of communication.

University of Illinois Press, Urbana, 117 s.

SJØTUN, K. & V. HUSA 2008

Uendra for tang og tare i Hardangerfjord

http://www.imr.no/aktuelt/nyhetsarkiv/2008/juni/tang_tare_hardangerfjorden

STIGEBRANDT, A. 1992.

Beregning av miljøeffekter av menneskelige aktiviteter.

ANCYLUS, rapport nr. 9201, 58 sider.

SÆTHER, O. M. & E. LARSEN 1988.

Miljøgeologi I Ørstafjorden. Del II. Sedimentgeokjemi.

NGU-Rapport nr. 88.132, 27 sider. ISSN 0800-3416.

TVERANGER B. & G.H. JOHNSEN 2004a.

MOM C-resipientundersøkelse av lokaliteten Hillesøy i Bømlo kommune.

Rådgivende Biologer AS. Rapport nr 739, 26 sider, ISBN 82-7658-251-6.

TVERANGER B. & G.H. JOHNSEN 2004b.

MOM C-resipientundersøkelse av lokaliteten Nautvika i Finnøy kommune.
Rådgivende Biologer AS. Rapport nr 740, 26 sider, ISBN 82-7658-252-4.

TVERANGER B. & G.H. JOHNSEN 2004c.

Resipientundersøkelse utenfor Vedvik avfallsdeponi i Vågsøy kommune mai 2004.
Rådgivende Biologer AS. Rapport nr 759, 30 sider, ISBN 82-7658-264-8.

TVERANGER B., G.H. JOHNSEN & O. SOLDAL 2005.

Resipientundersøkelse ved Eide fyllplass i Fjell kommune 2005.
Rådgivende Biologer AS, rapport 842, 37 sider, ISBN 82-7658-437-3.

TVERANGER, B., E. BREKKE & G.H. JOHNSEN 2006a

Kombinert MOM B og MOM C-resipientundersøkelse av Kassosen, Bømlo kommune, våren 2006.
Rådgivende Biologer AS, rapport 925, 36 sider, ISBN 82-7658-488-8.

TVERANGER, B., E. BREKKE & G.H. JOHNSEN 2006b

Kombinert MOM B og MOM C resipientundersøkelse av Kobbavika, Fitjar kommune sommeren 2006.
Rådgivende Biologer AS, rapport 940, 36 sider, ISBN 82-7658-499-3.

TVERANGER, B., E. BREKKE, M. EILERTSEN & G.H. JOHNSEN 2009a

Resipientundersøkelse for nytt hovedavløpsrenseanlegg i Os kommune.
Rådgivende Biologer AS, rapport 1226, 125 sider. ISBN 978-82-7658-686-2

TVERANGER, B., A.H. STAVELAND, M. EILERTSEN & E. BREKKE 2009b

Miljøgranskning i Hellandsfjorden i Fitjar kommune 2009.
Rådgivende Biologer AS, rapport 1248, 54 sider, ISBN 978-82-7658-705-0.

TVERANGER, B., A.H. STAVELAND & M. EILERTSEN 2009c

Kombinert MOM B- og MOM C- resipientundersøkelse, strømmålinger og modellering av avløpet til Lerøy Vest AS avd. Sagen i Samnanger kommune, vinteren 2009.
Rådgivende Biologer AS, rapport 1243, 48 sider, ISBN 978-82-7658-701-2.

VASSDAL, T. 1995.

En undersøkelse av bunndyr og tungmetaller i Kristiansund havneområde.
Hovedfagsoppgave i marinbiologi, Trondhjem Biologiske Stasjon, Universitetet i Trondheim, 105 sider.

WOLL, A. 2004

(Notat fra A. Woll, Møreforskning Ålesund til M. Rise, Rektangel, datert 28.05.2004.)
Tilleggmålinger i henhold til rapport Å0317 vedrørende vurderinger av utslipp i Ørsta sentrum med fokus på elveosen. CTD-målinger den 23.03.04 og 26.05.04 og strøm (mai 2004).

WOLL, A. & J. E. RØNNEBERG 2004

Vurdering av utslipp i Ørsta sentrum med fokus på elveosen
Møreforskning Ålesund, rapport nr. Å0317, 27 sider. ISSN 0804-5380.

VEDLEGGSTABELLAR

Vedleggstabell 1. Oversikt over botndyr funne i sediment fra dei fire parallelle lane frå stasjonane RB1, RB2 og H6 i Ørstafjorden den 14. oktober 2008. Prøvene er henta ved hjelp av ein 0,1 m² stor van Veen Grabb, og prøvetakinga dekkjer dermed eit samla botnareal på 0,4 m² på kvar stasjon. Prøvene er sortert av Guro Igland Eilertsen, Mette Eilertsen, Christine Johnsen, Silje Johnsen, Svetlana Kotchkina, Trond Roger Oskars og Markus Sonnenberg og artsbestemt ved Marine Bunndyr AS av Cand. scient. Øystein Stokland.

* Taksa som ikkje er tatt med i statistisk berekning.

	st. RB1				st. RB2				st. H6			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
PROTOZOA-												
Forminafera indet*	18	2		13								
CNIDARIA- nesledyr												
Hydrida indet		1	1	1								
NEMATODA - rundmakk												
Nematoda indet*	5			1	3	2		2				
NEMERTINEA - flatmakk												
Nemertini indet.	6	9	15	15	1	14		10		2	1	14
OLIGOCHAETA - fåbørstemakk												
Tubificoides sp	2	2	9	7								
POLYCHAETA - fleirbørstemakk												
<i>Paramphipnoma jeffreysi</i>	10				22		12		1	1	1	6
<i>Pholoe inornata</i>			2									
<i>Pholoe baltica</i>	4	7	9	7	1	2		1				
<i>Sthenelais limicola</i>					1							
<i>Eteone cf flava</i>		2										
<i>Ophiodromus flexuosus</i>		13	3	8		1	2					
<i>Nereimyra punctata</i>					1							
<i>Typosyllis cornuta</i>	13	7	1	4	14	2		4	2	1		1
<i>Ceratocephale loveni</i>												
<i>Glycera alba</i>	2	3	6	4								
<i>Glycera lapidum</i>	2	1		1								
<i>Glycera</i> sp fr						1						
<i>Goniada maculata</i>	3	2		7								
<i>Lumbrineris</i> sp						1		2				
<i>Schistomeringos</i> sp	1											
<i>Scoloplos armiger</i>	8	4	1	2								
<i>Pseudopolydora</i>												
<i>paucibranchiata</i>	47	21	8	32	33	11		19				1
<i>Prionospio cirrifera</i>	25	19	19	46		1						
<i>Prionospio fallax</i>		2	1	1				1				
<i>Spiophanes kroeyeri</i>								1				1
<i>Paradoneis lyra</i>						1						
<i>Aphelochaeta</i> sp					14	7	8	12	9	19	11	14
<i>Caulieriella</i> sp												
<i>Chaetozone setosa</i>	73	50	46	68		3		2				
<i>Cirratulus cirratus</i>	1		9	4								
<i>Raricirrus beryli</i>		1	1	1								
<i>Diplocirrus glaucus</i>								1				
<i>Ophelina acuminata</i>												
<i>Scalibregma inflatum</i>	1	1	3			2						
<i>Lipobranchus jeffreysi</i>		2		2		4		9				
<i>Capitella capitata</i>	3	1		3								
<i>Heteromastus filiformis</i>	52	29	38	126	2	1						
<i>Notomastus latericeus</i>					1			4				
<i>Praxillella praetermissa</i>		2										
<i>Myriochele oculata</i>	3	2		3								

<i>Owenia fusiformis</i>				1								
<i>Pectinaria koreni</i>	8	4	2									
<i>Pectinaria belgica</i>			1									
<i>Pectinaria auricoma</i>				1								
<i>Sabellides octocirrata</i>					2							
<i>Melinna cristata</i>												
<i>Pista cristata</i>					5							
<i>Streblosoma bairdi</i>					1							
<i>Amaena trilobata</i>						1						
<i>Polycirrus medusa</i>	1											
<i>Terebellides stroemi</i>							1					
<i>Chone</i> sp	1											
MOLLUSCA - blautdyr												
<i>Lunatia pallida</i>			2									
<i>Cylichna cylindracea</i>												
<i>Thyasira</i> spp	10	27	3	6	19	14		49	2	10	1	17
ECHINODERMATA - pigghudar												
<i>Echinocardium</i>												
<i>chordatum</i>	3	5	4	3								
<i>Amphiura chiajei</i>	3	12	1	5	2							
<i>Amphiura filiformis</i>				1								
<i>Ophiura albida</i>	2	4		1								
<i>Ophiura</i> sp fr	1											
Ophiuroidea indet juv*	7	2	6									
POGONOPHORA- skjeggbærar												
Pogonophora indet	1								5	1	8	1
CRUSTACEA - krepsdyr												
Calanoida indet*	17	25	29	17	3	1						
Harpactoida indet*		1										
<i>Diasylis cornuta</i>	2			2								
<i>Cf. Westwoodilla caecula</i>												
<i>Cheirocratus</i> sp				1								
Iaseidae indet				1	1							
ARACHNIDA- edderkoppdyr												
Acarina indet (midd)*	1											

Vedleggstabell 2. Oversikt over botndyr funne i sediment fra dei fire parallelleane fra stasjonen H4 i Ørstafjorden den 14. oktober 2008. Prøvene er henta ved hjelp av ein 0,1 m² stor van Veen Grabb, og prøvetakinga dekkjer dermed eit samla botnareal på 0,4 m². I tillegg oversikt over botndyr funne i sediment fra fem stasjonar ved avløpet før og etter oppstart, den 15. oktober 2008 og 21. juli 2009. Prøvene er tekne med ein 0,025 m² stor van Veen grabb. Prøvene er sortert av Guro Igland Eilertsen, Mette Eilertsen, Christine Johnsen, Silje Johnsen, Svetlana Kotchkina, Trond Roger Oskars og Markus Sonnenberg og artsbestemt ved Marine Bunndyr AS av Cand. scient. Øystein Stokland.

* Taksa som ikkje er tatt med i statistisk berekning.

	st. H4				st. B1-B5 15.10.08					st. B1-B5 21.07.09				
	1	2	3	4	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
CNIDARIA- nesledyr														
<i>Cerianthus lloydii</i>														3
NEMATODA - rundmakk														
Nematoda indet*					5	8	18	66	11	25	49	23	98	20
NEMERTINEA - flatmakk														
Nemertini indet.		1	1		6	3		5						
OLIGOCHAETA - fåbørstemakk														
Tubificoides sp					13	4	3	1		1		7	1	
POLYCHAETA - fleirbørstemakk														
<i>Paramphipnoma jeffreysi</i>					3	2	1	5				2	24	
<i>Polynoidae</i> indet						1								1
<i>Pholoe inornata</i>					5	5								
<i>Pholoe baltica</i>					5	4	6	5						3
<i>Phyllodoce groenlandica</i>						1								

<i>Phyllodoce mucosa</i>		2	1	1	1		3
<i>Sige fusigera</i>		1					
<i>Eteone cf longa</i>		2		2			1
<i>Phyllodocidae</i> indet juv		2		2			1
<i>Ophiodromus flexuosus</i>		2		2			2
Hesionidae indet juv							9
<i>Synelmis klatti</i>	1						1
<i>Typosyllis cornuta</i>		1	21	22	44	11	
Syllidae indet		1					17
Nereididae indet				2	1		
<i>Glyceria alba</i>		2	2	4	4	3	
<i>Glyceria lapidum</i>							3
<i>Goniada maculata</i>		4	6	3	4	1	
<i>Lumbrineris</i> sp		1	1		1		
<i>Schistomerings</i> sp		2	1		2		
<i>Ophryotrocha</i> sp					1		3
<i>Scoloplos armiger</i>		3	2	1		11	
<i>Malacoceros vulgaris</i>							8
<i>Pseudopolydora</i>							
<i>paucibranchiata</i>		13	146	275	378	290	216
<i>Prionospio cirrifera</i>		20	26	22	25	26	26
<i>Prionospio fallax</i>			2				8
<i>Apiostobranchus tenuis</i>			2	4	17	1	
<i>Aphelochaeta</i> sp	1						
<i>Chaetozone setosa</i>		1	7	14	16	35	
<i>Diplocirrus glaucus</i>				1	1		
<i>Ophelina acuminata</i>			1				
<i>Scalibregma inflatum</i>		1				1	
<i>Capitella capitata</i>		2		1			
<i>Heteromastus filiformis</i>		21	10	18	49	23	1
<i>Notomastus latericeus</i>				1			
<i>Praxillella praetermissa</i>				5	4	2	
<i>Rhodine loveni</i>							
<i>Myriochele oculata</i>	1	3	10	14	16	5	1
<i>Owenia fusiformis</i>		3	4	7	2		5
<i>Pectinaria koreni</i>		6	1	1	1	3	
<i>Pectinaria auricoma</i>							4
<i>Ampharete lindstroemi</i>							3
<i>Sabellides octocirrata</i>				1	2		
<i>Amphicteis gunneri</i>				1			
<i>Melinna cristata</i>			1				
<i>Pista cristata</i>	1						
<i>Streblosoma bairdi</i>			1	1			
<i>Polycirrus medusa</i>						1	
<i>Polycirrus norvegicus</i>			1				
<i>Terebellides stroemi</i>				4	2		
<i>Jasmineira</i> sp			1	1			
MOLLUSCA - blautdyr							
<i>Lunatia pallida</i>					1		
<i>Lunatia</i> sp fr			1				
Prosobranchia indet fr							1
<i>Philine scabra</i>				1	2		
Nudibranchia indet					2		
<i>Astarte montagui</i>					1		
<i>Thyasira</i> spp	1	3	34	8	9	136	143
<i>Macoma calcarea</i>						2	
<i>Abra alba</i>							1
ECHINODERMATA - pigghudar							
<i>Amphiura filiformis</i>						6	
Ophiuroidea indet juv			1				
Leptosynapta inhaerens					1		
CRUSTACEA - krepstdyr							
Calanoida indet*			3	1	2	3	2
Ostracoda indet							1
<i>Diasylis cornuta</i>						2	
<i>Cf. Westwoodilla caecula</i>	1						1
INSECTA - insekt							
<i>Insecta</i> indet (larve)*							1

Vedleggstabell 3. Oversikt over makroalgar og makrofauna (>1 mm) funne ved semikvantitativ kartlegging av sublitoralsona på dei ulike stasjonane i Ørstafjorden 21. og 22. juli 2009. Prøvetakinga dekkjer generelt eit samla botnareal på 8 m² i litoralsona. Prøvetaking og artsbestemming er utført av M.Sc Mette Eilertsen. + Artar som vart identifisert i ettertid eller kun registrert som tilstades i felt.

Taxa	Sætre	Osestranda	Notaplassen
CHLOROPHYTA – grønalgar			
<i>Cladophora rupestris</i>	+		1
<i>Cladophora</i> sp.	1	2	+
<i>Cladophora sericea</i>			
<i>Blidingia marginata</i>		+	+
<i>Ulva intestinalis</i>			1
RHODOPHYTA – raudalgar			
<i>Lithothamnion cf. glaciale</i>			
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	+		
<i>Corallina officinalis</i>	+		
<i>Chondrus crispus</i>	1	1	2
<i>Mastocarpus stellatus</i>			
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	1		
<i>Ceramium rubrum</i> s. lat.	+		1
<i>Ceramium deslongchampsii</i>	+		
<i>Ceramium diaphanum</i>	+		
<i>Rhodomela confervoides</i>	+		
<i>Cystoclonium purpureum</i>	+		
<i>Polysiphonia stricta</i>	+		
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>		+	
<i>Polysiphonia fucoides</i>	+		+
<i>Polysiphonia elongata</i>	+		
<i>Heterosiphonia japonica</i>	+		+
<i>Calliothamnion corymbosum</i>	+		
PHAEOPHYCEAE – brunalgar			
<i>Fucus vesiculosus</i>		2	2
<i>Fucus serratus</i>	2	2	2
<i>Laminaria</i> sp. juv	+		
<i>Saccharina latissima</i>	2		
<i>Chorda filum</i>	2	1	2
<i>Spermatochonus paradoxus</i>	3	2	2
<i>Stictyosiphon tortilis</i>		+	+
<i>Stictyosiphon soriferus</i>			+
<i>Asperococcus bullosus</i>	+		
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	3		+
<i>Pylaiella littoralis</i>			+
<i>Sphaelaria</i> sp.	+		+
<i>Elachista fucicola</i>	1		1
MAGNOLIOPHYTA - Blomsterplanter			
<i>Zostera marina</i>		3-4	3
FAUNA – dekning			
<i>Electra pilosa</i>	+		
<i>Membranipora membranacea</i>			
<i>Halichondria panicea</i>			
<i>Mytilus edulis</i>	1	3	1
<i>Spirorbis spirorbis</i>	1		
FAUNA – antal			
<i>Asterias rubens</i>	1	1	1
<i>Marthasterias glacialis</i>			1
<i>Patella vulgata</i>		2	2
<i>Littorina littorea</i>		3-4	3-4
<i>Bittium reticulatum</i>			+
<i>Lacuna vincta</i>		+	
<i>Rissoa parva</i>		+	
<i>Modiolus modiolus</i>		1	1
<i>Venerupis pullastra</i>		1	
<i>Sycon</i> sp.			
<i>Corella parallelogramma</i>	+		
<i>Arenicola marina</i>		1	1
<i>Carcinus maenas</i>		1	
<i>Amphipoda</i>	+	+	+

Vedleggstabell 4. Oversikt over makroalgar og makrofauna (>1 mm) registrert ved kvantitativ ruteanalyse i litoralsona på st. 5 ved Sætre 22. juli 2009. Prøvetakinga dekkjer eit område med ein horizontal breidde på 8 m² med tre nivå. Prøvetaking og artsbestemming er utført av M. Sc Mette Eilertsen. Artsregistreringar er oppgitt i % dekningsgrad for makroalgar og fastsittande dyr med høgt individtal. Registreringar av mobile dyr er oppgitt i antal. Summen av dekningsgrad kan overstige 100 % då ein estimerar både over og under vegetasjonen.

⁺ Artar som vart identifisert i ettertid eller kun registrert som til stades i felt.

Taxa	Sætre							
	Nivå 1		Nivå 2					
	1-1	1-2	1-3	1-4	2-1	2-2	2-3	2-4
CHLOROPHYTA – grønalgar								
<i>Cladophora rupestris</i>					+	+	12	12
RHODOPHYTA – raudalgar								
<i>Hildenbrandia rubra</i>	4	4	28	24		4	4	12
<i>Phymatolithon cf. Lenormandii</i>				2	20	36	12	44
<i>Mastocarpus stellatus</i>		2	4	8	8	12	4	4
<i>Chondrus crispus</i>					2			
PHAEOPHYCEAE – brunalgar								
<i>Fucus vesiculosus</i>	100	80	60	84	4	12		4
<i>Aschophyllum nodosum</i>		12		16		4		
<i>Fucus serratus</i>					96	56	100	96
FAUNA								
<i>Semibalanus balanoides</i>		8	12	24		28	4	2
<i>Spirorbis spirorbis</i>					16	20	14	12
<i>Mytilus edulis</i>	2	8	16	24	16	4		4
<i>Cerastoderma edule</i>	1							
<i>Littorina littorea</i>	54	39	34	39	29	16	24	25
<i>Littorina obtusata</i>	3	4	2	4	4	3	5	4
<i>Littorina saxatilis</i>	8							
<i>Asterias rubens</i>						1	1	2
<i>Patella vulgata</i>		4	4					
<i>Carcinus maenas</i>		1						
<i>Amphipoda</i>	+	+	+	+	+	+	+	+

Vedleggstabell 5. Oversikt over makroalgar og makrofauna (>1 mm) registrert ved kvantitativ ruteanalyse i litoralsona på st. 6 ved Notaplassen 21. juli 2009. Prøvetakinga dekkjer eit område med ein horisontal breidde på 8 m² med to nivå. Prøvetaking og artsbestemming er utført av M. Sc Mette Eilertsen. Artsregistreringar er oppgitt i % dekningsgrad for makroalgar og fastsittande dyr med høgt individtal. Registreringar av mobile dyr er oppgitt i antal. Summen av dekningsgrad kan overstige 100 % då ein estimerar både over og under vegetasjonen.

+ Artar som vart identifisert i ettertid eller kun registrert som til stades i felt.

Taxa	Notaplassen											
	Nivå 1				Nivå 2				Nivå 3			
	1-1	1-2	1-3	1-4	2-1	2-2	2-3	2-4	3-1	3-2	3-3	3-4
RHODOPHYTA – raudalgar												
<i>Hildenbrandia rubra</i>					16	12	40	40		+	+	8
<i>Mastocarpus stellatus</i>												+
PHAEOPHYCEAE – brunalgar												
<i>Fucus spiralis</i>	32	28	56	28		60	4		40	12	40	4
<i>Fucus vesiculosus</i>					16	44	100	44	28	40	84	
<i>Aschophyllum nodosum</i>												
FAUNA												
<i>Littorina littorea</i>	6	8		5	6	11	17	8	15	23	36	34
<i>Littorina saxatilis</i>	36	16	21	40	10	13	6	10	4	2	3	1
<i>Littorina obtusata</i>					8		3	3	5	12	19	9
<i>Nucella lapillus</i>								4	16	34	12	4
<i>Mytilus edulis</i>									1	1	2	4
<i>Patella vulgata</i>												5
<i>Semibalanus balanoides</i>					4			+	4	8		4
<i>Carcinus maenas</i>											1	
<i>Amphipoda</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Vedleggstabell 6. Oversikt over makroalgar og makrofauna (>1 mm) registrert ved kvantitativ ruteanalyse i litoralsona på st. 7 ved Osestranda 21. juli 2009. Prøvetakinga dekkjer eit område med ein horizontal breidde på 8 m² med eit nivå. Prøvetaking og artsbestemming er utført av M. Sc Mette Eilertsen. Artsregistreringar er oppgitt i % dekningsgrad for makroalgar og fastsittande dyr med høgt individtal. Registreringar av mobile dyr er oppgitt i antal. Summen av dekningsgrad kan overstige 100 % då ein estimerar både over og under vegetasjonen.

+ Artar som vart identifisert i ettertid eller kun registrert som til stades i felt.

Taxa	Osestranda			
	Nivå 1			
	1-1	1-2	1-3	1-4
CHLOROPHYTA – grønalgar				
<i>Rhizoclonium riparium</i>			+	
<i>Ulva intestinalis</i>	4	16	16	4
<i>Blidingia marginata</i>	+		+	
<i>Cladophora</i> sp.			+	
RHODOPHYTA – raudalgar				
<i>Hildenbrandia rubra</i>	12	32	12	
<i>Mastocarpus stellatus</i>			4	
PHAEOPHYCEAE – brunalgar				
<i>Fucus spiralis</i>		4		
<i>Fucus vesiculosus</i>	92	60	72	68
<i>Fucus serratus</i>			+	
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	+			
FAUNA				
<i>Littorina littorea</i>	33	28	32	45
<i>Littorina saxatilis</i>		3		
<i>Carcinus maenas</i>	1	1		
<i>Amphipoda</i>	+	+	+	+