

RAPPORT LNR 3623-97

Resipientundersøkelse i Gloppenfjorden



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 04 30 33
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Resipientundersøkelse i Gloppenfjorden	Løpenr. (for bestilling) 3623-97	Dato 04.03.97
	Prosjektnr. Undernr. O-95088	Sider Pris 98
Forfatter(e) Evy Rigmor Lømsland Einar Nygaard Eivind Oug Are Pedersen	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Gloppen kommune, Teknisk kontor, 6860 Sandane	Oppdragsreferanse Jostein Moldestad
---	--

<p>Sammendrag</p> <p>Det ble registrert en svært begrenset forurensingseffekt i Gloppenfjorden som kan settes i sammenheng med sigevannsavrenning fra Ivahola avfallsplass. Imidlertid ble det påvist overkonsentrasjoner av PAH i sedimentet, men dette har sannsynligvis sitt opphav i tidligere tiders bossforbrenning ved fjorden og Gloppeelva. For å verifisere denne antakelsen må det taes kjerneprøver i en gradient utover Gloppenfjorden. Det ble også påvist forskjellig grad av overgjødslings effekter i fjæra både på vestsiden og østsiden av fjorden, men disse kan ikke knyttes til sigevannsavrenning fra avfallsplassen.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Miljø 2. Sjø 3. Avfallsplass 4. Kommune 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. 2. 3. 4.
--	---

Evy Rigmor Lømsland

Evy Rigmor Lømsland

Prosjektleder

ISBN 82-577-3180-3

Bjørn Braaten

Bjørn Braaten

Forskningsjef

Resipientundersøkelse i Gloppenfjorden

Forord

Rapporten er utarbeidet av NIVA på oppdrag av Gloppen kommune. Rapporten er en vurdering av miljøforholdene i Gloppenfjorden nær utslippsstedet for avrenning av sigevann og overflatevann fra Ivahola avfallsplass.

Jostein Moldestad har vært kontaktperson hos Gloppen kommune.

Tone Teigen ved Høgskulen i Sogn og Fjordane, Avdeling for ingeniørutdanning har deltatt i feltarbeidet og er ansvarlig for analyser av TOC (totalt organisk karbon) og O₂ (oksygen).

Båtførere var *Kåre Hauge*, *Jacob Henden* og *Martin Mettenes*.

Hos NIVA har følgende personer vært involvert: *Einar Nygaard* har vært ansvarlig for feltarbeid og rapportering av hydrografi, strømmålinger og beregning av innlagringsdyp. *Eivind Oug* er ansvarlig for artsbestemmelse og rapportering av bunnfaunadelen. *Are Pedersen* har utført og rapportert grunntvannsundersøkelsen. Han har også tatt alle bildene som er benyttet i rapporten. *Evy R. Lømsland* har vært prosjektleder, har sammenfattet rapporten og er ansvarlig for de deler av rapporten som omfatter biotester av sigevann, påvekstalger i sigevannstrasé og kjemiske analyser. *Torbjørn M. Johnsen* har vært ansvarlig for feltarbeidet i forbindelse med innsamling av biologisk materiale og prøver til kjemiske analyser. *Brage Rygg* har vært involvert i artsbestemmelse av bløtbunnsfauna og statistisk behandling av data. *Øyvind Solberg* har sortert bunnfaunaprøvene. *Unni Efraimsen* har utført kornfordelings-analysene. *Inger Midttun* har vært ansvarlig for redigering av rapporten. *Roger Konieczny* har kommet med verdifulle kommentarer og innspill til miljøgift delen.

Bergen, 04.03.97

Evy R. Lømsland

Innhold

Sammendrag	6
1. Bakgrunn	8
2. Mål for undersøkelsen	9
3. Forurensingstilførsler	10
4. Generelt om undersøkelsen	11
5. Hydrografi og strømmåling	12
5.1 Metodikk	12
5.1.1 Strømmålinger	12
5.1.2 Strømkorsmålinger	15
5.1.3 Hydrografimålinger	16
5.1.4 Oksygendata	16
5.2 Resultater fra strøm- og hydrografimålingene	17
5.2.1 Strømmålingene	17
5.2.2 Strømkors	18
5.2.3 Hydrografimålingene	18
5.2.4 Oksygendata	18
5.2.5 Nedbørsdata	19
5.3 Vurderinger av resultat	19
5.3.1 Generelt om sirkulasjon i fjorder	19
5.3.2 Strømningsmønster	20
5.3.3 Hydrografi og oksygen	20
6. Teoretisk beregning av innlagingsdyp	22
6.1 Metodikk	22
6.1.1 Bakgrunn	22
6.1.2 Data	23
6.2 Resultater	23
6.3 Vurderinger av resultat fra modellkjøringene	25
7. Biotester sigevann	26
7.1 Metodikk	26
7.2 Resultat	26
7.3 Vurdering av resultat	27
8. Påvekstalger i sigevannstrasé	28
8.1 Metodikk	28
8.2 Resultater	28
8.3 Vurdering av resultat	28

9. Gruntvannsamfunn	29
9.1 Innledning	29
9.2 Materiale og metoder	29
9.3 Stasjonsnett	33
9.4 Resultat og diskusjon	34
9.5 Vurdering	41
10. Organismer - kjemiske analyser	42
10.1 Metodikk	42
10.2 Resultater	42
10.3 Vurdering av resultat	43
11. Dypvann - kjemiske analyser	44
11.1 Metodikk	44
11.2 Resultater	44
11.3 Vurdering av resultatene	44
12. Sediment - kjemiske analyser	45
12.1 Metodikk	45
12.2 Resultater	45
12.2.1 Visuelle observasjoner	45
12.2.2 Kornfordeling av organisk innhold	45
12.2.3 Metaller	46
12.2.4 PCB	46
12.2.5 PAH	47
12.3 Vurdering av resultater.	48
13. Bløtbunnsfauna	50
13.1 Metodikk	50
13.2 Resultater	50
13.3 Vurderinger	53
14. Konklusjon	54
15. Referanser	55
Vedlegg A. Strøm	57
Vedlegg B. Gruntvannsamfunn	71
Vedlegg C. Kjemiske analyser	94
Vedlegg D. Bløtbunnsfauna	97

Sammendrag

Målsetningen med undersøkelsen var å gi status for miljøforholdene i nærområdet til sigevannsutslippet fra Ivahola avfallsplass og anbefale utslippsdyp og rørdimensjon i forbindelse med etablering av sigevannsledning fra avfallsplassen.

Undersøkelsen som ble gjennomført i tidsperioden fra høsten 1995 til høsten 1996 omfatter biotestforsøk med sigevann og undersøkelser av alger i sigevannstraséen. I Gloppenfjorden er det gjort hydrografi- og strømmålinger, modellberegninger av innlagringsdyp, undersøkelser av gruntvanns-organismer, analyser av miljøgifter i dypvann og sediment og analyse av bunnfauna.

Det ble gjort strømmålinger høst og vår og hydrografiske målinger seks ganger i løpet av innsamlingsperioden. Strømningsmønsteret på 3 og 13 m dyp utenfor Ivahola avfallsplass var dominert av sørgående strøm, dvs. strøm inn fjorden. Strømstyrken varierer i takt med nedbørmengdene. Mye nedbør gir øket strømstyrke. Utskiftning og variabilitet i Gloppenfjordens overflatelag er også sterkt korrelert med avrenning fra land. Der var ingen tegn til stagnerende vannmasser i Gloppenfjorden.

Modellberegninger viser at en framtidig rørledning for utslipp av sigevann bør ha en rørdiameter på 20 cm og senkes til 20 m dyp for mest mulig å unngå opptrengning av sigevann til overflaten.

Biotestene av sigevannet viser ingen tydelige effekter av veksthemmende forbindelser, men en viss eutrofierende effekt ble påvist.

Artsforekomstene i slimbelegget i sigevannstraseen viser at sigevannet er næringsrikt, men forekomst av et relativt variert algesamfunn tyder på at uforynnert sigevann har en relativt begrenset effekt. Store forekomster av slimproduserende bakterier og alger er årsaken til slimbelegget i sigevannstraséen.

Resultatene fra hardbunnsundersøkelsen har ikke kunnet påvise effekter av sigevann fra Ivahola avfallsplass på marine gruntvannssamfunn. Det ble derimot påvist forskjellig grad av overgjødslings-effekter i fjæra både på vestsiden og østsiden av fjorden. Effektene var størst på begge sider av Ryggeelva og inne ved Sandane.

Det ble ikke registrert høye verdier av tungmetaller i grisetang nær utslippsstedet, men overkonsentrasjoner av kadmium, krom, kvikksølv og sink sett i forhold til et naturlig bakgrunnsnivå viser at sigevannet tilfører resipienten noe tungmetaller.

Tungmetallinnholdet i bunnvannet var lavt og tilstanden kan karakteriseres som "god". TOC-verdiene i bunnvannet var også, bortsett fra i mai, gjennomgående lave.

Sedimentet ble undersøkt på tre stasjoner i fjordens dypområde (220-270 m) med hensyn på kornfordeling, organisk innhold, tungmetaller og bunnfauna. En av stasjonene ble også undersøkt for organiske miljøgifter (PAH og PCB). Sedimentet var svært finkornet, friskt og uten lukt, men inneholdt noe planterester og sagflis. Det organiske innholdet var moderat og verdiene plasserer sedimentet i tilstandsklasse 1 -"god". Det var en svak gradient utover fjorden i det organiske materialets kvalitet med sterkest påvirkning av materiale tilført fra land innerst i fjorden.

Tungmetallinnholdet i sedimentet var generelt lavt. Kun blyverdiene lå over et naturlig bakgrunnsnivå.

Av de organiske miljøgiftene lå verdien av PCB innenfor et naturlig bakgrunnsnivå, men det ble påvist en relativt høy PAH-verdi. Sum PAH plasserte sedimentet i tilstandsklasse III - "nokså dårlig", men dersom man ser på verdien for Benso(a)pyren som tilhører gruppen sannsynlige eller mulige carsinogener, må sedimentet plasseres i tilstandsklasse IV - "dårlig". Gruppen forbrenningsrelaterte forbindelser utgjør 97,4 % av de analyserte komponentene, og 54,9 % av komponentene tilhører gruppen sannsynlige eller mulige carsinogener. Resultatene viser at sedimentet er forurensset av komponenter fra forbrenning av organisk materiale (aske). Ettersom det ikke foregår forbrenning ved Ivahola avfallsplass, er det ikke usannsynlig at PAH-forurensingen har sitt opphav i tidligere tiders bossforbrenning ved fjorden og Gloppeelva.

Bunnfaunaen var artsrik og hadde høyt artsmangfold, men individtetthetene var lave. Indeksene for artsmangfold gav verdier som gir karakteristikken "god tilstand" i henhold til SFTs kriterier for miljøkvalitet. Det var også mange forurensningsømfintlige arter i prøvene. Børstemark og små muslinger var de dominerende gruppene. Flere av artene kan regnes som karakterarter for dype fjorder på Vestlandet. Det var ingen spesielle forskjeller mellom de enkelte grabbhuggene og heller ingen klare forskjeller mellom stasjonene.

Generelt indikerer bunnfaunaprøvene at det var gode forhold i fjordens dypområder. Det er imidlertid uklart om de lave individtetthetene er et naturlig forhold eller skyldes en ytre påvirkning. I prøvene var det høyt innslag av en gruppe skallbærende encellede organismer (foraminiferer) som kan ha påvirket sammensetningen av den 'ordinære' bunnfaunaen. Det ble ikke registrert dårlige oksygenforhold eller miljøgifter som kunne være årsak til de lave individtallene. Konsentrasjonene av PAH var imidlertid på et nivå hvor man eksperimentelt har kunnet påvise virkninger på bunnlevende organismer, men hvor det ikke kan dokumenteres at dette har betydning for faunaen under naturlige forhold.

1. Bakgrunn

Bakgrunnen for undersøkelsen var en forespørsel fra Gloppen kommune om en resipientundersøkelse i Gloppenfjorden for kontroll av miljøforholdene i nærområdet til sigevannsutslippet fra Ivahola avfallsplass. I forbindelse med planer om å samle sigevannet i en sigevannsledning for å få et dykket utslipp i stedet for et overflateutslipp, var det i tillegg ønske om en utredning med hensyn på aktuelt utslippsdyp og rørdimensjon for en sigevannsledning til Gloppenfjorden.

Resipientundersøkelsen omfatter strømmålinger og beregninger av innlagringsdyp. Det er gjort gruntvannsundersøkelse, undersøkelse av bløtbunnsfauna, kjemiske analyser av bunnvann, sediment og tang. Videre er det sett på påvekststalger i sigevannstraséen og det er gjort biotester av sigevannet.

Valg av parametre er gjort i henhold til krav fra Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Sogn og Fjordane.

Gloppenfjorden ble sist undersøkt i 1990 (Jensen et al.1991).

2. Mål for undersøkelsen

Undersøkelsen har følgende formål:

- 1) Gi status for miljøforholdene i nærområdet til sivevannsutslippet fra Ivahola avfallsplass.
- 2) Se resultatene i sammenheng med siste undersøkelse så langt dette er mulig.
- 3) Gi et referansemateriale for fremtidige undersøkelser.
- 4) Utføre modellberegninger for å finne aktuelt utslippsdyp og rørdimensjon i forbindelse med etablering av sivevannsledning.

3. Forurensingstilførsler

Ivahola avfallsplass har eksistert siden 1987. Det lagres alle slags typer avfall på fyllplassen: husholdningsavfall, industriavfall, oljeforurenset slam fra bensin- og oljeutskillere og fra sandblåsing av tanker. I tillegg lagres spesialavfall på fyllplassen, men dette håndteres i henhold til de regler som gjelder for slikt avfall (Moldestad pers. medd.). Ivahola avfallsplass er fyllplass for avfall fra totalt fem kommuner i området. Det foregår ingen forbrenning av avfall ved Ivahola avfallsplass.

Før Ivahola ble etablert foregikk det inntil 1973 forbrenning av avfall innerst i Gloppenfjorden med direkte utvasking til fjorden. Etter 1973 ble forbrenningsstedet for avfall flyttet til Jarbrugda, 3-4 km fra sjøen, men med sig direkte til Gloppenelva, som munner ut innerst i Gloppenfjorden. Forbrenning av avfall pågikk til Ivahola avfallsplass ble etablert (Moldestad pers. med.)

Sigevann og overflatevann fra Ivahola avfallsplass tilføres Gloppenfjorden som et overflateutslipp. Utslipet tilføres fjorden gjennom flere bekkeløp. Vannmengden varierer sterkt med nedbøren og enkelte av bekkeløpene kan til tider være nærmest tørrlagte. Årlig gjennomsnittlig drenering gjennom Ivahola avfallsplass er beregnet til 13,7 l/s (Soldal, Geofuturum A/S, pers. medd.) Maksimal drenerings-verdier i forbindelse med kraftig nedbør er 70 l/s, men slike avrenninger vil bare være av kortvarig episodisk karakter.

Analysen av sigevannet (Data fra Larsen, Geofuturum A/S) viser svært lave verdier av nitrogen sett i forhold til det som er vanlig for fyllplasser. Det samme er gjelder verdiene for kjemisk oksygenforbruk. Dette betyr at det i sigevannet er lave konsentrasjoner av organisk materiale som skal brytes ned. Ut fra de relativt få analysene som er gjort på enkelte tungmetaller synes generelt forekomstene av tungmetaller å være lave. Unntaket er bly som hele tiden synes å forekomme i konsentrasjoner (4-13 µg/l) som er vanlige i sigevann (jfr. Hem 1994). Analysene av tungmetaller er gjort med en svært høy deteksjonsgrense og for kadmiums vedkommende sier analysene lite om forekomstene sett i forhold til de konsentrasjonene som man kan forvente i sigevann. Imidlertid forekommer episoder der tungmetaller som kadmium (10 µg/l), kobber (72 µg/l) og krom (62 µg/l) forekommer i relativt høye konsentrasjoner.

4. Generelt om undersøkelsen

Undersøkelsen ble gjort i flere etapper. Hydrografiprofiler og prøver for analyser av oksygen og totalt organisk karbon i bunnvann ble tatt seks ganger i perioden 03.07.95 til 04.06.96. Intensjonen var å ta prøver en gang ca. annenhver måned i denne perioden, men på grunn av islegging i fjorden måtte prøvetakningen som var planlagt i begynnelsen av januar 1996, utsettes til 26 mars. I 1996 ble det derfor tatt prøver i mars, mai og juni. Hovedinnsamlingen ble gjort 30-31/10-95 med prøvetakning av sediment, organismer, bunnvann og sigevann. Den første av i alt to strømmålingsserier ble også satt i gang da. Siste strømmålingsserie ble gjort i mai 1996. I forbindelse med hydrografitoktene ble det ved tre anledninger (04.09.95, 30.10.95 og 26.03.96) gjort strømkorsmålinger med utsetting av 4-5 strømkors hver gang. Det ble samlet inn alger fra sigevannstraséen i mai og juni 1996. Undersøkelsen av gruntvannssamfunn ble gjort i perioden 2.-6. september 1996.

På hydrografitoktene ble det benyttet to forskjellige båter med Kåre Hauge og Martin Mettenes som båtførere. På hovedtoktet ble M/S "Hennefjord" brukt med Jakob Henden som båtfører.

Kart med stasjonsangivelser er gitt i **Figur 2** , **Figur 6** og **Figur 12**.

Metodikk er omtalt under de ulike delkapitlene.

5. Hydrografi og strømmåling

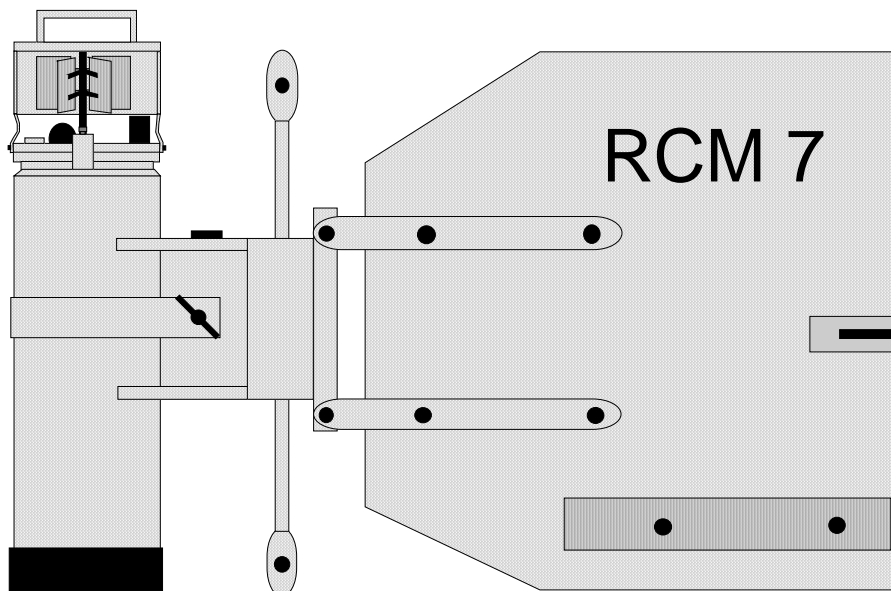
I dette kapittelet beskrives strøm- og hydrografimålingene som ble gjennomført i Gloppenfjorden i perioden fra juli 1995 til mai 1996. Det ble målt med forankrete strømmålere ved to anledninger, første gang i oktober 1995 og andre gang i mai 1996. Ved 3 anledninger ble det gjort strømmålinger med strømkors. Det blir også presentert noe informasjon om instrumentene og målemetodene som ble benyttet.

5.1 Metodikk

5.1.1 Strømmålinger

Instrumenter

Strømmålingene ble gjort med Aanderaa Instruments (RCM7) og med Sensordata (SD6000 og SD2000) strømmålere. **Figur 1** viser ei skisse av en Aanderaa Instruments strømmåler. Strømfarten (strømstyrken) registreres ved hjelp av en rotor på toppen av instrumentet, på Sensordata måleren er rotoren på undersida av instrumentet. Rotoromdreiningene registreres av loggeenheten i instrumentet ved hjelp av en magnet montert på rotoren. Strømrretningen registreres ved hjelp av det store roret (**Figur 1**) og et innebygget kompass som avleses elektronisk. Målerene registrerer også sjøvannets temperatur og salinitet (salinitet er det bare Aanderaa måleren som registrerer). Begge instrumentene har internt minne til å logge data.



Figur 1. Skisse av Aanderaa Instruments strømmåler.

Målenøyaktighetene for de enkelte sensorene på Aanderaa Instruments RCM7 strømmålere er oppgitt til (Aanderaa Instruments, 1983):

Konduktivitet:	$\pm 0,1$ mmho/cm
Temperatur :	$\pm 0,05^\circ\text{C}$
Strømretning:	$\pm 7,5^\circ$ når farten er 2,5-5 cm/s $\pm 5^\circ$ når farten er 5-100 cm/s
Fart:	± 1 cm/s eller $\pm 2\%$ av farten. Den høyeste av disse benyttes.

Sensordata oppgir for sine instrument følgende målenøyaktigheter:

Temperatur:	$\pm 0,1^\circ\text{C}$
Strømretningen:	Her oppgis ikke noen nøyaktighet.
Strømfarten:	Her oppgis måleområdet til 0-8 m/s med en oppløsning på 0,5 cm/s, ingen nøyaktighet oppgis. Rotoren er imidlertid av samme type som på Aanderaa instrumentene.

Farten vektormidles over måleintervallet, ved å registrere antall rotoromdreininger og rorets kompassretning flere ganger i et måleintervall. Temperaturen og saliniteten er øyeblikksverdier målt på slutten av måleintervallet. Måleintervallet ble satt til 10 minutt på Aanderaa instrumentene og enten til 20 eller 10 minutt på Sensordata instrumentene.

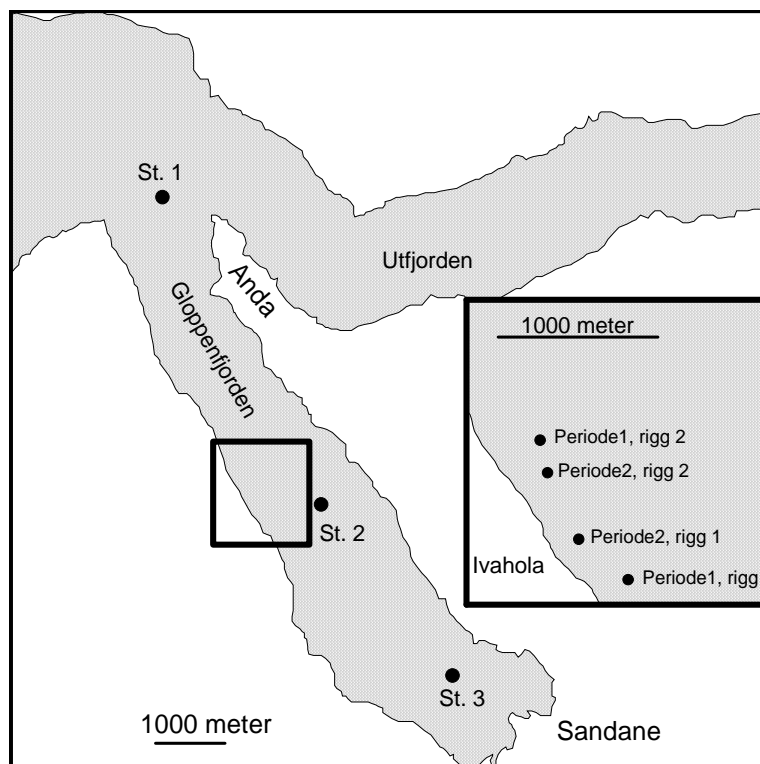
Strømrigger

Alle riggene var bygd på samme vis, bare den nederste taulengden til ankeret ble justert etter bunndypet på lokalitetene. **Figur 3** viser ei skisse av en strømrigg.

Instrumentene stod oppankra på 3 og 13 m bunndyp på alle de 4 riggene. Overflatemarkørene var utstyrt med flagg, lys og radarreflektor for å være synlig for fartøy i området.

Måleposisjoner

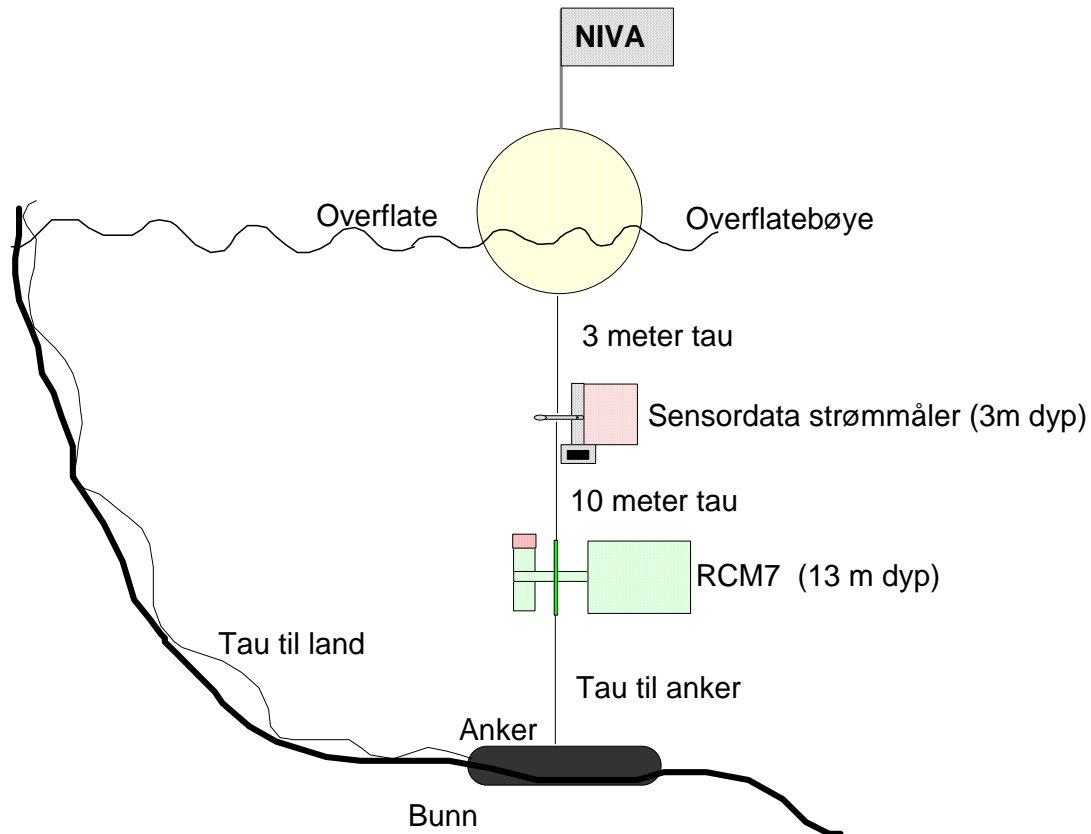
Posisjonene til strømmålerrikkene er inntegnet i **Figur 2** og angitt i **Tabell 1**, som gir en oversikt over strømmålingene. Tabellen inneholder opplysninger om posisjon, bunndyp, forankringsdyp, instrument, dato for utsetting, dato for innhenting samt kommentar.



Figur 2. Kart over Gloppenfjorden. Hydrografistasjoner er merket med st. 1 til st. 3. Riggposisjonene er vist i kartutsnittet.

Tabell 1. Tabellen inneholder opplysninger om måle-posisjon (WGS-84), bunndyp, måledyp, instrument, dato for utsetting, dato for opphenting samt en kort kommentar.

Posisjon	Bunndyp (m)	Måledyp (m)	Måler nummer (periode)	Dato ut	Dato inn	Kommentar
N61° 48.06' E06° 05.98'	38	3	Sensordata S4 (1)	16/10-95	31/10-95	Alt ok
N61° 48.06' E06° 05.98'	38	13	RCM7 # 900 (1)	16/10-95	31/10-95	Alt ok
N61° 48.40' E06° 05.45'	37	3	Sensordata 1005 (1)	16/10-95	31/10-95	Alt ok
N61° 48.40' E06° 05.45'	37	13	RCM7 # 183 (1)	16/10-95	31/10-95	Alt ok
N61° 48.17' E06° 05.64'	35	3	Sensordata A (2)	7/5-96	4/6-96	Alt ok
N61° 48.17' E06° 05.64'	35	13	RCM7 # 183 (2)	7/5-96	4/6-96	Alt ok
N61° 48.36' E06° 05.43'	35	3	Sensordata B (2)	7/5-96	4/6-96	Virket ikke
N61° 48.36' E06° 05.43'	35	13	RCM7 # 276 (2)	7/5-96	4/6-96	Har vært i bunnen.



Figur 3. Skisse av en strømrigg.

Måledyp

Det ble avtalt å måle strøm i 3 og 13 m dyp.

Måleperiode

Det var avtalt å måle strøm i to perioder på 2 uker, samtidig i de to måleposisjonene. En 2 ukers måleperiode strekker seg over en vanlig spring/nipp tidevannsperiode. En skulle derfor få med seg det meste av korttidsvariasjoner i strømmen forårsaket av tidevannet. Eventuelle langperiodiske variasjoner eller episodiske fenomen vil en imidlertid ikke nødvendigvis kunne oppdage med såpass kortvarige målinger.

5.1.2 Strømkorsmålinger

Metodikk

Ved 3 anledninger ble det foretatt strømkorsmålinger i området utenfor Ivahola. Disse ble utført ved å utplassere strømkorsene i ei tilnærma rett linje langs land, og så følge med og notere posisjon/tid underveis. Drivtida var typisk 1-3 timer. Resultatene benyttes til kvalitative vurderinger omkring strømningsmønster og eventuelle bakevjer.

Selve strømkorsene består av to 30 cm x 30 cm plastplater som låses fast i en stilling vinkelrett på hverandre. Dette gir godt strømfang. Strømkorsene var forbundet med overflatemarkøren med en 3 meter lang snor. Posisjoner ble avlest med 10-20 minutters mellomrom ved hjelp av en portabel GPS mottaker, med 10-20 m absolutt nøyaktighet, og enda bedre relativ nøyaktighet, slik at feilmarginene ved målingene var relativt små.

5.1.3 Hydrografimålinger

Instrument

En Sea-Bird Electronics STD-sonde (salinitet, temperatur og dyp) ble benyttet, denne registrerer 2 ganger i sekundet og lagrer internt.

Hydrografidata

Det ble gjort hydrografimålinger ved 6 anledninger. **Tabell 2** gir en oversikt over hydrografimålingene, sted, posisjon, dato og dyp, for disse målingene. Hydrografistasjonene er også inntegnet i **Figur 2**.

Tabell 2. Oversikt over hydrografimålingene. Det er gitt opplysninger om dato og hvor i fjorden målingene ble gjort. Tallet i parentes angir maksimalt dyp for hydrografimålingene.

Dato	St. 1	St. 2	St. 3
3/7-95	x (290)	x (250)	x (42)
4/9-95	x (290)	x (250)	x (50)
30/10-95	x (190)	x (250)	x (45)
26/3-96	x (280)	x (250)	x (42)
7/5-96	x (290)	x (220)	x (45)
4/6-96	x (270)	x (245)	x (48)

5.1.4 Oksygendata

Det ble tatt vannprøver for oksygenmåling i dypvannet på stasjon 1-3 samtidig med hydrografimålingene. Vannprøvene ble tatt med enten en Ruttner- eller en Niskin vannhenter.

Tabell 3 gir en oversikt over oksygenmålingene (dato, stasjon og prøvedyp).

Vannhenteren fires ned åpen, ved hjelp av en vinsj, slik at vannet fritt kan strømme gjennom. På ønsket dyp, sendes et lodd ned langs wiren. Loddet lukker vannhenteren når den treffer den.

Vannprøvene ble analysert ved Høgskulen i Sogn og Fjordane, avdeling for ingeniørutdanning. Oksygenverdiene ble beregnet ved hjelp av Winkler titrering.

Tabell 3. Oversikt over oksygenmålingene. Det er gitt opplysninger om dato og prøvedyp for hver stasjon.

Dato	St. 1	St. 2	St. 3
3/7-95	15 og 290m	150 og 245m	35 og 40m
4/9-95	154 og 290m	150 og 248m	35 og 45m
30/10-95	154 og 190m	150 og 248m	35 og 45m
26/3-96	150 og 290m	150 og 245m	35 og 45m
7/5-96	150 og 290m	150 og 245m	35 og 45m
4/6-96	150 og 290	150 og 245m	35 og 45m

5.1.5. Nedbørsdata

Nedbørsdata fra stasjon 5888 Sindre (Stryn) er innhentet fra DNMI. Dataene dekker perioden fra sommeren 1995 til sommeren 1996.

5.2 Resultater fra strøm- og hydrografimålingene

I dette avsnittet presenteres resultatene fra strøm- og hydrografimålingene.

5.2.1 Strømmålingene

Resultatene for rådata av strømmålingene er vist som figurer i Vedlegg A, **Figur 13** til **Figur 22**. Figurene viser tidsserier av strømhastighet og retning samt temperatur og salinitet, for hvert 10. eller 20. minutt. Det er også vist progressive vektordiagrammer, som viser fiktiv forflytning i østlig og nordlig retning.

Figurene av rådata viser at det var sørgående strøm som dominerer i området utenfor Ivahola deponiet, i alle måleperioder og dyp. Det var sterkere strøm i 3 m enn i 13 m dyp. Det var også sterkere strøm i periode 1 enn i periode 2.

Det halvdaglige tidevannet kan ikke umiddelbart gjenkjennes i tidsseriene. Det halvdaglige tidevannet kan ofte sees i strømdata fra fjorder som vekselvis inngående og utgående strøm med periode 12-13 timer.

I den første perioden var det en episode med avtakende temperatur og salinitet, i 13 m dyp på begge riggene, samtidig som det var sterk sørgående strøm. I denne perioden var det relativt mye nedbør (Vedlegg A, **Figur 26**).

For hver tidsserie er det blitt beregnet middelerverdier for fart og hastighet, middel temperatur, middel salinitet samt strømmens stabilitetsfaktor. Stabilitetsfaktoren er definert som absoluttverdien av middel strømvektor delt på middelerverdien for fart i midlingsperioden. Dette gir et tall mellom 0 (tilsvarer svært vekslende strøm) og 1 (tilsvarer ensretta strøm). De beregnede verdiene er gitt i **Tabell 4**.

Tabell 4. Statistiske resultater fra strømmålingene. Det er opplysninger om rigg nr. og periode, instr. nr, måledyp, middelværdi for strømstyrke, vektormidlet hastighet, netto strøms retning, middel temperatur, middel salinitet og strømmens stabilitetsfaktor (stab).

Periode	Instr. nr	Måledyp (m)	Gjennomsnittlig strømstyrke (cm/s)	Vektormidlet strøm (cm/s)	Vektormidlet strøms Retning g (°)	Temp (°C)	Salinitet (‰)	Stab
1	Sensordata S4,	3	6,44	3,67	146	10,50	-	0,57
1	RCM7 # 900,	13	2,59	0,83	166	12,88	30,03	0,32
1	Sensordata 1005	3	15,76	9,62	184	10,20	-	0,61
1	RCM7 # 183	13	2,81	0,51	142	12,87	29,67	0,18
2	Sensordata A	3	3,83	1,80	128	9,90	-	0,47
2	RCM7 # 183	13	2,11	0,44	144	7,90	31,47	0,21
2	Sensordata B	2	-	-	-	-	-	-
2	RCM7 # 276	13	1,63	0,31	131	7,90	30,58	0,19

5.2.2 Strømkors

Ved alle de 3 anledningene det ble gjort strømkorsundersøkelser, drev strømkorsene innover fjorden, langs land, i overensstemmelse med resultatene fra forankrete målingene.

5.2.3 Hydrografimålingene

Figur 23 til **Figur 25** i Vedlegg A, viser tidsutvikling i temperatur og salinitet i vannmassene på stasjon 1 til 3.

Innerst i fjorden (stasjon 3) var det et 5-6 meters tykt brakkvannslag (salinitet < ~25 ‰) sommeren/høsten 1995. Samtidig var saliniteten høyere enn 34 ‰ i bunnvannet. Utover høsten ble brakkvannslaget noe svekket, mens bunnvannet ble ferskere (31-32 ‰). Det vil si at stabiliteten i vannsøylen avtok. Våren 1996 var brakkvannslaget i overflaten mer eller mindre fraværende. Samtidig økte saliniteten i bunnvannet noe igjen.

Midt i fjorden (st. 2) og ytterst (st. 1) i fjorden utviklet brakkvannslaget i overflaten seg omtrent som innerst i fjorden. Også her varierte de dype vannmassene som innerst i fjorden, men variasjonene var mindre.

5.2.4 Oksygendata

Tabell 5 og **Figur 27** i Vedlegg A viser resultater fra oksygenmålingene. Oksygenmetningen lå mellom 74 og 94 % ved alle anledningene og kan betraktes som tilfredsstillende. En gang om høsten 95 og en gang om våren 96 steg oksygeninnholdet i sjøvannet. Dette gjaldt for alle dyp, unntatt stasjon 3 i 45 m dyp.

Tabell 5. Resultater fra oksygenmålingene. Det er gitt opplysninger om dato. For hver stasjon og måledyp er det gitt oksygeninnhold i mg/l og i parentes er oksygenmetning gitt i prosent.

Dato	Stasjon 1 (150 m)	Stasjon 1 (290 m)	Stasjon 2 (150 m)	Stasjon 2 (245 m)	Stasjon 3 (35 m)	Stasjon 3 (45 m)
3/7-95	8,2 (84)	7,7 (79)	7,7 (79)	7,4 (76)	7,1 (74)	7,3 (76)
4/9-95	8,4 (86)	8,0 (82)	8,3 (85)	7,8 (80)	7,5 (77)	7,3 (75)
30/10-95	7,7 (79)	8,2 (84)	7,8 (80)	9,0 (92)	8,3 (94)	8,3 (93)
26/3-96	7,9 (82)	7,6 (78)	7,6 (79)	7,5 (77)	7,7 (80)	7,7 (80)
7/5-96	8,0 (82)	7,9 (81)	7,7 (79)	7,7 (79)	7,3 (76)	7,4 (77)
4/6-96	8,6 (88)	8,8 (91)	8,3 (85)	8,8 (91)	8,9 (92)	7,2 (74)

5.2.5 Nedbørsdata

Figur 26 i vedlegg viser nedbørsdata fra stasjon 5888, Sindre, i strømmålingsperiodene. Dataene viser at det kom mye nedbør i oktober 1995, totalt kom det 401,5 mm nedbør. Normalen er 196 mm. I mai 1996 kom det 36,9 mm nedbør, normalen er 95 mm.

5.3 Vurderinger av resultat

5.3.1 Generelt om sirkulasjon i fjorder

De strømskapende effekter i en fjords overflatelag er: ferskvannstilførsel, vind og tidevann. Fordi disse faktorene har kort- og langperiodiske variasjoner av forskjellig styrke og fase, blir strømforholdene i det øvre lag ofte sterkt variable.

Ferskvann som tilføres en fjord vil drive utover fjorden i overflaten fordi det er lettere enn det underliggende vannet. Utstrømningen etableres på grunn av høyere vannstand innerst i fjorden som blir forsøkt utlignet av tyngdekraften. På vei utover fjorden vil ferskvannet rive (medrivning) med seg noe av det underliggende saltvannet og gradvis endre karakter til brakkvann¹. Dette forårsaker et lokalt masseunderskudd, som kompenseres med innstrømning (kompensasjonsstrøm) under det utstrømmende vannet. I en lang (titalls km) og bred (flere km) fjord vil en fra tid til annen se den kraftigste utstrømningen av brakt overflatevann på fjordens høyre side, sett innenfra. Dette skyldes jordrotasjonen, og er ofte nevnt som Coriolis effekten. Kompensasjonsstrømmen vil, av same grunn, ofte bli sterkest på fjordens venstre side, sett innenfra.

Fjorders spesielle geomorfologi med høye fjellsider gjør at de lokale vinder fortrinnsvis blåser på langs av fjorden, med retning inn eller ut av fjorden og ofte ganske varierende i styrke. Perioder med vind inn fjorden fører til oppstuing av vannmasser innerst i fjorden. Vind ut fjorden vil normalt øke utstrømningen i overflaten og medføre en lavere vannstand innerst i fjorden.

Tidevannssignalet i en fjord skyldes en periodisk tidevannsbølge som forplanter seg langs kysten utenfor. Når tidevannsbølgen passerer fjordmunningen, tvinges vannmassene innover ved stigende vann og utover ved fallende vann. Dette er den barotrope delen av tidevannet. Foruten det barotrope

¹ Brakkvann er definert som vann med salinitet mindre enn ~25

tidevannet dannes det også et indre tidevann (baroklint) i lagdelte vannmasser. Det indre tidevannet dannes over terskler og/eller andre undersjøiske rygger. Dette bidrar til blanding av vannsøylen.

5.3.2 Strømningsmønster

Strømningsmønsteret utenfor Ivahola deponiet er dominert av sørgående strøm (strøm inn fjorden). Strømstyrken øker i perioder med mye nedbør. Ivahola ligger på fjordens venstre side, sett innenfra. Strømriggerne har sannsynligvis stått i kompensasjonstrømmen det meste av tiden. Dette forklarer hvorfor det var sterkere strøm i oktober 1995 enn i mai 1996. I oktober 1995 var det mye nedbør (dobbelt så mye som normalen) mens det nesten ikke falt nedbør i mai 1996. I nedbørsrike perioder må kompensasjonsstrømmen også øke for å kompensere for vannet som rives med.

Det var ingen perioder med sterk vind da målingene pågikk, det vil si at effekten av vind ikke kan vurderes.

Tidevannstrømmene utenfor Ivahola ser ut til å være av liten betydning sammenlignet med ferskvannsavrenning.

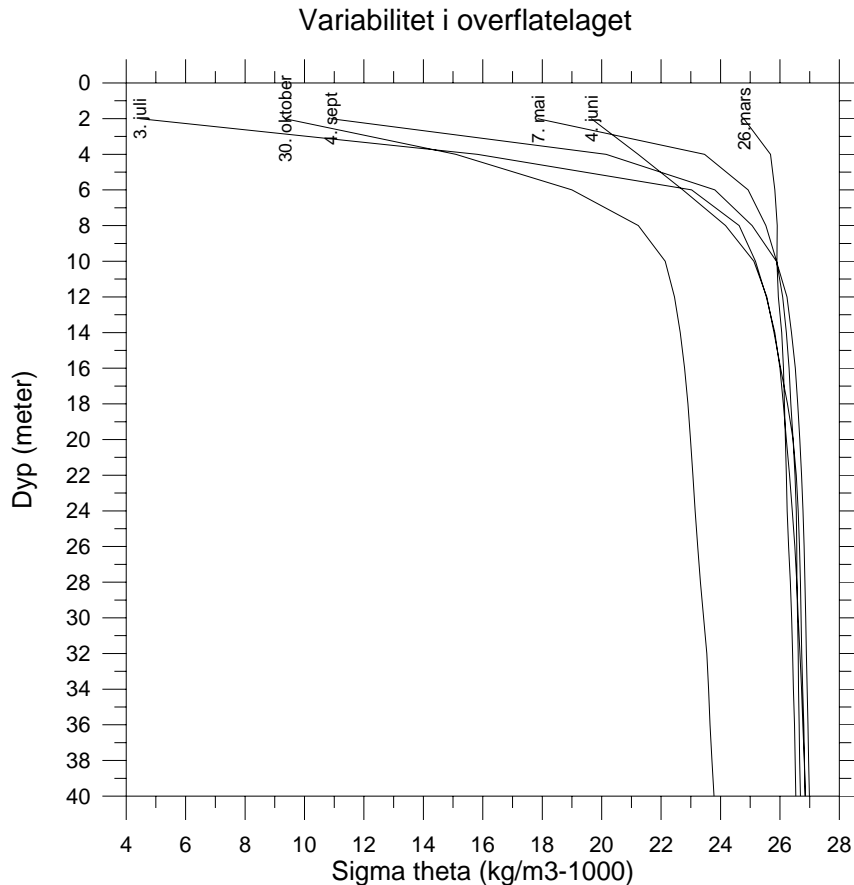
Det normale sirkulasjonsmønsteret i overflatelaget utenfor Ivahola vil variere med årstidene, eller først og fremst med årsvariasjoner i nedbør. Strømstyrker mellom de som var i oktober 1995 og mai 1996 er nok mer representative for en normalsituasjon, da nedbørssituasjonene var henholdsvis langt over og langt under normalen i de to måleperiodene.

5.3.3 Hydrografi og oksygen

Figur 4 viser densitets-profiler av de øverste 30 m fra stasjon 2, midt i fjorden. Figuren viser at en vinterstid kan ha lav stabilitet i fjordens overflatelag.

Utskifting og variabilitet av Gloppenfjordens overflatelag er sterkt korrelert med avrenning fra land.

Det er ingen topografiske hinder, hverken i form av innsnevring eller terskler som hindrer utveksling mellom vannet i Gloppenfjorden og vannet utenfor.



Figur 4. Densitets dybdeprofiler fra stasjon 2 (midt i fjorden). Figuren viser hvordan overflatelaget varierer i tetthet og tykkelse.

Det er ingen tegn til stagnerende vannmasser i Gloppenfjordens dypvann. Hydrografiske data (Vedlegg A, **Figur 23** til **Figur 25**), da også inkludert oksygendata (**Tabell 5** og **Figur 27** (Vedlegg A), tyder på at det er god utskifting av Gloppenfjordens bunnvann. I perioden mellom den 4. september og den 30. oktober endrer dypvannet karakter. Det samme skjer i perioden mellom den 7. mai og 4. juni 1996. Dette gjenspeiler seg også i oksygendata, som en økning i oksygeninnholdet etter at utskifting av dypvannet har funnet sted.

6. Teoretisk beregning av innlagringsdyp

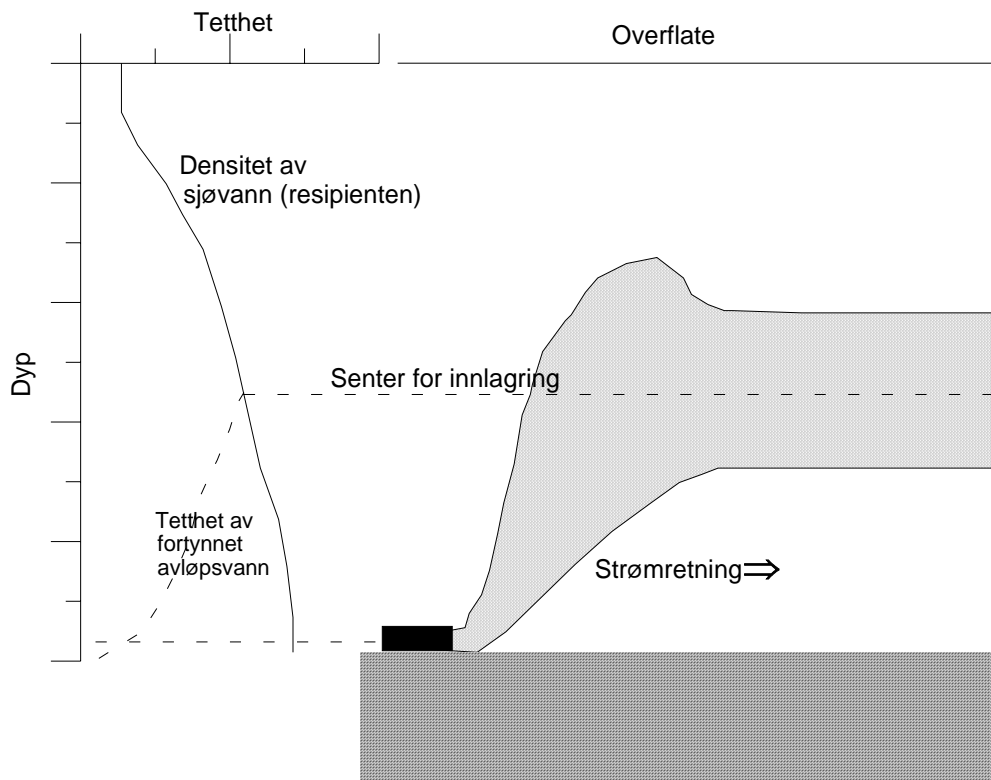
Det er planlagt å slippe ut sigevannet fra Ivahola avfallsplass som et neddykket utslipp. NIVA har utført modellberegninger for å finne teoretisk innlagringsdyp og fortynning av sigevannet. Her presenteres litt om metodikk (modell) og resultater.

6.1 Metodikk

6.1.1 Bakgrunn

Avløpsvann kan antas å ha samme egenvekt som ferskvann, og er dermed lettere enn sjøvann. Ved utslipp på dypt vann i en fjord vil derfor avløpsvannet straks stige opp mot overflaten mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Dermed øker både volumet og egenvekten av denne "blandingsvannmassen" mens den beveger seg oppover i vannsøylen. Hvis fjordvannet er lagdelt, dvs. det er lettere vann over tyngre vann, vil avløpsvannet ikke nå opptil overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (avløpsvann+sjøvann) etterhvert blir tilnærmet lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen og skyen av fortynnet avløpsvann begynner å bre seg horisontalt utover, mens den fortynnes videre. Vi sier at avløpsvannet innlagres. Dette er illustrert i **Figur 5**.

Fortynningen fram til avløpsvannet er innlagret og har "forbrukt sin energi" omtales oftest som primærfortynningen. Den videre fortynningen bestemmes i alt vesentlig av den turbulente blandingen i resipienten, og omtales som sekundærfortynning.



Figur 5. Illustrasjon av hvordan avløpsvann innlagres i en lagdelt vannmasse.

Modellberegningene ble utført med modellen **CORMIX**, som er utarbeidet av det amerikanske EPA og som anbefales for denne type beregninger (Baumgartner et al., 1994).

6.1.2 Data

Modellberegningene utføres for de 6 tilgjengelige hydrografiprofilene fra stasjon 2.

Årlig gjennomsnittlig drenering gjennom Ivahola avfallsplass er beregnet til 13.7 l/s (Soldal, Geofuturum, personlig samtale). Maksimale dreneringsverdier til 70 l/s, men da bare i korte perioder (målt under kraftig renvær).

Tabell 6 gir en oversikt over data som er brukt som "input" til modellen. Det er opplysninger om modellkjøring nummer, hydrografistasjon, strømhastighet i sjøen, utslippsmengde, utslippsdyp og rørdiameter.

Tabell 6. Data som er brukt som "input" til CORMIX modellen. Det er opplysninger om modell kjøring nummer, hydrografistasjon, strømhastighet i sjøen, utslippsmengde, utslippsdyp og rørdiameter.

Kjøring nummer	STD profil (Dato)	Strømhastighet (cm/s)	Utslippsmengde (l/s)	Utslippsdyp (m)	Rørdiameter (cm)
1	3/7-95	0,5	13,7	15	10
2	4/9-95	0,5	13,7	15	10
3	30/10-95	0,5	13,7	15	10
4	26/3-96	0,5	13,7	15	10
5	7/5-95	0,5	13,7	15	10
6	4/6-96	0,5	13,7	15	10
7	3/7-95	2,3	13,7	15	10
8	4/9-95	2,3	13,7	15	10
9	30/10-95	2,3	13,7	15	10
10	26/3-96	2,3	13,7	15	10
11	7/5-95	2,3	13,7	15	10
12	4/6-96	2,3	13,7	15	10
13	26/3-96	5	20	20	10
14	26/3-96	5	40	20	10
15	26/3-96	5	40	20	20
16	26/3-96	5	80	20	20

6.2 Resultater

Tabell 7 viser resultater fra modellkjøringene med CORMIX. Tabellen inneholder opplysninger om modellkjøring nummer, innlagingsdyp, senterfortynning (dvs. hvor mange ganger avløpsvannet er fortynnet med like deler sjøvann) ved nådd innlagingsdyp samt senterfortynning etter 100 meter horisontal spredning.

Tabell 7. Resultater fra innlagringsberegninger med CORMIX. Tabellen inneholder opplysninger om: kjøring nummer, innlagringsdyp, senterfortynning ved nådd innlagringsdyp (antall ganger sigevannet er fortynnet med sjøvann), og senterfortynning etter 100 m horisontal spredning.

Kjøring nummer	Innlagringsdyp (m)	Senterfortynning ved nådd innlagringsdyp (ganger)	Senterfortynning etter 100 meter horisontal spredning (ganger)
1	9	25	50
2	8	28	100
3	9.2	23	50
4	5.5	50	90
5	9	29	50
6	9.5	22	45
7	9	26	50
8	8	28	100
9	9.2	26	50
10	5.5	56	130
11	8.5	30	50
12	9.5	23	50
13	7	100	150
14	4	75	140
15	4	70	100
16	4	40	100

Modellkjøringene 1 til 6 simulerer utslipp i 15 meters dyp, med en strømhastighet på 0,5 cm/s i det omkringliggende vannet. Med andre ord en konservativ strømsituasjon. Utslippsfluksen ble holdt lik 13,7 l/s, som er årlig gjennomsnittsverdi. Rørdiameteren ble satt lik 10 cm. Med disse verdiene steg vannet maksimalt opp til 5,5 m dyp. Dette skjedde ved bruk av hydrografiprofil fra mars 1996, da stabiliteten i vannsøylen var lavest. Ved innlagring var vannet 50 ganger fortynnet. De andre hydrografiprofilene ga innlagring i 8 til 10 m dyp.

I modellkjøringene 7-12 forandres bare strømhastigheten til det omkringliggende vannet. Denne ble nå satt lik 2,3 cm/s, som er middelverdien for strømhastighetene målt i 13 meters dyp. Dette resulterte ikke i noen forandringer i beregnet innlagringsdyp, bare en noe høyere fortynning ved nådd innlagringsdyp.

Resten av modellkjøringene (13-17) ble gjort med hydrografiprofilen tatt i mars 1996. Dette ble gjort fordi det var størst sannsynlighet for oppstigning til overflaten i dette tilfellet. Utslippsdypet ble også forandret til 20 meter.

I modellkjøring 13 ble fluksen av sigevann øket til 20 l/s. Strømhastigheten til det omkringliggende sjøvannet ble satt lik 5 cm/s. Dette er høyere enn middelverdien, men ikke urealistisk for en situasjon med mer nedbør enn gjennomsnittet. Sigevannet ble nå innlagret i 7 meters dyp, med senterfortynning på 100 ganger.

I modellkjøring 14 ble fluksen sigevann øket til 40 l/s. Nå ble sigevannet innlagret i 4 meters dyp, med senterfortynning på 75 ganger. 4 m dyp var akkurat i sjiktet mellom sjøvann og brakkevann i mars 1996.

I perioder med høy fluks av sigevann er en rørdiameter på 10 cm gjerne i minste laget. Med en fluks på 40 l/s, blir da farten ut av røret ca. 5 m/s. I tilfelle 15 er rørdiameteren øket til 0.2 meter, dette gir en fart ut av røret på litt over 1 m/s. Også nå innlagres vannet i 4 m dyp, med en senterfortynning lik 70 ganger, dvs. noe mindre senterfortynning.

I tilfelle 16 ble fluksen av sigevann satt lik 80 l/s. Også nå ble vannet innlagret i 4 m dyp, med senterfortynning lik 40 ganger.

6.3 Vurderinger av resultat fra modellkjøringene

En rørdiameter på 10 cm, vil ha problemer med "å ta unna" sigevannet i perioder med mye nedbør, på grunn av friksjon i røret. En rørdiameter lik 20 cm ser ut til å være tilstrekkelig også i perioder med høy vannføring.

Modellbergningene viser at sigevannet, i tilfeller med gjennomsnittlige flukser, vil stige opp 5-8 meter og innlagres der, og videre spres horisontalt og fortynnes.

I tilfeller med lav stabilitet og høy fluks av sigevann (for eksempel regnvær etter en lang tørkeperiode), vil nok sigevannet kunne stige til overflaten, da spesielt med utslipp på 15 m dyp. Senkes utslippet til 20 m dyp reduseres faren for dette. En situasjon med høy fluks av sigevann og lav stabilitet i vannsøylen er en situasjon som bare vil være kortvarig, fordi ferskvannsavrenning vil bidra til å øke stabiliteten til sjøvannet.

7. Biotester sigevann

7.1 Metodikk

Det ble samlet inn sigevann fra bossplassen 31. oktober 1995. Det var da svært høy vannføring i bekken som fører sigevannet til sjøen. Vannet ble tatt med til laboratoriet der det ble kjørt biotestforsøk med tre ulike algearter som er vanlig forekommende i norske fjorder.

De artene som ble brukt, var kiselalgen *Chaetoceros wighamii* og flagellatene *Pseudopedinella pyriformis* og *Cryptomonas* sp.1. Disse artene er brukt i et forskningsprosjekt om virkning av tungmetaller på organismer. Artenes sensitivitet har vist seg å være svært forskjellige og av disse tre har *Pseudopedinella pyriformis* vist seg å være den mest sensitive arten. Sigevannet inneholder både vekstfremmende næringssalter og veksthemmende forbindelser som for eksempel tungmetaller. Dette samspillet mellom to faktorer som har helt motsatt effekt, kan i enkelte tilfeller gjøre det vanskelig å finne klare trender. For å kunne fange opp både vekstfremmende og veksthemmende effekter ble det benyttet planteplanktonalger med ulik sensitivitet overfor tungmetaller.

Sigevannet ble blandet med sjøvann i ulike konsentrasjoner. Den prosentvise innblandingen var som følger: 68, 34, 17, 8, 4, 2, 1 og 0,5 %. Sjøvannet var filtrert og pasteurisert dypvann fra Raunefjorden sør for Bergen med en salinitet på 34,1 ‰. Sigevannet var ikke behandlet på noen måte. Forsøket ble utført ved en salinitet på 11 ‰. Sjøvannstilsetningen var den samme for alle innblandingene. 68 % innblanding av sigevann besto bare av sigevann og sjøvann. Ved lavere prosentvis innblanding av sigevann ble det i tillegg til sigevann også tilsatt destillert vann for å opprettholde samme salinitet. Det ble også kjørt kontrollforsøk med bare sjøvann og destillert vann.

7.2 Resultat

Biomasseverdier i form av celler/l etter tre dagers vekst er vist i **Tabell 8**. *Chaetoceros wighamii* som har relativt lav sensitivitet overfor tungmetaller, viste klart at sigevannet har en viss eutrofierende effekt på det marine miljø, men denne effekten kunne bare påvises ved en sigevannsinnblanding fra 17 % og oppover. En svak eutrofierende effekt kunne kanskje også spores hos *Cryptomonas* sp.1. En slik effekt kunne imidlertid ikke sees på den mest sensitive arten overfor tungmetaller (*Pseudopedinella pyriformis*), og en kan derfor ikke se bort fra en viss veksthemmende effekt i sigevannet. Algen viste dårligst vekst ved en innblanding fra 1- 4 %, mens ved de høyeste prosentvise innblandingene av sigevann var veksten omtrent på samme nivå som kontrollen. Dersom effekten skyldes oppløste forbindelser i sigevannet skulle man forvente en viss økende effekt ved økende prosentvis innblanding av sigevann, men dette var ikke tilfellet.

Tabell 8. Cellekonsentrasjoner i millioner celler/l etter tre dagers vekst.

% Innblanding sigevann	<i>Chaetoceros wighamii</i>	<i>Pseudopedinella pyriformis</i>	<i>Cryptomonas sp.1</i>
68	126	56	46
34	105	66	33
17	102	52	32
8	64	42	34
4	68	18	30
2	79	25	29
1	68	11	31
0,5	80	43	18
kontroll	69	54	28

7.3 Vurdering av resultat

Resultatene av biotestene med sigevann etter kraftig nedbør viser ingen dramatiske effekter av veksthemmende forbindelser. De effektene en kanskje kan spore, synes helt marginale. En viss eutrofierende effekt ble påvist, noe som man må forvente ettersom sigevann generelt inneholder overkonsentrasjoner av næringssalter, men effektene kom til uttrykk bare ved en relativt høy prosentvis innblanding av sigevann (17-68 %). Resultatet synes å stemme bra med analyseresultatene av sigevannet som viser svært lave konsentrasjoner av totalt nitrogen (200-700 µg tot. N/l), sett i forhold til det som er vanlig i sigevann her i landet (17-250 mg tot. N/l (Hem 1994)). Man kan imidlertid ikke se bort fra lavere vannføring vil kunne medføre høyere konsentrasjoner av ulike forbindelser i sigevannet.

17-68 % innblanding tilsvare fortyninger på <3 ganger. Områder med så lav fortyning vil kun forekomme i den helt umiddelbare nærhet av utslippspunktet. Modellberegningene for et dykket utslipp viste en senterfortyning i innlagersdypet på 22-100 ganger. En vil med slike fortyninger ikke kunne forvente å få noen eutrofierende effekt av sigevannet ut fra resultatene av biotestene.

8. Påvekstalger i sigevannstrasé

8.1 Metodikk

Det danner seg tidvis et slimete belegg på berg i sigevannstraséen. Prøver for artsbestemmelse av alger ble samlet inn fra dette belegget i mai og juni 1996. Dette ble gjort ved ta avskrap fra berget og prøvene ble tatt med levende til laboratoriet for mikroskopisk analyse. Prøvene ble mikroskopert levende og artsbetemmelsen er gjort på habitus. Hensikten med undersøkelsen var å gjøre en innledende analyse av algesammensetningen for eventuell senere oppfølging.

8.2 Resultater

Det ble funnet mange ulike typer alger i belegget (**Tabell 9**). Det ble også registrert levende dyr. Typisk for algeforekomstene var betydelige forekomster av blågrønnalger (Cyanophyceae), en del grønnalger (Chlorophyceae) og mye kiselalger (Bacillariophyceae). Store forekomster av blågrønnalger tyder på relativt høy næringstilgang, noe som også indikeres ved forekomster av blant annet diatomeen *Fragilaria crotonensis*. Samfunnet var i tillegg klart preget av nedbrytere (bakterier), noe som er typisk for lokaliteter som er påvirket av forhøyet næringstilgang.

Tabell 9. Oversikt over algesammensetning i slimete belegg i sigevannstraséen.

Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae
<i>Anabaena</i> sp.	<i>Closterium</i> sp.	cf. <i>Fragilaria crotonensis</i>
<i>Chroococcus</i> sp.	<i>Cosmarium</i> spp.	<i>Navicula</i> spp.
<i>Oscillatoria</i> 6 µm	cf. <i>Cylindrocystis</i> sp.	<i>Tabellaria flocculosa</i>
Ubestemt trådformet 2 µm	<i>Netrium</i> cf. <i>digitus</i>	Ubestemte pennate diatomeer.
Ubestemte slimkolonier	<i>Oedogonium</i> sp.	
	<i>Spirogyra</i> sp.	
	<i>Staurastrum</i> sp.	
	<i>Tetmemorus</i> sp.	
	Ubestemte slimkolonier	

8.3 Vurdering av resultat

Algeforekomstene og forekomstene av nedbrytere i slimbelegget i sigevannstraséen viser at sigevannet er næringsrikt. Dette er i samsvar med de analyseresultatene som finnes av sigevannet, med verdier på 200-700 µg tot. N/l. Selv om verdiene er svært lave sett i forhold til sigevann generelt (17-250 mg tot. N/l), er konsentrasjonene forhøyede sett i forhold til naturlige vannforekomster. SFT sine kriterier for klassifisering av tilstand setter 250 µg tot. N/l som grensen mellom naturlig bakgrunnsnivå og forhøyede konsentrasjoner (Holtan & Rosland 1992). En verdi på 700 µg tot. N/l ville for eksempel gi tilstandsklasse IV - "dårlig". Forekomsten av et relativt variert algesamfunn tyder imidlertid på en relativt moderat effekt av uforynnet sigevannet både med hensyn til eutrofi og hemming.

Årsaken til at det danner seg et slimbelegg i sigevannstraséen, skyldes nok forekomstene av alger og bakterier som begge kan produsere slim. Svært mange av de algartene/slektene som ble påvist, er slimprodusenter og omgir seg med slim. Hos enkelte arter kan slimet ha en brungul farge, men den brungule fargen på slimbelegget i traséen kan også komme fra jernforbindelser i sigevannet. Sigevann inneholder generelt en god del jern.

9. Grunntvannsamfunn

9.1 Innledning

Undersøkelsen av grunntvannsamfunn har hatt som målsetning å avdekke eventuelle effekter av sigevann fra Ivahola avfallsplass på organismsamfunn i fjæra og ned til maksimalt 30m. Ellers har undersøkelsen hatt til hensikt å gi en beskrivelse av plante og dyrelivet på hardbunn i Gloppenfjorden.

Det er i hovedsak lagt vekt på å registrere forekomst av alger ettersom disse har vist seg å være bedre egnet enn fastsittende dyr for å kunne si noe om endringer både i naturlige og menneskeskapt påvirkninger.

Resultatene sammen med opprettelse av faste stasjoner i fjæra, er lagt opp slik at de vil kunne benyttes i eventuelle oppfølgende undersøkelser. Det ble lagt inn to ekstra fjærestasjoner inne ved Sandane for å kunne avdekke eventuelle endringer i overflatevannet vannkvalitet.

9.2 Materiale og metoder

Hardbunnstoktet ble fortatt i perioden 2-6 september 1996 av dykkende marinbiolog fra NIVA. Som assistent var en nyutdannet marinbiolog fra Universitet i Oslo.

Det er foretatt flere typer av innsamlingsmetoder som alle bidrar til en mer allsidig beskrivelse av forholdene i fjorden. Dataanalysene er også gjennomført etter vitenskapelig aksepterte metoder og de fleste registreringer er vedlagt. I **Tabell 23** (Vedlegg B) finnes en oversikt over artskodene og latinsk navn på alle artene som ble funnet under transektregistreringene og tilsvarende for rammeundersøkelsen finnes i **Tabell 24** (Vedlegg B). Vedlagt følger også et flytdiagram som viser hvordan hardbunnsdataene er oppbevart på NIVA.

Dykketransekt - Semikvantitative registreringer.

På 3 stasjoner ble det utført transektanalyser, hvilket innebærer at makroskopiske (> 1mm), fastsittende dyr og alger ble registrert langs et snitt, fra max. 30 m dyp og opp til overflaten ved hjelp av dykking. Dykkeren hadde telefonisk kontakt med en assistent på land. Assistenten foretar samtidig registrering av stasjonens fysiske karakteristika, posisjon (GPS) samt merking og fotografering.

I tillegg til hvilke arter ble også mengden av dem anslått etter følgende gradering:

- 1) enkeltfunn
- 2) spredt forekomst
- 3) vanlig
- 4) dominerende

Organismer som ikke kan identifiseres i felt, ble samlet inn og senere bestemt under lupe eller mikroskop. Et utvalg av de registrerte artene er konservert og blir oppbevart på NIVA. Bestemmelsene av alger blir gjennomgått (kvalitetssikret) av personer tilknyttet Universitetet i Oslo. Abiotiske faktorer som substrattypen og -helling, grad av nedslamming, horisontalsikt osv. ble også notert. Denne metoden har tidligere vært benyttet ved en rekke undersøkelser (f.eks. Pedersen *et al.*, 1989; Pedersen og Rygg, 1990; Fredriksen og Rueness, 1990) og den gir et godt bilde av de biologiske grunntvannsforsholdene.

Data fra alle transektskjema ble rutinemessig hver kveld, lagt på regneark og videre til databaser.

Rammeregistreringer

Ved hjelp av rammer analyseres artssammensetningen av alger og dyr på faste flater. Metoden er beskrevet i Bakke et al. (1984). NIVA benytter metoden rutinemessig i nesten alle sine hardbunnsundersøkelser i middels til beskyttede områder (bl.a. Kårstø 1981-89, Ranfjorden 1992-1993, Glomfjord 1991-92, Holandsfjorden 1991-92, Sunndalsfjorden 1987-88, Hisøy 1990-91).

Rammeregistreringer utføres vanligvis i 2 nivåer; ett i fjæra (nivå 1 = 0 m) og ett i sagtangbeltet like under fjæra (nivå 2 = 1-2 m). Ved slake flater og ved stor tidevannsamplitude samt noe mer eksponerte steder kan det være hensiktsmessig å legge ut et 3. nivå. Rammene har en størrelse på 150X60 cm og er inndelt i 90 ruter à 10X10 cm.

Rammene ble plassert på faste, markerte flater på fjellet (**Figur 31**). Dermed kan nøyaktig samme område bli undersøkt påfølgende år eller ved senere undersøkelser. Undersøkelsene ble gjennomført ved hjelp av en dykker med telefonforbindelse til assistent på land. Metoden innebærer en frekvensregistrering av alger og dyr i 30 på forhånd tilfeldig valgte ruter, hvilket gir et godt grunnlag for senere statistisk behandling. Innen hver av de 30 rutene ble tilstedeværelse av alger og dyr registrert. I de tilfeller hvor artsidentifisering var vanskelig eller umulig, ble prøver tatt med for mikroskopisk artsbestemmelse.

Alle data ble lagt inn på regneark (Excel) og gjennom et allerede operativt sett med dataprogrammer utviklet av NIVA, lagt inn på en database (Paradox).

Tidevannsjusteringer for sublittorale undersøkelser og transektregistreringer.

Tidevannsforskjellene i visse deler av landet kan være opp mot 3 m hvilket medfører at det dyp dykkeren registrerer en bestemt art på, vil kunne variere med 3 m avhengig av når i tidevannssyklusen observasjonen blir utført. Denne feilkilden er korrigert for i denne undersøkelsen og samtlige observerte dyp er justert opp mot høyeste høyvann (= 0 m).

Stasjonsbeskrivelser

Hver stasjon ble beskrevet fysisk. Det være seg eksponering, helling, himmelretning, ferskvannspåvikirkning, type fjell, etc. Videre ble data vind, regn, skyer, temperatur, secchidyp etc., for den bestemte dagens miljøforhold nedtegnet.

Bilddokumentasjon

Bilddokumentasjon er viktig i alle sammenhenger. Derfor ble det tatt video av et typisk transekt i Glommenfjorden. I tillegg ble det tatt undervannsbilder på flere stasjoner for å dokumentere forskjellige miljø og arter. Alle stasjonene ble også fotografert. Flere av bildene inngår i rapporten og samtlige vil være tilgjengelig på NIVA. Flere undervannsfotografier kan oversendes på forespørsel.

Analysér

Data fra hardbunnsundersøkelser framstilles på flere måter; artsantall, forekomst, artsmangfold (diversitetsindeks), jevnhet (evenness), 5 vanligste arter, artssammensetning, nedre voksegrense for opprette alger, dominansindeks og forhold mellom algegrupper. De fleste av disse analysene er utført i denne undersøkelsen. Samfunnsstrukturen med dens geografiske forskjeller, er testet og fremstilt ved hjelp av multivariate analyser (clusteranalyser, flerdimensjonal skalering, simulert ANOVA og SIMPER.)

Grunnleggende samfunnsparametre for de fleste typer undersøkelser.

- **Artsantall**

Artsantallet angir totalt antall plante- og dyrearter som ble registrert. De fleste organismene er identifisert til art. Flere små alger og dyr lar seg kun identifisere ved bruk av spesiell preparering. Disse er identifisert enten til slekt (f.eks. *Cladophora* sp. eller *Cladophora* spp. hvis flere arter kan være tilstede) eller som usikre identifikasjoner med cf. (konferer) foran det sannsynlige artsnavnet.

- **Forekomst**

Ved beregning av samfunnsindekser for transektregistreringene ble forekomsten (1-4) av hver art på hvert dypintervall summert slik at hver art fikk en forekomst pr. registrering. Forekomst i rammeundersøkelsene baserer seg på frekvensen av tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse (1/0) i de 30 rutene som blir undersøkt på hvert nivå.

- **Diversitet**

Et karakteristisk mønster hos de fleste biologiske samfunn er at de består av forholdsvis få arter som er vanlige og et større antall som er mer sjeldne. Den vanligst benyttede måten å beskrive dette mangfold på er å bruke Shannon - Wieners diversitetsindeks (H) (Shannon & Weaver, 1963). Indeksen baserer seg på artsantall og tetthet av de enkelte arter og høy diversitet indikerer stort mangfold. NIVA benytter en modifisert Shannon - Wieners diversitetsindeks - H_a .

- **Jevnhet**

Denne parameteren indikerer separat den siste av de to samfunnsegenskapene som diversiteten er en funksjon av : "fordelingen av individer på de forekommende artene". Høye verdier for jevnhet indikerer jevn forekomst alle artene, mens lave verdier indikerer at bare et fåtall arter har høy forekomst.

Ved å sammenligne artsantall, diversitet og jevnhet for en rekke stasjoner kan en få et begrep om diversiteten er mest avhengig av artsantallet eller av jevnhet i fordelingen av de artene som finnes.

- **Dominansindeks.**

Dominans defineres som tetthet av en art a i prosent av den totale sum av artenes tetthet. Høye verdier indikerer et samfunn dominert av en art. Tetthet av en art a defineres i denne sammenheng som det gjennomsnittlige antall ruter hvor arten forekommer. Den største dominans for en art defineres som dominansindeks.

- **Multivariate analyser**

For å anskueliggjøre en forskjell i artssamfunnene mellom stasjonene, ble det benyttet multivariat-analysene 'Cluster' og MDS (Non-Metric Multi Dimentional Scaling).

Cluster-metoden vil i prinsippet forsøke å finne "naturlige grupperinger" av prøver slik at prøver innen en gruppe er mer like enn prøver i andre grupper. Metoden er nærmere beskrevet i Clifford & Stephenson (1975).

Før databearbeiding ble alle datasett rot-transformerte. Cluster og MDS-analysene tar utgangspunkt i en likhetsmatrise (similaritetsmatrise) og det er benyttet 'Bray-Curtis indeks' til beregning av denne matrisen. I clusteranalysen er 'Hierarchical agglomerative'-metoden benyttet og dendrogrammet ble fremstilt ved 'Group average linking'. Videre er en rangert similaritetsmatrise benyttet til MDS.

MDS forsøker å konstruere et "kart" i et visst antall dimensjoner (her 2-dimensjonalt) ved å benytte informasjon i form av "det er kortere avstand mellom prøve 1 og 4 enn mellom 1 og 3". Avstandene i mm mellom forskjellige prøvepar i et MDS-plott tilsvarer graden av forskjell mellom prøvene. Alle prøver testes mot hverandre (Kruskal & Wish 1978).

En stressfaktor beregnes etter hvor god tilpasning det er mellom similaritetsmatrisen og hvordan avstandene mellom prøvene er framstilt i plottet. Stressfaktoren betegner korrelasjonen mellom similaritet og plott etter følgende kriterier:

Stress < 0.05	plottet gir en <u>utmerket</u> representasjon av sammenhengen.
< 0.1	plottet gir en <u>god</u> representasjon av sammenhengen
< 0.2	plottet gir en <u>antydningmessig</u> representasjon av sammenhengen. Plottet vurderes med forsiktighet.
< 0.3	plottet gir en <u>noe bedre enn tilfeldig</u> representasjon av sammenhengen mellom prøvene.

For å teste om MDS-plottet gir signifikante forskjeller mellom prøver, benyttes en test kalt ANOSIM (Analysis of Similarities). Anosim er en test basert på permutasjoner (Monte Carlo-metoden (Hope 1968)) og setter ingen betingelser for "likhet i varians", noe som er en betingelse for ordinære multivariationsanalyser.

SIMPER er et annet program som tester ut hvilke arter som karakteriser grupper av stasjoner og hvilke arter som er bestemmende for forskjell mellom gruppene.

Dataflyt og datalagring

Alle data foreligger på standardiserte skjema som rådata. Videre foreligger samme data på Excel-skjema som førstegangs kvalitets sikret. Etter førstegangs kvalitetssikring ble alle data lagt inn på en Paradox-database. **Figur 28** i vedlegg B viser et flytdiagram for alle NIVAs hardbunnsundersøkelser.

Andre innsamlinger på hardbunnstoktet

Det ble også samlet inn prøver til internt finansierte NIVA-prosjekter.

På 3 stasjoner ble det tatt prøver av O-skjell (*Modiolus modiolus*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) til analyser på tungmetaller. Forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller er et vanlig problem i forbindelse med sivevann fra søppelfyllinger. Det ble derfor i utgangspunktet forsøkt å samle inn blåskjell (*Mytilus edulis*) til disse analysene, men selv om forekomsten av blåskjell var betydelig, var skjellene for små. Derfor ble de erstattet av O-skjell som karakteriserer et noe dypere vannlag (ca. 10m) enn hva blåskjell gjør (overflaten).

O-skjell vil også bli analysert for organotinn-forbindelser som en orienterende undersøkelse.

9.3 Stasjonsnett

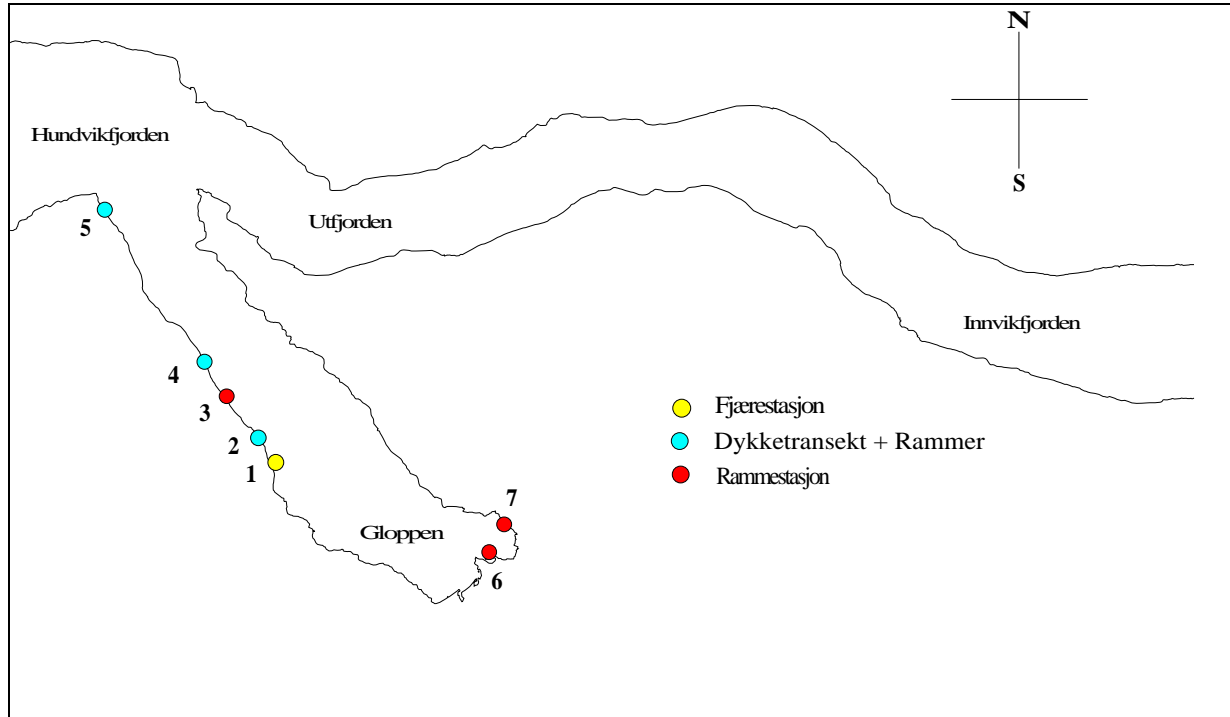
Ettersom hovedmålsettingen med undersøkelsen var å påvise eventuelle effekter av sivevann fra Ivahola avfallsplass, ble de fleste stasjonene lagt i nærområdet til avfallsplassen. Det viste seg at hardbunns-lokalitetene her var svært like noe som også tilstrebes for å bedre sammenligningsgrunnlaget.

Stasjonene ble lagt i en avstandsgradient utover fjorden. Den ytterste stasjonen nær Hestenes var tenkt som en referansestasjon. Ellers er strandlinjen i hele fjorden undersøkt fra båt for å gi en subjektiv vurdering av strandlinjens eutrofigrad (overgjødslingsgrad).

Det ble opprettet flere typer stasjoner:

- Transektstasjoner - Registrering av alger fra fjæra og ned til max. 30m.
- Rammestasjoner - Registrering av alger og dyr i et rutemønster i fjæra (0 og 1m dyp).

Figur 6 viser plassering av hardbunnsstasjonen i fjorden. Posisjonen er tatt med GPS. I Vedlegg B finnes fotografier av alle hardbunnsstasjonene **Figur 29** til **Figur 35**.



Figur 6. Hardbunnsstasjoner i Gloppenfjorden.

9.4 Resultat og diskusjon

De resultatene som er framstilt i dette kapitlet gjengir typiske trekk ved de stasjoner som er undersøkt i fjorden. I tillegg er det tatt med en subjektiv framstilling av fjordens eutrofigrad (overgjødslingsgrad) basert på en visuell inspeksjon av hele fjordens strandlinje.

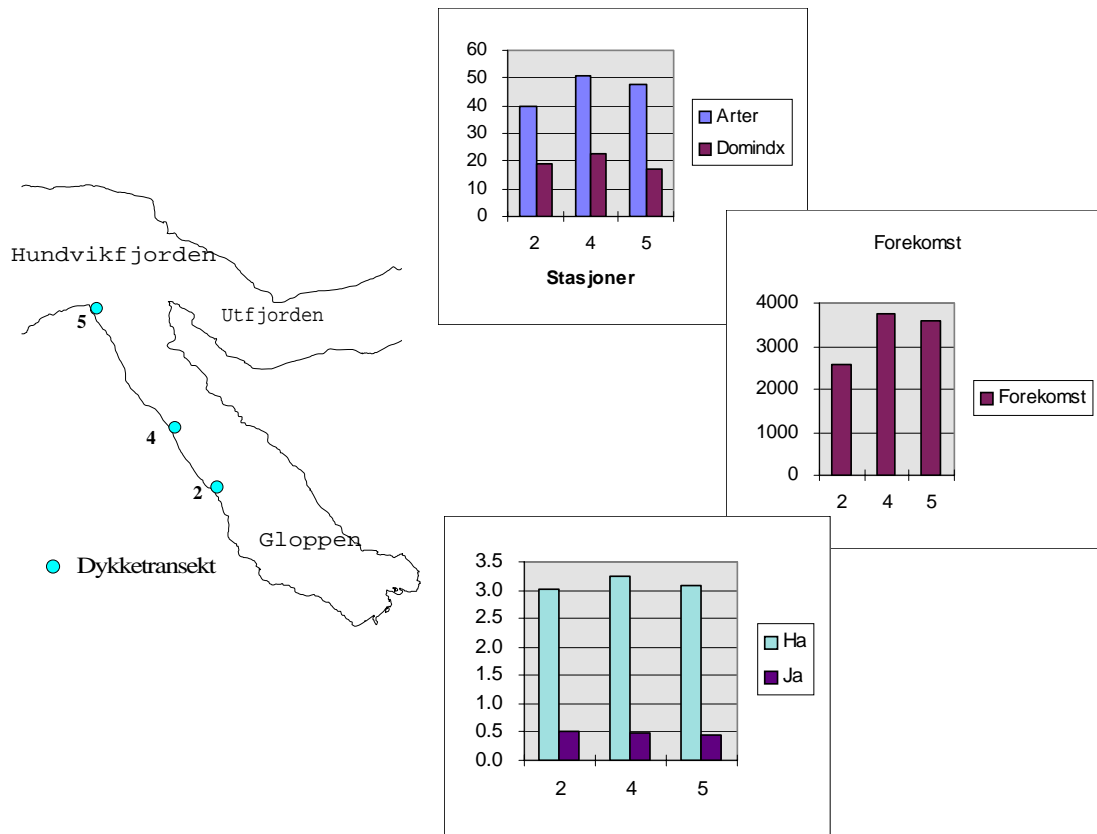
Transektanalyser

Transektanalysene ble utført på 3 stasjoner på vestsiden av fjorden. Hensikten var å dokumentere eventuelle effekter av sigevannet fra fyllplassen. Resultatene fra disse transektene viser at det ikke kan dokumenteres effekter av sigevannet på organismsamfunn fra fjæra og ned til 25 m (maksimalt dykkedyp i denne undersøkelsen). Vegetasjonen på den innerste stasjonen var tydelig påvirket av nedbeiting fra sjøpinnsvin (kråkeboller). På den ytterste stasjonen var ikke dette tilfelle. Alle transektstasjonene hadde en algevegetasjon som en kan forvente i en fjord av denne typen.

Alle primærdataskjema finnes i Vedlegg B (**Tabell 19**, **Tabell 20**, **Tabell 21**). Oversikt over alle arter som ble funnet finnes i Vedlegg B, **Tabell 23**.

Figur 7 viser at antall algearter var relativt likt på alle stasjonene. Stasjon 4 hadde det høyeste antall arter, høyest forekomst og mangfold. Stasjon 4 og 5 var forholdsvis like mens stasjon 2 var kjennetegnet med lavere verdier for de samme indekser. Dette kan forklares ved at all vegetasjon og tildels fauna var nedbeitet av sjøpinnsvin på stasjon 2 (Vedlegg B, **Figur 37**). Tatt i betraktning en betydelig grad av nedbeiting som ble registret på stasjon 2 (Vedlegg B, **Tabell 19**), ble det totale antall registrerte alger på stasjonen forholdsvis høyt (40). Forekomsten var derimot tydelig lavere på denne stasjonen enn på de andre to, forårsaket av nedbeiting. Nedbeiting fra sjøpinnsvin skyldes naturlige svingninger i økosystemet og kan ikke tilskrives endringer i forurensningstilstand. De fem vanligste

artene som ble funnet på hver stasjon er vist i **Tabell 10**. Den mest dominerende arten som forekom på alle stasjoner hadde en skorpeformet vekst. Spesielt på stasjon 2 som også var nedbeitet fra 10-20 m, vil slike alger komme tilsyne og dermed dominere forekomsten. De 5 vanligste artene på stasjon 2 hadde alle skorpe- eller hinne-lignende vekst på fjellet. Forekomst av opprette alger økte utover til stasjon 5.



Figur 7. Antall arter, relativ forekomst, mangfold (Ha) og jevnhet (Ja) på 3 dykkestasjoner i Gloppenfjorden.

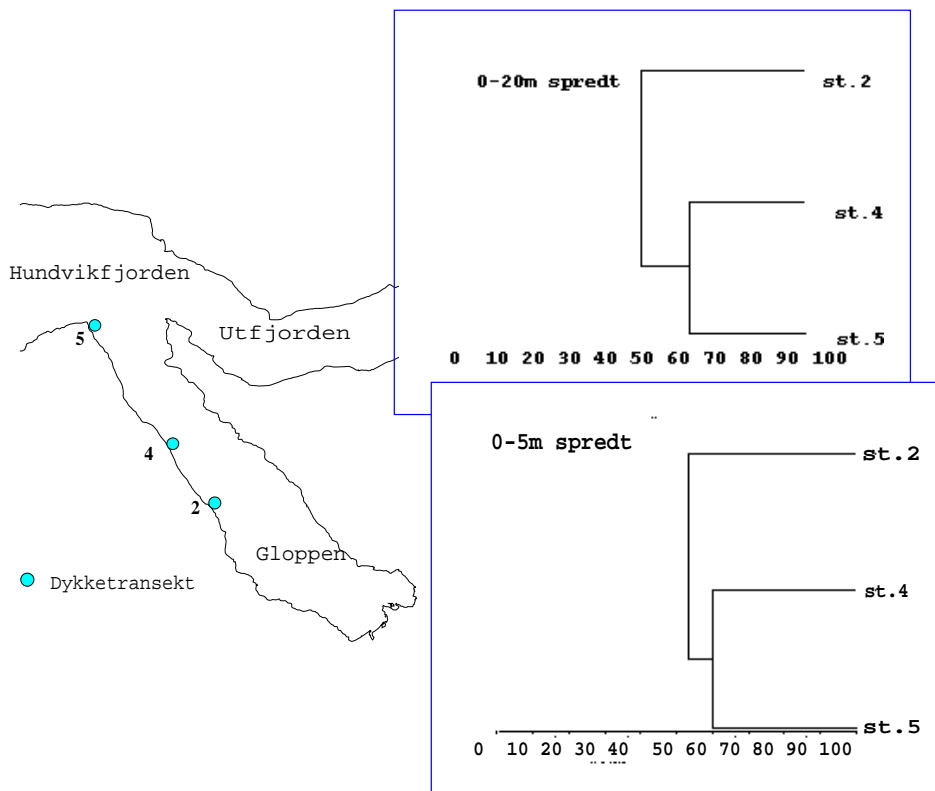
Tabell 10. De 5 vanligste artene som forekom på hver av dykketransektene. e=skorpeformet, R=rødalger, B=brunalger.

Stasjon 2		Stasjon 4		Stasjon 5	
Brunskorpe	eB	Rugl	eR	Rugl	eR
Rugl	eR	Brunskorpe	eB	Røddlo: 2n	R
diatome-kjede på fjell	e	Gaffelgrenet havpryd	R	Aspargesalge n	R
Fjæreblod	eR	Grisetang	B	Gaffelgrenet havpryd	R
Brunbendel 2n	eB	Brunbendel 2n	eB	Bred vortesmukk	B

På alle stasjoner var algevegetasjonen over 5 m dyp velutviklet, men et betydelig blåskjellnedslag (Vedlegg B, **Figur 38** og **Figur 39**) dekket over nesten all flora og fauna rundt 3 m dyp. På stasjon 4 dekket sjøpungen *Ciona intestinalis* fjellet på ca. 10 m dyp (Vedlegg B, **Figur 40**). I enkelte eutrofe fjorder kan denne sjøpungen opptre i betydelige forekomster da den er en opportunist som slår seg rask ned og koloniserer ledige arealer. Dette betyr ikke at Gloppenfjorden er sterkt eutrofiert. Sjøpungen kan opptre sporadisk i store mengder uten at dette kan relateres til forurensning (Dybern 1963, 1965, 1967 (sitert i Green 1979)). Stasjon 4 bar spor av å ha vært utsatt for nedbeiting fra sjøpinnsvin og sjøpungen som er en opportunist kan ha dratt nytte av dette.

Av andre særtrekk ved stasjon 2 kan nevnes en høy forekomst av pigghuder (Vedlegg B, **Figur 37**, **Figur 43**, **Figur 44** og **Figur 45**) fra 4 m og ned til ca. 20 m samt et dominerende nedslag av blåskjell rundt 3 m dyp. Stor forekomst av rødalger karakteriserte stasjon 5, sannsynlig vis grunnet fravær av sjøpinnsvin.

Forskjellen mellom stasjonene er vist i **Figur 8**. Figurene representerer alle algearter som forekom minimum spredt på et eller flere dyp i de to intervallene 0-20 m og 0-5 m. Intervallene ble delt opp slik for å undersøke om de nedbeitete områdene ville komme til uttrykk i samfunnsanalysen. Figuren antyder at det var større forskjell mellom stasjon 2 og de andre to hvis vi inkluderte vegetasjonen under 5 m (50 % ulik). Dette skyldes større sjøpinnsvinbeiting på stasjon 2 enn på de andre stasjonene. Det kan høyst sannsynlig ikke settes i sammenheng med effekter fra sivevann.



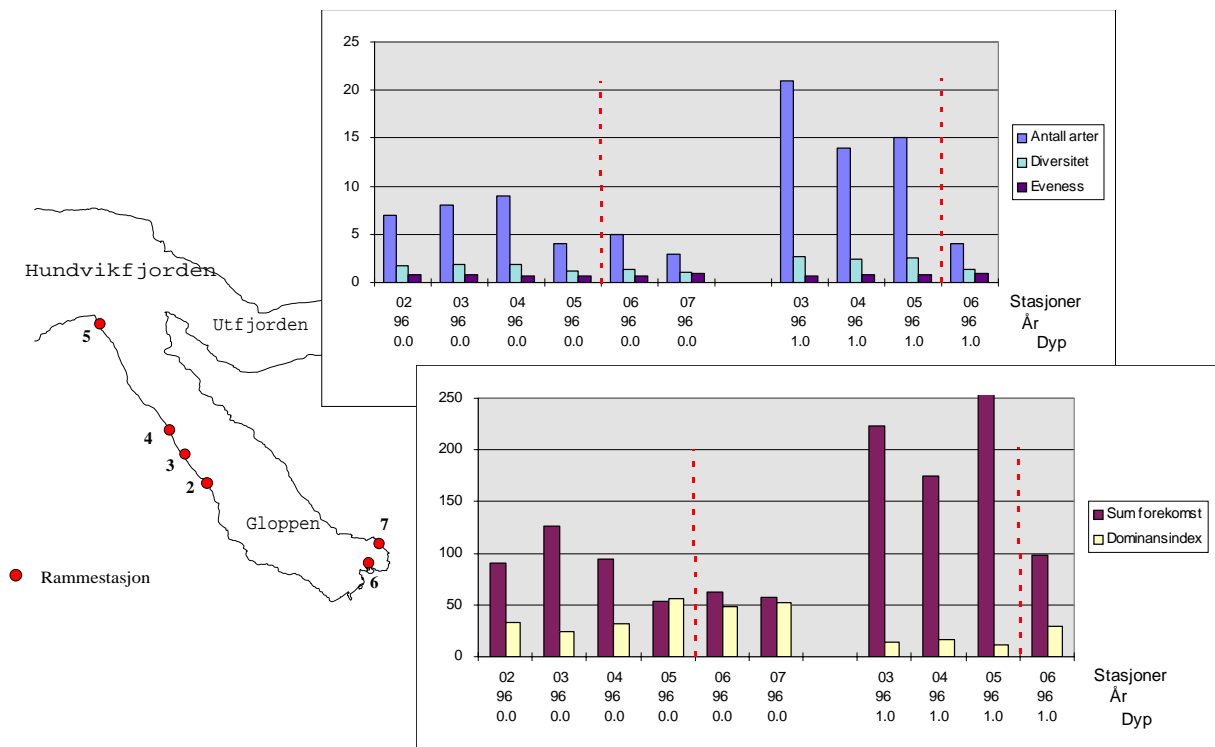
Figur 8. Dendrogrammet viser grad av likhet/ulikhet mellom stasjonene. I de to dypintervallene 0-20m (øverst) og 0-5m nederst, inngår alle arter som forekom minimum spredt i et av dypintervallene.

Rammeundersøkelser

Rammeundersøkelsene er lagt opp slik at de kan si noe om de alge- og dyresamfunn som vokser i fjæra. Vi registrerer bare fastsittende organismer og slike organismer vil ikke kunne unnsnippe i tilfelle forholdene i sjøens overflatelag skulle forverre seg. Endringer i organismsamfunn i fjæra vil derfor fortelle oss endringer i vannkvaliteten.

Rammeundersøkelsene i Gloppenfjorden kunne ikke påvise effekter av sigevann fra fyllinga, men det ble tydelig avdekket klare eutrofi-effekter ved de to innerste stasjonene ved Sandane, stasjon 6 og 7 (**Figur 6** og Vedlegg B, **Figur 34** og **Figur 35**).

Resultatene viser tydelig at øvre nivå - 0 m har tydelig færre arter enn nedre nivå - 1 m (**Figur 9**). Forekomst eller tettheten av alger er større i nedre nivå enn i øvre.



Figur 9. Antall arter, mangfold (diversitet Ha), jevnhet (Ja) i øvre figur samt sum relativ forekomst og dominansindeks i nedre figur, på alle 6 rammestasjoner i 0 m dyp og 4 rammestasjoner i 1m dyp. En rød strek mellom stasjon 5 og 6 representerer skille mellom påvirkete stasjoner og ikke påvirkete.

I øvre nivå virket det som om stasjon 2, 3 og 4 var frodigere enn de andre stasjonene. De hadde flest arter og forekomsten/tettheten av algene var større på disse stasjonene enn på de andre. Øvre nivå på stasjon 5 hadde tilsvarende indekser som de indre stasjonene 6 og 7.

På stasjon 6 og 7 i øvre nivå dominerte dverg-tarmgrønske (*Blidingia minima*), mens den vanligste grønnalgen som ble funnet på de andre stasjonene var vanlig grønnndusk (*Cladophora rupestris*) som ikke dominerer på eutrofe steder. Stort nedslag av blåskjell (*Mytilus edulis*) på stasjon 5 bidro til større dominans og færre arter i øvre nivå. Derfor kan den i utgangspunktet virke lik stasjonene 6 og 7 (**Figur 9**), mens den egentlig er svært forskjellig fra disse stasjonene. Ut fra indeksene i **Figur 9** og fra artssammensetningen i **Tabell 2**, kan en slutte at stasjonene 6 og 7 er påvirket av forhøyede nærings salt-konsentrasjoner.

I nedre nivå var det den indre stasjonen 6 som skilte seg fra de andre stasjonene. Antall arter, sum forekomst og mangfold var mindre, mens dominansindeksen og tildels jevnhet var større. Dette indikerer mindre gunstige forhold på nedre nivå på stasjon 6 enn på de andre. En må ta visse forbehold med hensyn til helningen på substratet. De ytre stasjonene var brattere enn stasjon 6 i nedre nivå.

Nedre nivå på stasjonene 3, 4 og 5 var tydelig preget av blåskjellnedslag. Stasjon 3 hadde større forekomst av grønnalger enn de utenforliggende stasjonene. Et høyt artsantall og liten dominans skilte dem derimot fra stasjon 6.

Tabell 11. De 5 vanligste arter som ble registrert i fjæra. Grønnalger er uthevet.

Øvre nivå = 0m

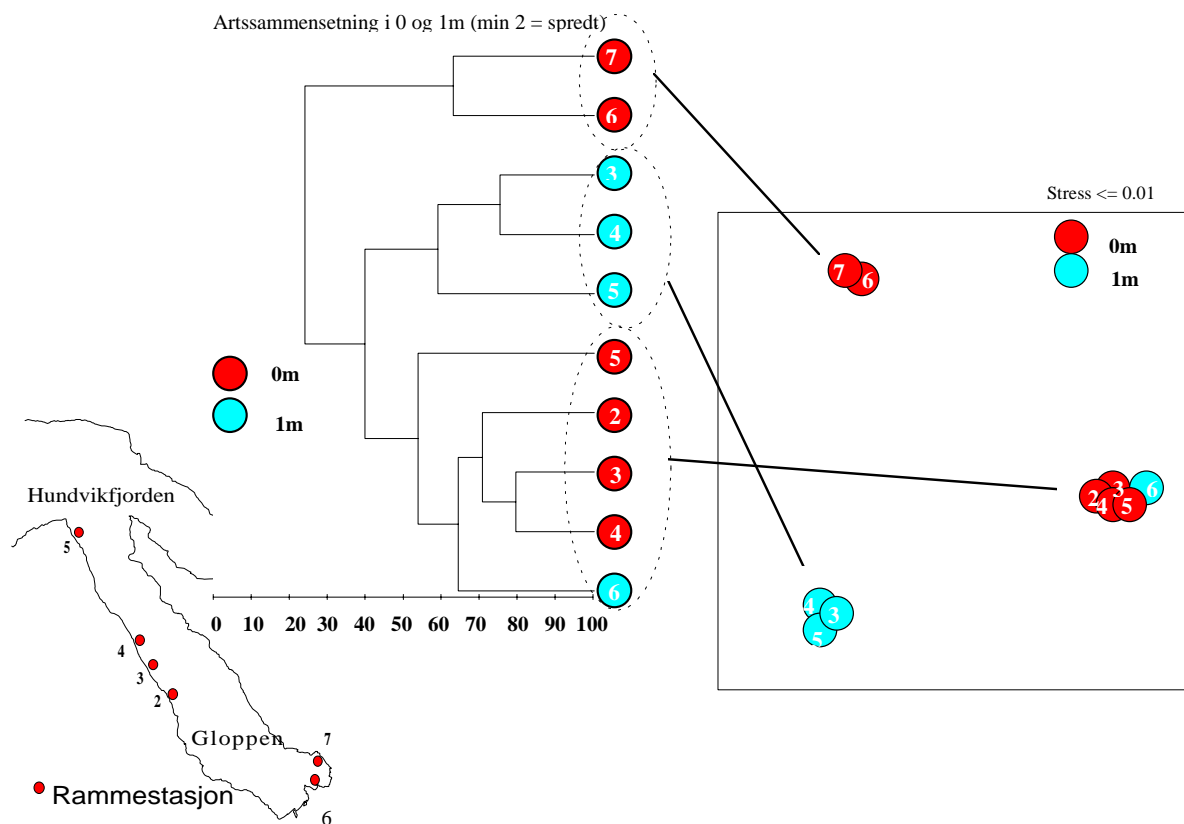
Stasjoner	2	3	4	5	6	7
De 5 vanligste artene	Fjæreblod Grisetang Grønnndusk Tang (<i>Fucus</i> sp) Tarmgrønske	Fjæreblod Grønnndusk Tarmgrønske Tang (<i>Fucus</i> sp) Grisetang	Fjæreblod Grisetang Grønnndusk Strandsnegl Tang (<i>Fucus</i> sp)	Fjæreblod Grisetang Sagtang Blåskjell Rugl	Dverg-Tarmgrønske Krypstråd Tang (<i>Fucus</i> sp) Blåretang Fjæreblod	Dverg-Tarmgrønske Tang (<i>Fucus</i> sp) Fjæreblod Blåskjell Dverg-Tarmgrønske

Nedre nivå = 1m

Stasjoner		3	4	5	6	
De 5 vanligste artene		Fjæreblod Blåskjell Tarmgrønske Grønnndusk Krypstråd	Blåskjell Rugl Fjæreblod Tang (<i>Fucus</i> sp) Grisetang	Fjæreblod Blåskjell Tarmgrønske Grisetang Rekeklo	Fjæreblod Tarmgrønske Grønnndusk Grisetang Dverg-Tarmgrønske	

En multivariat analyse av rammeregistreringene er framstilt i **Figur 10**. Her inngår alle alger og dyr som er funnet i minimum 3 ruter i øvre eller nedre nivå. Både dendrogrammet til venstre og MDS-plottet til høyre viser at artsammensetningen og frekvens forekomst skiller stasjonene i 3 grupper. Øvre nivå og nedre nivå skiller seg i klare grupper. Unntaket er nedre nivå på stasjon 6 som er mer lik artssammensetningen på øvre nivå på stasjonene 2, 3, 4, og 5, enn nedre nivå på de samme stasjonene. Dette kan henge sammen med at nedre nivå på stasjonene 3, 4 og 5 er noe brattere i forhold til helningen på nedre nivå på stasjon 6. Dermed vil rammen nå dypere ned og dermed registreres endel andre arter på de ytre stasjonene.

Den siste gruppen består av øvre nivå på stasjonene 6 og 7. De er mest ulik alle andre stasjoner og grupperes sammen først på 20% likhet (se dendrogrammet **Figur 10**). Artssammensetningen på stasjon 6 og 7 bar tydelig preg av overgjødning (**Tabell 11**).



Figur 10. Artssammensetningen på rammestasjonene fremstilt i et dendrogram som viser grad av likhet mellom stasjoner og nivåer og den samme representert i et todimensjonalt MDS-plott. Se under Materiale og metoder (side 29) for ytterligere forklaring.

Det er i tillegg til ovennevnte analyser utført en simulert ANOVA for å kunne teste om på forhånd definerte grupper av stasjoner er signifikant forskjellig fra hverandre. I utgangspunktet ble følgende gruppering valgt:

- Gruppe 1 - øvre nivå av stasjonene 2, 3, 4 og 5
- Gruppe 2 - nedre nivå av stasjonene 3, 4, og 5
- Gruppe 3 - øvre nivå ved stasjonene 6 og 7
- Gruppe 4 - nedre nivå på stasjon 6.

Resultatet av testen (**Tabell 12**) kan i etterhånd sammenlignes med plottet i **Figur 10**. Her representerer gruppen 1 og 3 som de samme gruppene det er testet for. Stasjon 6 var i utgangspunktet skilt ut fra gruppe 2 i en egen gruppe.

Tabell 12. Enveis simulert ANOVA (5000 permutasjoner)

Grupper	Permutasjoner	Signifikante H ₀	Signifikantnivå
1 mot 2	35	1	2.9 %
1 mot 3	15	1	6.7 %
1 mot 4	5	2	40 %
2 mot 3	10	1	10 %
2 mot 4	4	1	25 %
3 mot 4	3	1	33 %

Grunnet få prøver innen hver gruppe kunne en bare teste signifikante forskjeller mellom gruppe 1 og 2. Gruppene 1 og 3 var signifikant forskjellig på 6.7 % nivå.

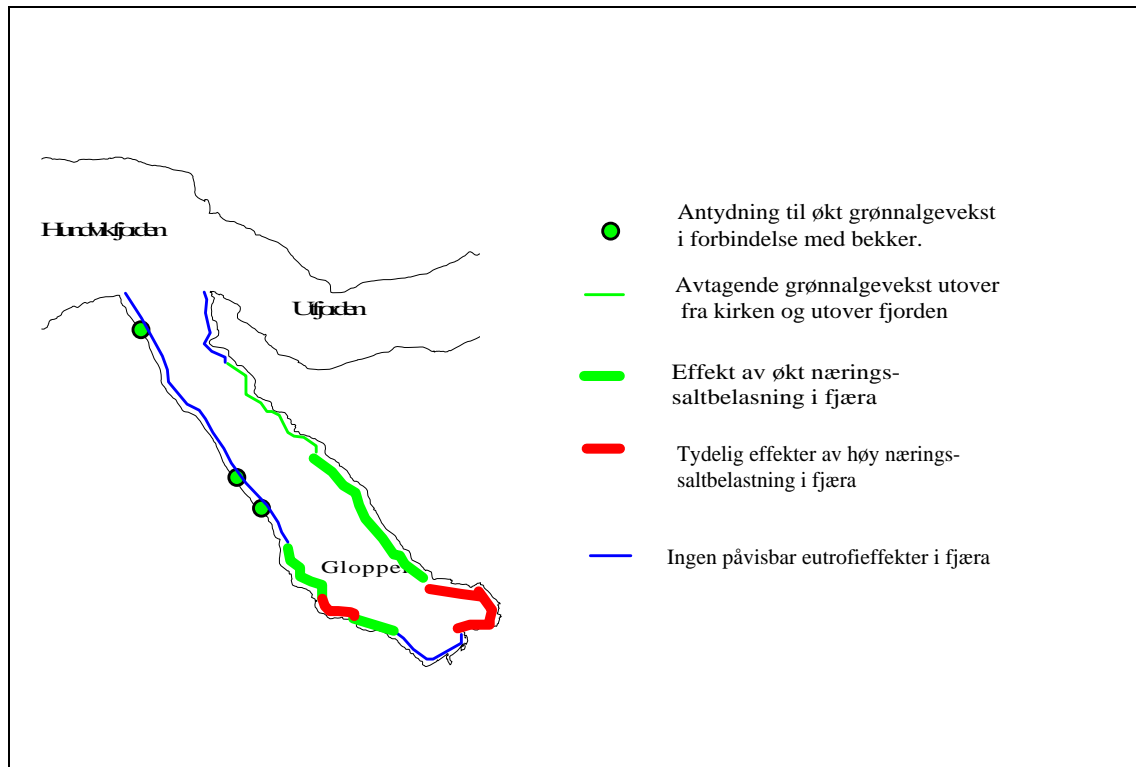
De artene som forårsaket forskjellen mellom gruppene er fremstilt i Vedlegg B, **Tabell 22**.

Fjordens generelle eutrofigrad

Hele fjorden ble undersøkt fra båt for registrering av overgjødningssymptomer i strandlinjen. En økt forekomst av grønnalger kan være symptomer på overgjødning. Derimot er det flere naturlige miljøfaktorer som i utgangspunktet også favoriserer vekst av hurtigvoksende grønnalger. Spesielt i fjorder må en ta i betraktning en komplekst sammensatt såkalt "fjordeffekt" (ferskvannsstress, nedslamming, partikkelskuring, redusert lystilgang, liten vannutveksling, minimale dragkrefter i vannsøylen, etc.). En lik effekt vil klart ha innvirkning på algers og dyrs utbredelse. Fjordeffekten kan favorisere økt forekomst av grønnalger og det kan derfor være vanskelig å skille fjordeffekten fra forurensningseffekter.

Gloppenfjorden er en typisk fjord med mye ferskvannstilsig innerst i fjorden. Nå vil høyst sannsynlig Breimsvatnet fungere som en sedimentfelle for mye av partiklene som kommer fra fjellheimen. Fjorden var da heller ikke så nedslammet som en skulle forvente med det store nedslagsfeltet og så nært breheimen.

Fjordeffektene i Gloppenfjorden er ikke årsak til den store overrepresentasjonen av grønnalger i fjæra og en kan derved slutte at deler av fjorden bærer preg av overgjødning. Langs vestsiden av fjorden fra Sandnesodden og ut til Hestenes ble det ikke observert noe tegn på overgjødning. På 3 punkter i forbindelse med utløp fra en liten elv og to bekker, ble det observert noe økt grønnalgevekst (**Figur 11**). Dette er naturlig i nærheten av bekker og elver. Fra Sandnesodden og innover til kirken ved Rygg, ble det observert effekter av overgjødning. Spesielt i en bukt ved Rygg var overgjødningssymptomene betydelige, men fra kirken og helt inn til neset rett øst for Gloppeelva var det ingen synlige tegn på overgjødning (**Figur 11**).



Figur 11. En grov oversikt over påvisbare effekter av overgjødning i strandlinja (fjæra).

Overgjødningssymptomene ved Ryggjaøyra skyldes høyst sannsynlig en samlet effekt av avregning fra jordbruk/pelsdyroppdrett og kommunale utslipp. I nærheten av elver og bekker vil det alltid være en viss overrepresentasjon av grønnalger. Dette ble også observert på vestsiden av Gløppenfjorden utenfor Sandnesodden på tre punkter, men ved Gløppenelva (**Figur 11**) ble det ikke observert noe synlige effekter av overgjødning i strandlinjen. Derfor kommer den overrepresentasjonen av grønnalger ved Ryggjaøyra høyst sannsynlig fra lokale tilsig i dette området.

Et annet område som også bærer preg av lokale kommunale og industrielle utslipp samt tilsig fra jordbruk/pelsdyroppdrett er området fra Sandane sentrum og utover østsiden av fjorden. Fjæra var synlig påvirket helt ut til kirken ved Vereide og derfra i avtagende grad utover mot Staveneset.

9.5 Vurdering

Resultatene fra hardbunnsundersøkelsene har ikke kunnet påvise effekter av sigevann fra søppelfyllingen ved Gjølsvåghøgda på marine gruntvannsamfunn.

Det er derimot påvist forskjellig grad av overgjødningseffekter i fjæra både på vestsiden og østsiden av fjorden. Effektene var størst på begge sider av Ryggelva og inne ved Sandane.

10. Organismer - kjemiske analyser

10.1 Metodikk

Prøver av grisetang ble samlet inn fra to stasjoner (B1 og B2) hvor den ene (B1) lå ved utløpet av bekken med sigevannsavrenning og den andre (B2) 2 km lenger inne i fjorden (**Figur 12**). Det ble uten hell gjort forsøk på å finne blåskjell i strandsonen på de to stasjonene. PAH-analysen som var planlagt gjort på blåskjell, måtte derfor gå ut. Det ble i stedet gjort analyse av PAH i sedimentet på stasjon GP1. De kjemiske analysene av tungmetaller ble således alle gjort på tang. Det ble analysert på metallene kvikksølv, kadmium, bly, kobber, sink, krom, tinn og jern. Kvikksølv er analysert med salpetersyreoppløsning, mens de andre metallene er analysert med flussyreoppløsning.

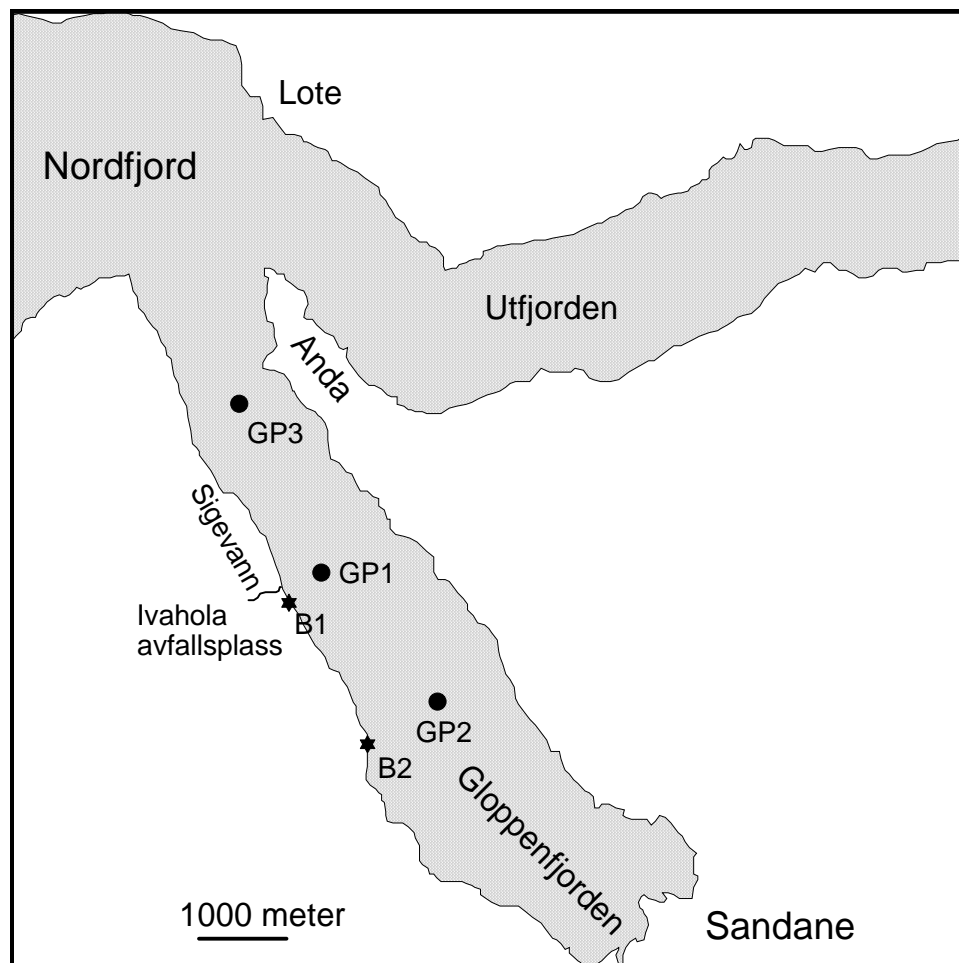
10.2 Resultater

Tabell 13. Tungmetallinnhold i grisetang. Tilstandsklasse over er oppgitt i parentes.

Stasjon	Kvikksølv Hg mg/kg	Kadmium Cd mg/kg	Bly Pb mg/kg	Kobber Cu mg/kg	Sink Zn mg/kg	Krom Cr- total mg/kg	Tinn Sn mg/kg	Jern Fe mg/kg
B1	0,07 (II)	1,82 (II)	1,16 (1)	6,00 (1)	236 (II)	0,68 (1)	2	124
B2	0,06 (II)	1,82 (II)	0,87 (1)	4,6 (1)	265 (II)	1,06 (II)	2	172

Resultatene viser en viss akkumulering av enkelte tungmetaller i grisetangen (**Tabell 13**). Med hensyn på metallene kvikksølv, kadmium og sink ligger nivåene i grisetang fra begge stasjonene i tilstandsklasse II "mindre god". Det samme er tilfelle for nivået av totalt krom på stasjon B2. Verdiene for bly og kobber ligger innenfor det som en betrakter som et naturlig bakgrunnsnivå. Jern og tinn inngår ikke i SFT sine klassifiseringskriterier. Verdiene for jern ligger imidlertid under øvre grense for "normalinnhold", mens tinnverdiene synes å ligge i grenseområdet (Knutzen 1985).

Det var generelt relativt liten forskjell i nivået av tungmetaller i grisetang på de to stasjonene.



Figur 12. Stasjoner for prøvetakning til kjemiske analyser og bløtbunnsfauna i Gloppenfjorden. B1, B2: Alger i strandsonen. GP1-GP3: Dypvann og bunnsedimenter.

10.3 Vurdering av resultat

Det ble registrert forhøyede verdier av en del metaller i grisetangen, men verdiene viser at tungmetaller akkumuleres i relativt beskjedne mengder. Strømmålingene viste at strømmen på vestsiden generelt går innover fjorden. Tungmetallinnholdet i grisetang tyder på at sigevannet sprer seg i overflatelaget innover fjorden og påvirkningen av grisetangen synes generelt å være like stor ca. 2 km fra utslippet (st. B2) som like ved utløpet (st. B1). Dette tyder på at vannmassen med sigevannstilførsel fortynnes lite mens den forflytter seg innover fjorden.

11. Dypvann - kjemiske analyser

11.1 Metodikk

Prøver for analyse av oksygen og totalt organisk karbon i dypvannet ble samlet inn på tre stasjoner (ST.1, 2 og 3 - jfr. **Figur 2.**) til seks ulike tidspunkt. Analysene er gjort ved Høgskulen i Sogn og Fjordane, Avdeling for ingeniørutdanning. Oksygenverdiene er omtalt under kapittel 5, (**Tabell 3**, og **Tabell 5**) mens TOC-verdiene omtales her. Ved en anledning ble det samlet inn prøver for analyse av metaller i dypvann. Det ble tatt prøver på de samme stasjonene som ble prøvetatt for sedimentanalyse, dvs. stasjon GP1, GP2 og GP3 (jfr. **Figur 12**). Analysene av tungmetaller i dypvann ble utført med freonekstraksjon og analyse på grafittovn.

11.2 Resultater

Resultatene fra TOC analysene er vist i **Tabell 14**. Konsentrasjonene var generelt lave med unntak av verdiene på de to innerste stasjonene (st. 2 og 3) i mai, hvor verdiene lå over 0,4-2 mg C/l, som er konsentrasjonsområdet for det som betraktes som naturlige variasjoner (Parsons et al. 1977).

Resultatene fra metallanalysene er gitt i **Vedlegg C - Tabell 25**. Det ble ikke påvist metallkonsentrasjoner over det som betraktes som et naturlig bakgrunnsnivå, og tilstanden i bunnvannet med hensyn på tungmetaller kan beskrives som "god".

Tabell 14. TOC verdier angitt i mg C/l fra stasjon 1, 2 og 3 i Gloppenfjorden.

Stasjon/Dato	03.07.95	04.09.95	30.10.95	26.03.96	07.05.96	04.06.96
St. 1 - 290 m	<0,5	1,3	1,0*	1,5	1,5	0,9
St. 2 - 248 m	<0,5	0,9	0,7	1,1	3,0	1,0
St. 3 - 45 m	0,6	1,2	0,9	1,2	2,4	1,2

11.3 Vurdering av resultatene

Generelt kan man si at konsentrasjonene av både totalt organisk karbon og metaller er lave i bunnvannet i Gloppenfjorden. Verdiene for mai tyder imidlertid på at der forekommer episoder med organisk tilførsel. Tidspunktet for forekomstene og det faktum at bare de to innerste stasjonene er berørt, kan tyde på en sammenheng mellom vårflom/vårønn og de organiske tilførselene.

12. Sediment - kjemiske analyser

12.1 Metodikk

30-31. oktober 1995 ble det tatt prøver til kjemiske analyser av bunnsedimenter på tre stasjoner - GP1, GP2 og GP3 - i fjordens dypområde (**Figur 12**). Stasjon GP1 er lokalisert like utenfor avfallsplassen i Gloppen.

Sedimentet ble analysert for kornstørrelse, organisk materiale, tungmetaller og på stasjonen utenfor avfallsplassen (GP1) også for organiske miljøgifter (PAH og PCB). Prøvene ble, sammen med prøvene for bunnfauna (Kap. 13), tatt med en 0,1 m² van Veen bunngrabb. Gjennom en inspeksjonsluke på oversiden av grabben ble det tatt delprøver av overflatesediment (0-1 cm) til analysene. Prøvene ble oppbevart nedfrosset før analyse i laboratoriet.

Sedimentets kornstørrelse ble bestemt som prosent finmateriale (partikler < 63 µm) ved våtsikting.

Organisk materiale ble analysert ved glødetap og ved analyse for totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN). Glødetap ble bestemt ved tørking ved 105° C og deretter gløding ved 550 °C. Totalt organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN) ble analysert ved en elementanalysator etter at uorganiske karbonater var fjernet med saltsyre.

Ved metallanalysene ble det benyttet flussyreoppløsning med unntak av analysene for kvikksølv (Hg), som er gjort med salpetersyreoppløsning.

12.2 Resultater

12.2.1 Visuelle observasjoner

På alle stasjonene var det grågrønt leiraktig bunnsediment. Sedimentet var friskt og uten lukt. På overflaten var det et tynt brunt sjikt (tydeligst på St. G2), med små orange flekker (trolig Mn) på enkelte steder. I sikteresten fra bunnfaunaprøvene (Kap 13.2) ble det på alle stasjonene observert planterester og sagflis.

12.2.2 Kornfordeling av organisk innhold

Sedimentet var svært finkornet og hadde moderat organisk innhold (**Tabell 15**). I fjordsedimenter er det vanlig å observere 10-50 mg/g organisk karbon (TOC), som omtrent vil tilsvare 3-15 % glødetap. Vurdert i henhold til SFTs kriterier for miljøkvalitet faller sedimentene i tilstandsklasse I - "god". Resultatene var ganske like for alle stasjonene.

Tabell 15. Dyp og bunnsedimenter på prøvetakingsstasjonene i Gloppen 1995. Resultater for finpartikulært materiale (% < 63 µm), tørrstoff, glødetap, totalt organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN) og forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forhold) er vist. Tilstandsklasser for TOC og TN i henhold til SFTs kriterier for miljøkvalitet er gitt. Alle verdier faller i tilstandsklasse I "god" (Rygg & Thelin 1993).

Stasjon	Dyp m	Finfraksjon < 63 µm	Tørrst. %	Glødet. %	TOC mg/g	TN mg/g	C/N- forhol d	Klasse TOC / TN
GP 1	250	96.5	42.9	6.3	20.2	2.2	9.2	I/I
GP 2	220	92.1	41.5	5.5	17.1	1.7	10.1	I/I
GP 3	270	97.3	41.2	6.8	20.7	2.4	8.6	I/I

Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) kan indikere noe om materialets opprinnelsessted. I sedimenter hvor det organiske materialet hovedsakelig stammer fra naturlig produksjon i sjøen (f.eks. dødt plankton) vil forholdstallet være 6-8, mens det i sedimenter som tilføres betydelige mengder materiale fra land (humus, planterester, etc. er relativt nitrogenfattig), overstiger 10. Resultatene indikerer en blandet opprinnelse av materialet i fjorden. De tre stasjonene utgjør en gradient utover fjorden med sterkest påvirkning av materiale fra land (høyest C/N-verdi) på den innerste stasjonen (GP2).

12.2.3 Metaller

Resultatene (**Vedlegg C- Tabell 26**) viser, med unntak av bly, at metallforekomstene i sedimentet på alle stasjonene ligger innenfor det som man definerer som et naturlig bakgrunnsnivå (Rygg & Thelin 1993, Knutzen & Skei 1990). Forekomstene av bly på stasjonene GPI og GP3 ligger i tilstandsklasse II, "mindre god". Totalt sett kan tilstanden i bunnsedimentet i Gloppenfjorden med hensyn på metaller karakteriseres som god.

12.2.4 PCB

Denne gruppen forbindelser hadde tidligere vid anvendelse som isolerende, flammestendig olje i transformatorer, kondensatorer og kabler. PCB ble videre brukt som tilsetning i hydrauliske oljer og maling og som mykner i plast. Etter at skadevirkningene av PCB ble påvist, ble det innført strenge restriksjoner på bruk av denne stoffgruppen. Forekomster av PCB skyldes i sin helhet menneskelig aktivitet og skal i prinsippet ikke forekomme i omgivelsene, men dessverre har nå slike stoffer fått en global spredning og man opererer med et "antatt høyt bakgrunnsnivå". Dette er en skjønsmessig øvre grense for normalforekomster. For total PCB er denne grensen satt til <5 µg/kg tørrvekt (Rygg & Thelin 1993).

Resultatet av PCB-analysene er vist i **Vedlegg C- Tabell 27**. Det er kun analysert på spesielt utvalgte kongenerer. Total PCB er derfor beregnet som summen av de sju kongenerene PCB #28, #52, #101, #118, #153, #138, #180 ("seven dutch") multiplisert med to. Verdien for total PCB på stasjon GP1 var ut fra dette 2,2 µg/kg tørrvekt og ligger således innenfor det nivået som man betegner som

bakgrunnsnivå. Tilstanden i sedimentet med hensyn på forekomst av PCB kan derfor betegnes som god.

12.2.5 PAH

PAH har på samme måte som metaller, et naturlig bakgrunnsnivå (Knutzen 1989). Årsaken til bakgrunnsnivået for PAH er en følge av naturlige fenomener som for eksempel skogbrann, vulkanutbrudd og sig fra oljeforekomster. Ved siden av råolje er den primære kilden for PAH alle former for forbrenning av organisk materiale. Sum PAH på GP1 viste en verdi på 4911 µg/kg tørrvekt (**Tabell 16**). Denne verdien plasserer sedimentet i tilstandsklasse III - "nokså dårlig".

Tabell 16. PAH-i sediment angitt i µg/kg våtvekt og sediment angitt µg/g tørrvekt. * *angir karakteristiske komponenter i olje*, ** *angir potensielt kreftframkallende stoffer (KPAH)*.

PAH-komponenter/stasjon	GP1 sediment µg/kg tørrvekt
Naftalen *	<1
2-M-naftalen *	<1
1-M-naftalen *	1
Bifenyl	<1
2,6-Dimetylnaftalen *	<1
Acenaftylen	<1
Acenaften	<1
2,3,5-Trimetylnaftalen *	<1
Fluorene	38
Fenantren *	59
Anthracene *	9
1-Metylfenantren *	57
Fluoranten	196
Pyren	181
Benz(a)antracen **	131
Chrysen/trifenylene	146
Benzo(b)fluoranten	701
Benzo(j+k)fluoranten **	469
Benzo(e)pyrene	537
Benzo(a)pyrene **	286
Perylen	230
Indeno(1,2,3-cd)pyren **	961
Dibenz(a,c+a,h)antracener **	150
Benzo(ghi)perylene	759
∑PAH	4911
∑KPAH	2698
%KPAH	54,9

Den relative sammensetningen av aromatiske hydrokarboner i sedimenter vil kunne gi informasjon om ulike hovedkilder for tilførselen. To- og trerings aromater som naftalen, fenantren, dibenzotiofen og

deres alkylhomologer tilhører gruppen lette oljerelaterte hydrokarboner (NPD) og er karakteristiske komponenter i olje. Fenantren kan også forekomme fra andre kilder. Usubstituerte aromatiske hydrokarboner med fire eller flere aromatiske ringer regnes å ha ufullstendig forbrenning av fossilt brensel som hovedkilde.

Dersom man går inn på de ulike komponentene (**Tabell 16**), og ser på de di-og heterosykliske forbindelsene som er helt karakteristiske for olje, ligger alle, med ett unntak, under deteksjonsgrensen. Forekomsten av 1-metyl-naftalen er på deteksjonsgrensen. Gruppen forbrenningsrelaterte forbindelser utgjør 97,4 % av de analyserte komponentene. 54,9 % av komponentene hører til gruppen av sannsynlige eller mulige carsinogener KPAH (IARC 1987). Benzo(a)pyren som spesielt inngår i SFT sitt klassifiseringssystem som en modellforbindelse, er en av flere potensielt kreftframkallende PAH-forbindelser. Verdien for benzo(a)pyren var 286 µg/kg tørrvekt og verdien for denne forbindelsen plasserer sedimentet i tilstandsklasse IV - "dårlig".

12.3 Vurdering av resultater.

Det var svært finkornet bunnsediment med normalt organisk innhold på alle tre stasjonene. Innslaget av materiale tilført fra land synes å være sterkest innerst i fjorden. Trolig er dette materiale som bringes ut med Glippeelva i Sandebukta.

Ved undersøkelsen i Nordfjord i 1990 fant Jensen et al. (1991) tilsvarende sedimenter i de dype områdene av fjorden. På fire stasjoner i hovedfjorden (> 300 m) ble det funnet 80-97 % finmateriale og 5,1-6,6 % glødetap. Dypområdene i Gloppen faller innenfor denne variasjonen. De undersøkte også to grunnere stasjoner i Gloppen ved Sandane hvor de fant noe lavere organisk innhold (2,8-3,3 % glødetap). Det er vanlig at organisk innhold i bunnsedimentene øker mot dypet i fjordbassenger hvor det er svake vannbevegelser.

Sedimentet er generelt lite forurenset av metaller. Det er kun blyforekomstene på stasjon GP1 og GP3 som ligger over bakgrunnsnivå og kommer i tilstandsklasse II "mindre god". Dette stemmer overens med de få analyseresultatene som er tilgjengelige av sigevannet. Av de metallene som det er analysert på, er bly det eneste metallet som på det jevne forekommer i konsentrasjoner som er vanlig i sigevann. Forbehold må her taes for kadmium som er analysert med for høy deteksjonsgrense.

Heller ikke PCB-verdiene ligger over det som betegnes som "antatt høyt bakgrunnsnivå".

Imidlertid er det forekomster av forbrenningsrelatert PAH. Totalforekomsten plasserer sedimentet i tilstandsklasse III - "nokså dårlig", men forekomsten av den potensielt kreftframkallende forbindelsen Benzo(a)pyren plasserer sedimentet i tilstandsklasse IV - "dårlig". De sporadiske forekomstene av di- og heterosykliske forbindelser og en prosentandel av KPAH på 54,9 % som er svært høy, tilsier at sedimentet er forurenset av komponenter fra forbrenning av organisk materiale (f. eks. askerester) (R. Konieczny pers. med.).

Ettersom det ofte forekommer olje i sigevann fra avfallsplasser, er det er ikke uvanlig med PAH-forekomster i sedimentet i forbindelse med utslipp av sigevann (Lømsland et al. 1995). I mange tilfeller kan PAH-forekomster i sedimentet settes i forbindelse med oljerelaterte hydrokarboner. Ettersom det ved Ivahola avfallsplass lagres industriavfall, som blant annet omfatter oljeholdig slam fra bensin og oljeutskillere og fra sandblåsing av tanker, kunne man tenke seg at PAH-forekomstene i sedimentet hadde sammenheng med denne type deponering. Sedimentet i Gloppenfjorden inneholder imidlertid knapt spor av vannløselige di- og heterosykliske forbindelser, som er karakteristiske komponenter i olje.

Det foregår, som tidligere nevnt, ingen forbrenning ved Ivahola avfallsplass. Det har imidlertid tidligere foregått forbrenning innerst i Gloppenfjorden og ved Jarbrugda med sig til Gloppeelva. Ettersom Gloppeelva munner ut innerst i Gloppenfjorden, vil fjorden ha blitt tilført materiale fra forbrenningen i begge tilfellene. Forbrenningen ved Jarbrugda pågikk fra 1973-1987. Før 1973 foregikk det bossforbrenning innerst i Gloppenfjorden (Moldestad pers. med.).

En vanlig sedimentasjonsrate av materiale til bunn ligger på 1-2 mm/år (R. Konieczny pers. med). Med en rate på 1 mm/år vil den øvre centimeteren som er prøvetatt, inneholde materiale som har sedimentert til bunns i løpet av de siste 10 årene. Imidlertid inneholder sedimentet dyr som beveger seg opp og ned i sedimentet, og som ved sin aktivitet omlagrer bunnmaterialet. Denne bioturbasjonen vil føre til at materiale som har sin opprinnelse dypere ned, blir transportert opp til overflaten av sedimentet. Det er derfor ikke usannsynlig at PAH-forurensningen skyldes tidligere tiders bossforbrenning ved fjorden og Gloppeelva. Funn av kull- og koksrester i sedimentet støtter også opp under en slik vurdering. For bedre å kunne belyse denne antagelsen er det nødvendig med en mer inngående undersøkelse, der en analyserer PAH-mengden i ulike sjikt i sedimentet ved hjelp av kjerneprøver. Disse analysene vil kunne gi svar på om forurensningen er av gammel eller ny dato. I tillegg bør det tas prøver fra flere stasjoner for å se om det er en gradient i PAH-konsentrasjonene utover fjorden.

13. Bløtbunnsfauna

13.1 Metodikk

Det ble innsamlet prøver av bløtbunnsfauna på tre stasjoner i fjordens dypområde, GP1, GP2 og GP3 (Figur 12). Prøvene ble innsamlet 30 - 31. oktober 1995.

Prøvene ble tatt med en 0.1 m² van Veen bunngrabb. På hver stasjon ble det tatt fire parallelle grabbhugg. Fra en av prøvene ble det tatt en liten delprøve av overflatesedimentet til analyse av sedimentets sammensetning og innhold av miljøgifter (kap. 12). Under prøvetakingen ble det gjort en visuell beskrivelse av bunnsedimentet og det ble kontrollert for innhold av hydrogensulfid (H₂S).

Prøvene ble siktet på 1 mm sikt og konservert i 4 % formaldehydløsning. I laboratoriet ble alle dyrene sortert fra siktematerialet, identifisert og telt. På grunnlag av artslistene og de enkelte artenes individtall i prøvene ble det beregnet indekser for artsmangfold (= diversitet) og for artenes ømfintlighet overfor forurensninger. Artsmangfoldet er uttrykt ved Shannon-Wiener indeksen (H') og indeksen $E(S_{100})$. Indeksene er veiledende for karakterisering av miljøtilstanden sammen med kunnskap om de enkelte artenes biologi.

Shannon-Wiener indeksen (H') har et verdiområde som varierer fra null til ca. 5. Tallverdien øker ved økende antall arter og når individene er jevnt fordelt mellom artene. Lave verdier markerer dårlige forhold, mens verdiområdet 3-5 indikerer normale til gode forhold. I SFTs veiledning for klassifisering av miljøkvalitet er 'god tilstand' representert ved verdier > 3.1 (Rygg & Thelin 1993).

Indeksen $E(S_{100})$ er en indeks som gir forventet antall arter i prøver med et individtall standardisert til 100 individer. I SFTs veiledning er 'god tilstand' representert ved indeksverdi (antall arter) > 18.5 (Rygg & Thelin 1993).

Bunnsfaunaens ømfintlighet overfor forurensninger er uttrykt ved en 'indikatorartsindeks' (AI). Denne indeksen beregnes på basis av forekomsten av forurensningstolerante og ømfintlige arter i prøvene (Rygg 1995). Indeksverdier høyere enn ca. 6 representerer gode forhold.

13.2 Resultater

Det var normalt friskt og lyst bunnsediment på alle stasjonene (kap. 12.2.1). Det var ikke lukt av hydrogensulfid i noen av prøvene. Alle grabbhuggene var fulle. Sikteresten i prøvene besto av finfordelt plantemateriale, litt sagflis og litt grus. På de to ytterste stasjonene (GP1, GP3) var det også litt koksbitar og slagg i prøvene som kan stamme fra dampskipsfarten i tidligere år. Generelt var sikteresten liten i alle prøvene.

Tabell 17. Artstall, individtall, og arts mangfold i hver prøve og samlet for stasjonene. Arts mangfoldet er gitt ved Shannon-Wiener indeksen (H'), og indeksen $E_{S(100)}$ som gir forventet antall arter ved en prøve på 100 individer. Arts indeksen er et samlet mål for artenes ømfintlighet for forurensninger.

Stasjon	Prøve	Artstall	Ind.	Ind/m ²	H'	$E_{S(100)}$	Artsind
GP1	1	25	43		4.26		8.25
	2	16	25		3.52		7.71
	3	15	20		3.72		7.17
	4	16	28		3.90		8.23
	Total	45	116	290	4.82	41.16	8.54
GP2	1	27	88		4.16		8.06
	2	30	100		4.20		7.98
	3	18	32		3.77		7.57
	4	25	51		4.33		7.56
	Total	48	271	678	4.57	31.05	8.33
GP3	1	21	37		4.06		7.48
	2	24	57		4.10		8.80
	3	21	38		4.19		8.07
	4	22	58		3.86		7.38
	Total	47	190	475	4.72	35.07	8.33

Tabell 17 gir sammenfattende data for faunaen i prøvene. I tabellen er det gitt verdier både for de enkelte grabbhuggene og samlet for hver stasjon. Generelt var det normal antall arter, men lave individtall i prøvene. Individtallene var spesielt lave på stasjon GP1. Arts mangfoldet var høyt. Begge indeksene (H' og $E_{S(100)}$) gir høye verdier som både for enkeltprøver og for stasjoner faller i klasse I 'god tilstand' i henhold til SFTs kriterier for miljøkvalitet (Rygg & Thelin 1993). Det var også høye verdier for arts indeksen (AI) som viser at det var et høyt innslag av forurensningsømfintlige arter i prøvene. Det var ingen spesielle forskjeller mellom de enkelte grabbhuggene og heller ingen klare forskjeller mellom stasjonene, kanskje med unntak for individtettheter.

Tabell 18. De viktigste artene i prøvene fra Gloppen. Alle arter som er funnet med > 4 individer på minst en av stasjonene er vist.

	GP1	GP2	GP3
NEMERTINEA indet (båndmark)	2	4	4
SIPUNCULIDA (pølseormer)			
<i>Onchnesoma steenstrupi</i> Koren & Danielssen	7	34	33
Sipunculida indet	2	5	8
POLYCHAETA (mangebørstemark)			
<i>Augenaria tentaculata</i> Monro, 1930	-	-	4
<i>Caulleriella</i> sp	-	7	3
<i>Eclysippe vanelli</i> (Fauvel, 1936)	2	7	-
<i>Euclymene</i> sp	1	5	4
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede, 1864)	18	31	6
<i>Lumbrineris aniara</i> Fauchald, 1974	6	9	4
<i>Nephtys incisa</i> Malmgren, 1865	3	10	8
<i>Paramphinome jeffreysii</i> (McIntosh, 1868)	-	10	1
<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber, 1879)	1	5	5
<i>Pectinaria belgica</i> (Pallas, 1766)	-	6	3
<i>Pholoe pallida</i> Chambers, 1985	4	13	4
<i>Spiochaetopterus typicus</i> M.Sars, 1856	7	2	-
<i>Terebellides stroemi</i> M.Sars, 1835	1	-	4
CAUDOFOVEATA indet (markbløtdyr)	1	4	5
BIVALVIA (muslinger)			
<i>Abra nitida</i> (Mueller, 1789)	1	1	4
<i>Thyasira eumyaria</i> (M.Sars)	-	-	13
<i>Thyasira ferruginea</i> (Forbes)	8	35	20
<i>Thyasira</i> sp	9	21	9
<i>Yoldiella lucida</i> (Loven, 1846)	3	2	10
OPHIUROIDEA (slangestjerner)			
<i>Amphiura chiajei</i> Forbes	5	14	5
Ophiuroidea indet	4	8	-

Tabell 18 viser en oversikt over de viktigste artene på stasjonene. Børstemark og små muslinger var de dominerende gruppene. De viktigste artene var børstemarken *Heteromastus filiformis*, muslingen *Thyasira ferruginea* og den lille pølseormen *Onchnesoma steenstrupi*. Generelt kan artssammensetningen betraktes som normal. Flere av artene kan regnes som karakterarter for dype fjorder på Vestlandet, f.eks. *Onchnesoma steenstrupi*, *Lumbrineris aniara*, *Thyasira eumyaria* og *Thyasira ferruginea*. Ved undersøkelsen av Nordfjord i 1990 var *Onchnesoma*, *Heteromastus* og *Thyasira* blant de mest individrike artene på de dype stasjonene (Jensen et al. 1991). Artene *Heteromastus filiformis* og *Spiochaetopterus typicus* er begge svært tolerante for forurensninger, men de er også vanlige under normalt gode forhold.

I prøvene var det ellers et stort antall foraminiferer (skallbærende amøber). Disse blir vanligvis ikke regnet som 'ordinær' bunnfauna og heller ikke opparbeidet. Foraminiferene er imidlertid å betrakte som rovdyr og har trolig ikke uvesentlig innflytelse på bunnfaunaens sammensetning. Det er mulig at det kan være en sammenheng mellom forekomsten av foraminiferer og de lave individtallene i bunnfaunaen i denne undersøkelsen.

Fullstendige resultater for bunnfaunaprøvene er gitt i Vedlegg D, **Error! Reference source not found.**

13.3 Vurderinger

På alle tre stasjonene var bunnfaunaen karakterisert ved høyt artsmangfold og forekomst av mange forurensningsømfintlige arter. Dette er normalt sikre kjennetegn på gode forhold. Ved undersøkelsene av Nordfjord i 1990 fant Jensen et al. (1991) relativt høye artstall og høyt artsmangfold i hele fjorden. Faunaen var lite påvirket av forurensning, men det var tegn til svake påvirkninger i nærområdene til kloakkutslipp og tettsteder.

De registrerte individtetthetene i denne undersøkelsen var imidlertid uvanlig lave (20-100 individer pr. 0.1 m²). Normalt vil det være 20-50 arter og 100-300 individer i grabbprøver fra bløtbunn, tilsvarende tettheter på 1000-3000 ind/m². I 1990 fant Jensen et al. (1991) 80-200 individer (pr. 0.1 m²) i de dypeste prøvene de tok i Nordfjord. Det er mulig at de lave individtetthetene er et naturlig forhold som har sammenheng med forekomsten av foraminiferer. Foraminiferer er en gruppe organismer som ikke inngår i rutinemessig prøvetaking på bløtbunn, primært fordi det kreves annen metodikk for pålitelig kvantitativ prøvetaking. Det er også generelt lite kunnskap om deres økologiske betydning.

Lave individtall er imidlertid ofte et resultat ved oksygensvikt. Jensen et al (1991) viser til at det tidvis kan være så lavt oksygeninnhold i dypvannet i Nordfjord at dette har innvirkning for faunaen. Oksygenmålingene som ble foretatt i denne undersøkelsen viste imidlertid gode oksygenforhold i dypvannet i Gloppen (kap. 5). Målingene strakk seg over et helt år, og første måling ble foretatt fire måneder før bunnprøvene ble tatt. Det fremkommer derfor ikke noe i denne undersøkelsen som tyder på at de lave individtallene skulle skyldes dårlige oksygenforhold.

Det er heller ikke registrert miljøgifter som kunne være årsak til de lave individtallene. I bunn sedimentene var det lave verdier for de fleste miljøgiftene (Kap. 12). Unntaket var PAH som hadde konsentrasjoner tilsvarende omtrent 10 ganger bakgrunn. Dette er et nivå hvor man eksperimentelt har kunnet påvise virkninger av PAH på bunnlevende organismer, men hvor det ikke kan dokumenteres at dette har betydning for bunnfaunaen under naturlige forhold. Undersøkelser i norske smelteverksfjorder viser f.eks. at det først ved vesentlig høyere konsentrasjoner kan påvises nedsatt artsrikhet og artsmangfold i bunnfaunaen (Knutzen 1995). Det kan allikevel ikke helt utelukkes at miljøgifter kan ha betydning for faunaen i Gloppen.

14. Konklusjon

Resultatene viser at Gloppenfjorden er lite forurenset av sigevannet fra Ivahola avfallsplass. Det var overkonsentrasjoner av enkelte tungmetaller i sagtang, noe som indikerer en viss akkumulering, men konsentrasjonene var ikke høye og kommer inn under tilstandsklasse II - "mindre god". I tillegg forekom bly i overkonsentrasjoner i sedimentet. Blykonsentrasjonene plasserer også sedimentet i tilstandsklasse II, mens verdiene for alle de andre undersøkte metallene lå innenfor et naturlig bakgrunnsnivå.

Resultatene fra hardbunnsundersøkelsen viste ingen effekter av sigevann fra søppelfyllingen på det marine gruntvannsamfunnet. Dette stemmer godt med biotestforsøkene som viste at eutrofieringseffekter bare framkom ved svært høye prosentvise innblandinger av sigevann, tilsvarende <3 gangers fortykning. Hardbunnsundersøkelsen påviste imidlertid overgjødning av ulik grad i Gloppenfjorden, men denne forurensingen kan ikke settes i sammenheng med bossplassen - kildene må finnes andre steder.

Der ble imidlertid påvist relativt høye PAH-konsentrasjoner i sedimentet. Denne forurensingen har sannsynligvis ikke sitt opphav i sigevannet fra avfallsplassen, men skyldes mest sannsynlig tidligere tiders bossforbrenning ved fjorden og Gløppeelva. For å verifisere denne antakelsen må det taes kjerneprøver av sedimentet for analyse av vertikalfordelingen av PAH og det må taes prøver fra flere stasjoner.

Undersøkelsen viser at dagens utslipp fra Ivahola avfallsplass ikke medfører noen fare for den marine resipienten. Overflateutslippet synes å ha liten forurensingseffekt på Gloppenfjorden og det kan med dagens utslippsmengder ikke sees å være noe klart behov for å samle avløpsvannet i en sigevannsledning for å få et dykket utslipp. Fordelene ved et eventuelt dykket utslipp vil være en reduksjon av akkumulering av tungmetaller i organismer i strandsonen og at eventuelle eutrofieringseffekter vil fjernes fra strandsonen. Dette forutsetter et utslippsdyp på 15-20 m dyp, som medfører at sigevannet ikke kommer opp til overflaten. Kun komponenter som er lettere enn vann, for eksempel olje, vil da stige opp. Et dykket utslipp vil ikke endre belastningen på bunnsedimentet (jfr. Molvær og Lømsland 1996).

Situasjonen bør imidlertid holdes under oppsikt ettersom utslippsmengdene i sigevannet kan endres med deponiets alder. Sigevannets sammensetning og konsentrasjonen av de ulike stoffene bestemmes av hvor mye vann som strømmer gjennom fyllingen, hvilken type avfall som ligger i fyllingen, fyllingens alder og den biologiske aktivitet i fyllingen. Av disse elementene er det fyllingens alder som er viktigst.

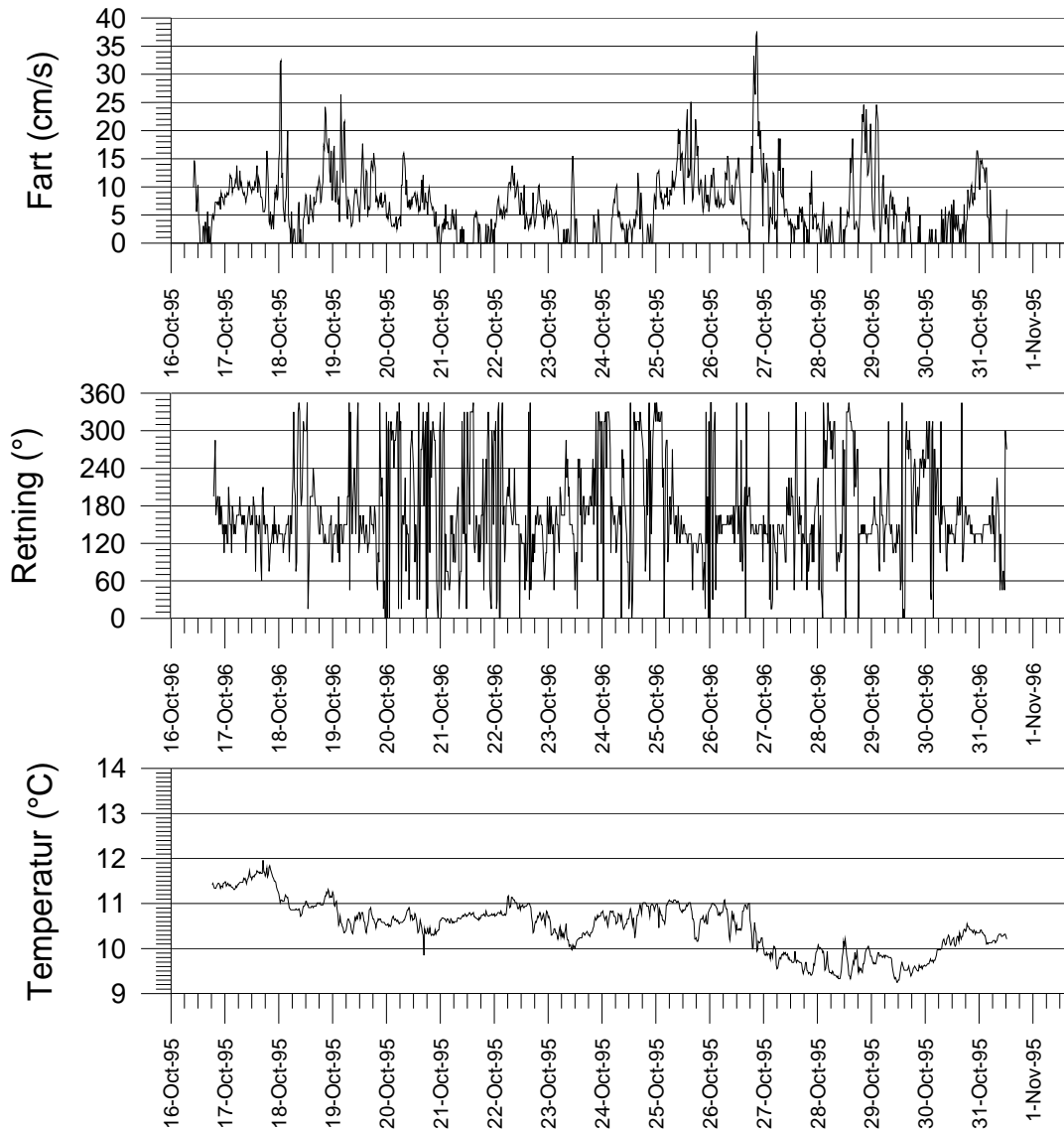
15. Referanser

- Aanderaa 1987, RCM 7 & 8 Recording Current Meter. Operating Manual. Aanderaa Instruments, Bergen, Norway.
- Bakke T., Green, N.W., Haugen, I., Kvalvågnæs, K. & A. Pedersen. 1984. Petrokjemianlegg på Kårstø. Fastsittende alger og dyr. Undersøkelser 1981-1983. NIVA-rapport 1602. 166s.
- Baumgartner, D. J., W.E. Frick og P.J.W. Roberts 1994: Dilutions Models for Effluents Discharges. Third Edition. Env. Res. La., Univ. of Arizona, USA, 189 s.
- Clifford, H.T., Stephenson, W., 1975. An Introduction to Numerical Classification. Academic Press. 229 pp..
- Green, N. W. 1979. Overvåking av forurensninger i Grenslandsfjordene og Skienselva i 1978. Delrapport nr. 4. Hardbunnsfauna undersøkt ved stereofotografering. Niva-rapport nr. 1163. 19s.
- Hem, L.J.,1994. Vurdering av rensing av sivevann fra Svartasmoget avfallsdeponi med KNM-reaktorer. Aquateam A/S-rapp.93142. 21 pp.
- Hope A.C.A., 1968. A simplified Monte Carlo significance test procedure. *J. R. Statist. Soc. Ser.B.* 30: 582-598.
- IARC 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1-42. Suppl.7, Lyon, Frankrike.
- Fredriksen S. & J. Rueness. 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord 1989. Benthosalger i Ytre Oslofjord. Overvåkningsrapport 397/90. Delprosjekt 4.1. NIVA-rapport 2388.63s.
- Holtan, H. & D. S. Rosland 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 92:06. 32 pp.
- Jensen, T., F. Olsgard & J.R. Hasle 1991. Resipientundersøkelse i Nordfjord 1990. Veritas Miljøplan rapport P90-087. 44 s., 5 vedlegg.
- Knutzen, J. 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 1733. Oslo. 121.
- Knutzen, J. 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 2205. Oslo. 107 pp.
- Knutzen, J. 1995. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste water from aluminium smelters with examples from Norway. *Science Tot. Environ.* 163: 107-122.
- Knutzen J. & J.,Skei 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport 2540. Oslo. 139 pp.

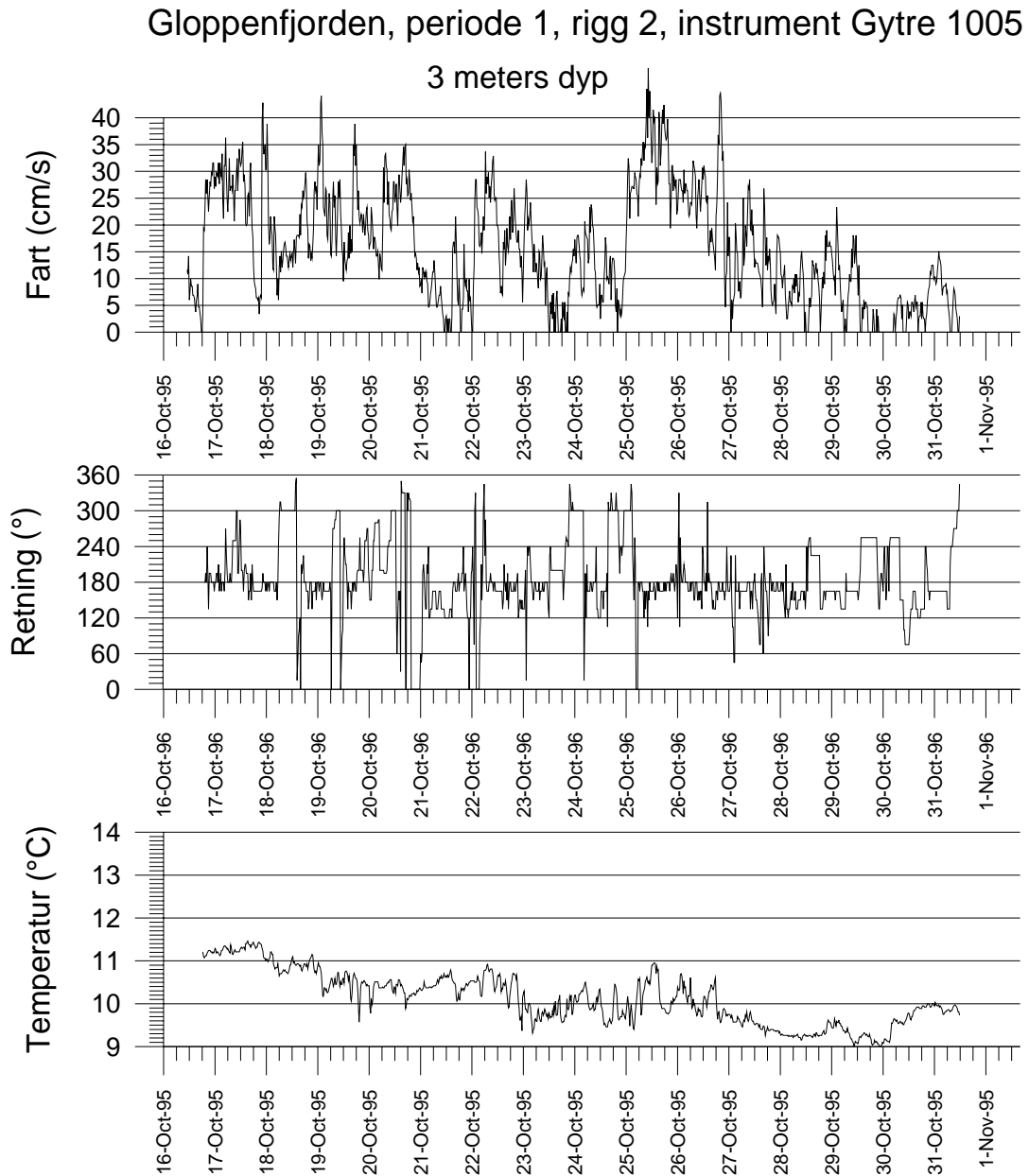
- Kruskal J.B. & M. Wish. 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publications, Beverly Hills. California.
- Lømsland, E. R., T. Jacobsen, J. Mølvær & E. Oug 1995. Resipientgransking i Lurefjorden. NIVA-rapport 3367. Oslo 60 pp.
- Mølvær J, & E.R. Lømsland 1996. Sigevann fra kommunale fyllplasser - Vurdering av forurensningsproblemer i kystfarvann. *Kommunal teknikk* 8/96:28-33.
- Parsons, T. R., M. Takahashi & B. Hargrave 1977. *Biological oceanographic processes*. 2nd Ed. Pergamon International Library, Oxford. 332 pp.
- Pedersen A., Oug E. & N.W. Green. 1989. Oppblomstring av planktonalgen *Chrysochromulina polylepis*. Gjenvekst av organismesamfunn langs kysten. NIVA's undersøkelser i juni 1989. Statlig program for forurensningsovervåking 403A. NIVA-rapport 2395. 93 s.
- Pedersen A. & B. Rygg. 1990. Program for langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Del I. Bentiske organismesamfunn. NIVA-notat O-89131, 33 s.
- Rygg, B. 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. NIVA rapport nr. 3347. 68 s.
- Rygg, B. & I. Thélin 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning 93:02. 20 pp.
- Shannon C. E. & W. Weaver. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.

Vedlegg A. Strøm

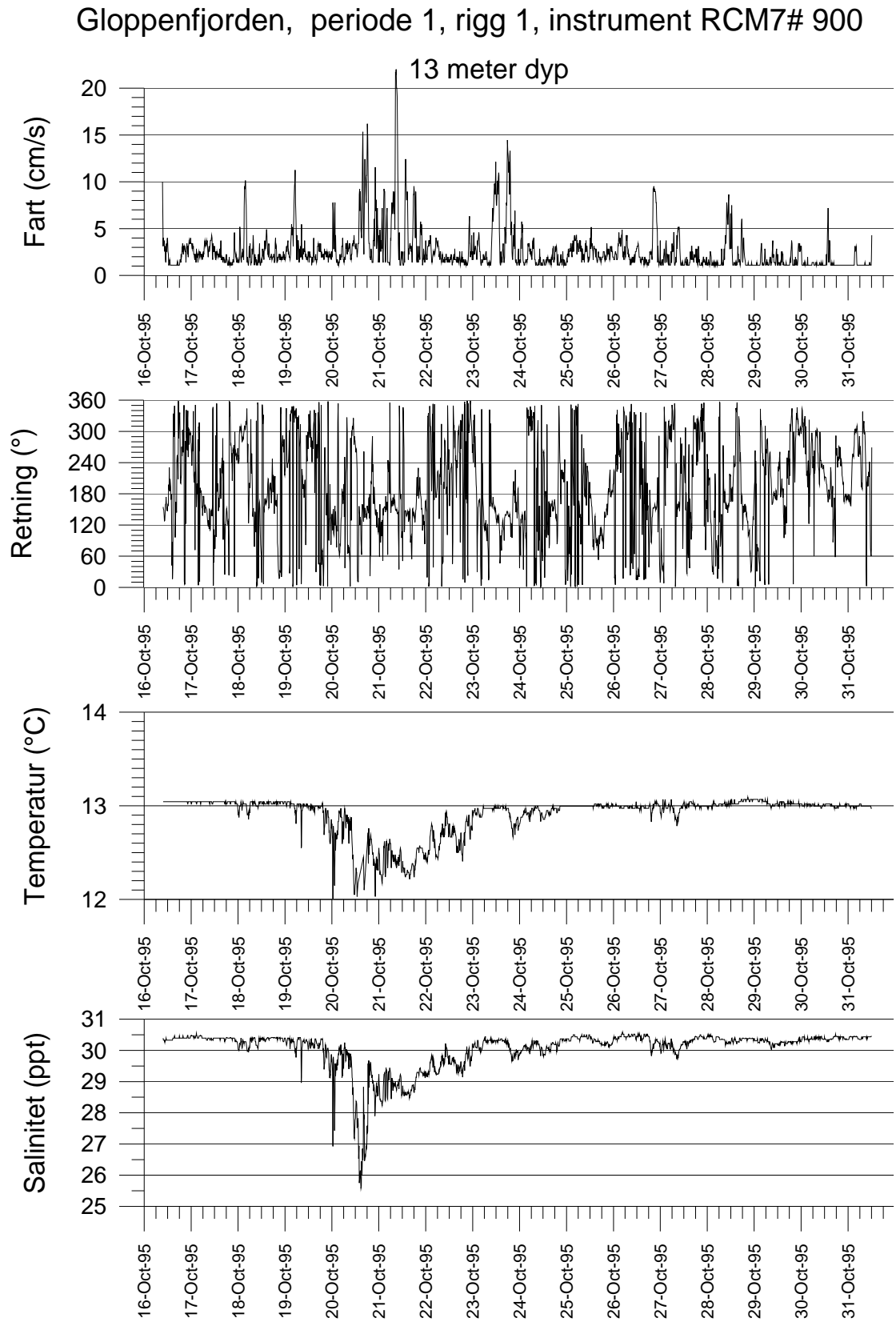
Gloppenfjorden, periode 1, rigg 1, instrument Gytre S4
3 meters dyp



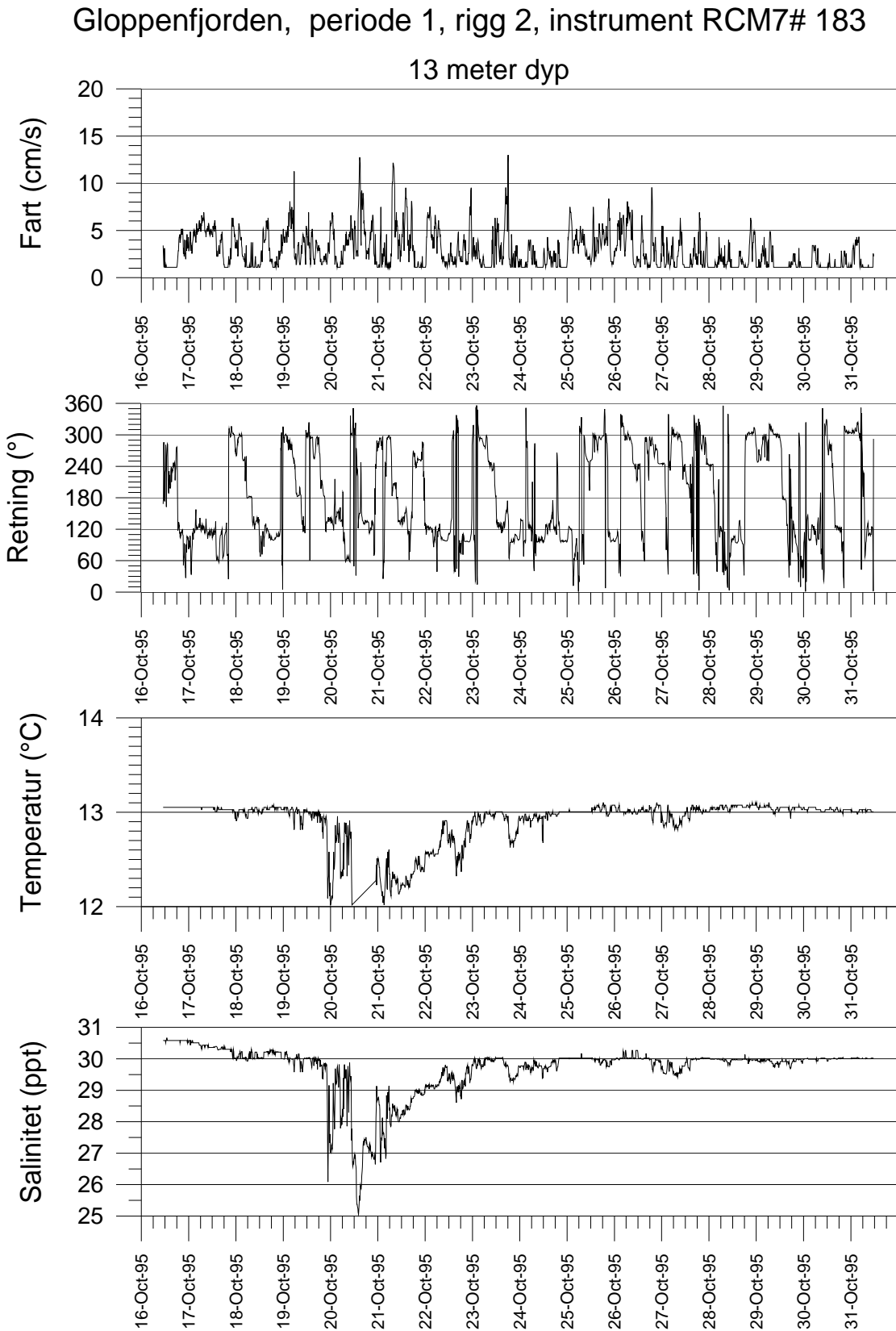
Figur 13. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 1, rigg 1, instrument Gytre S4.



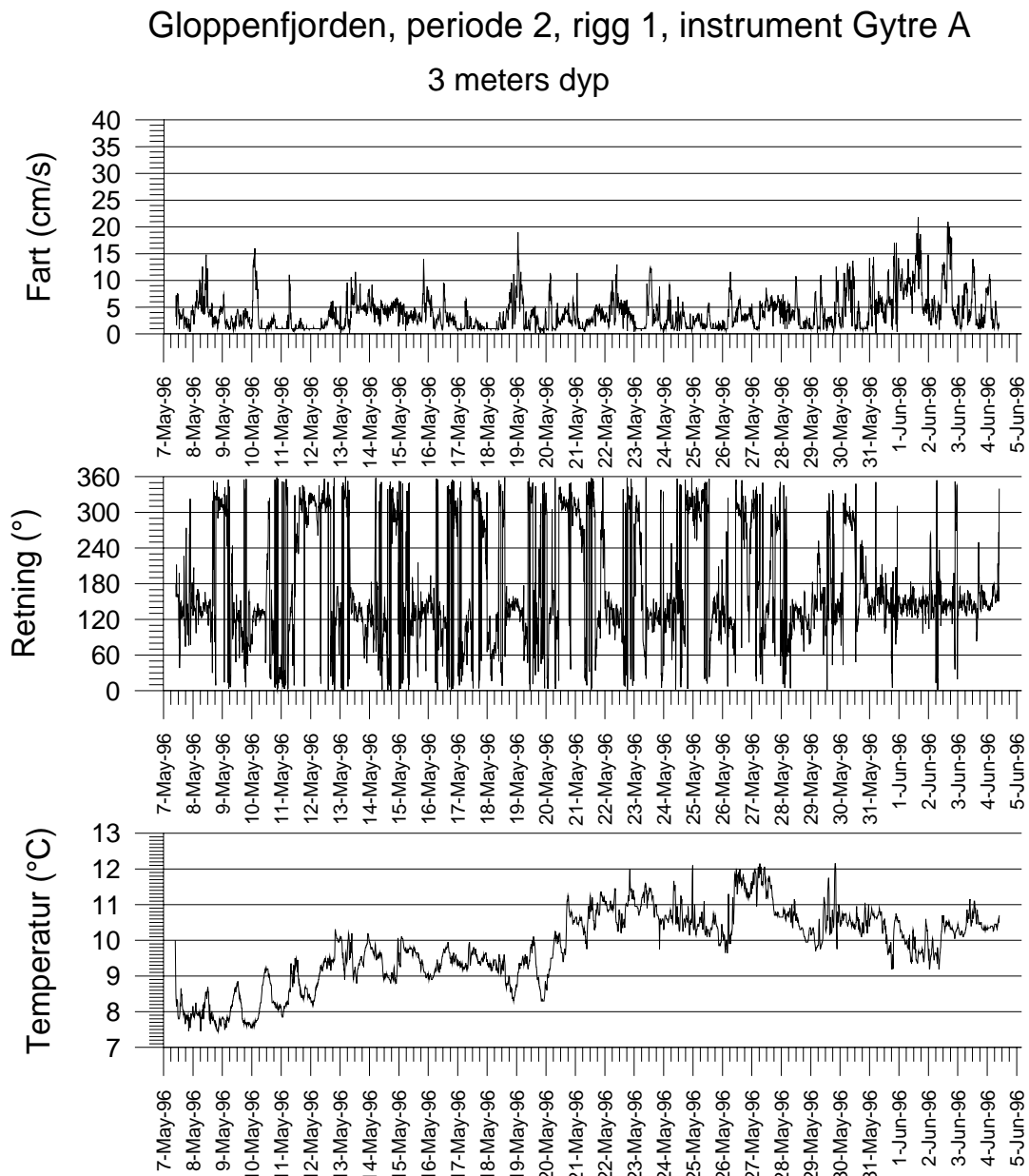
Figur 14. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 1, rigg 2, instrument Gytre S4.



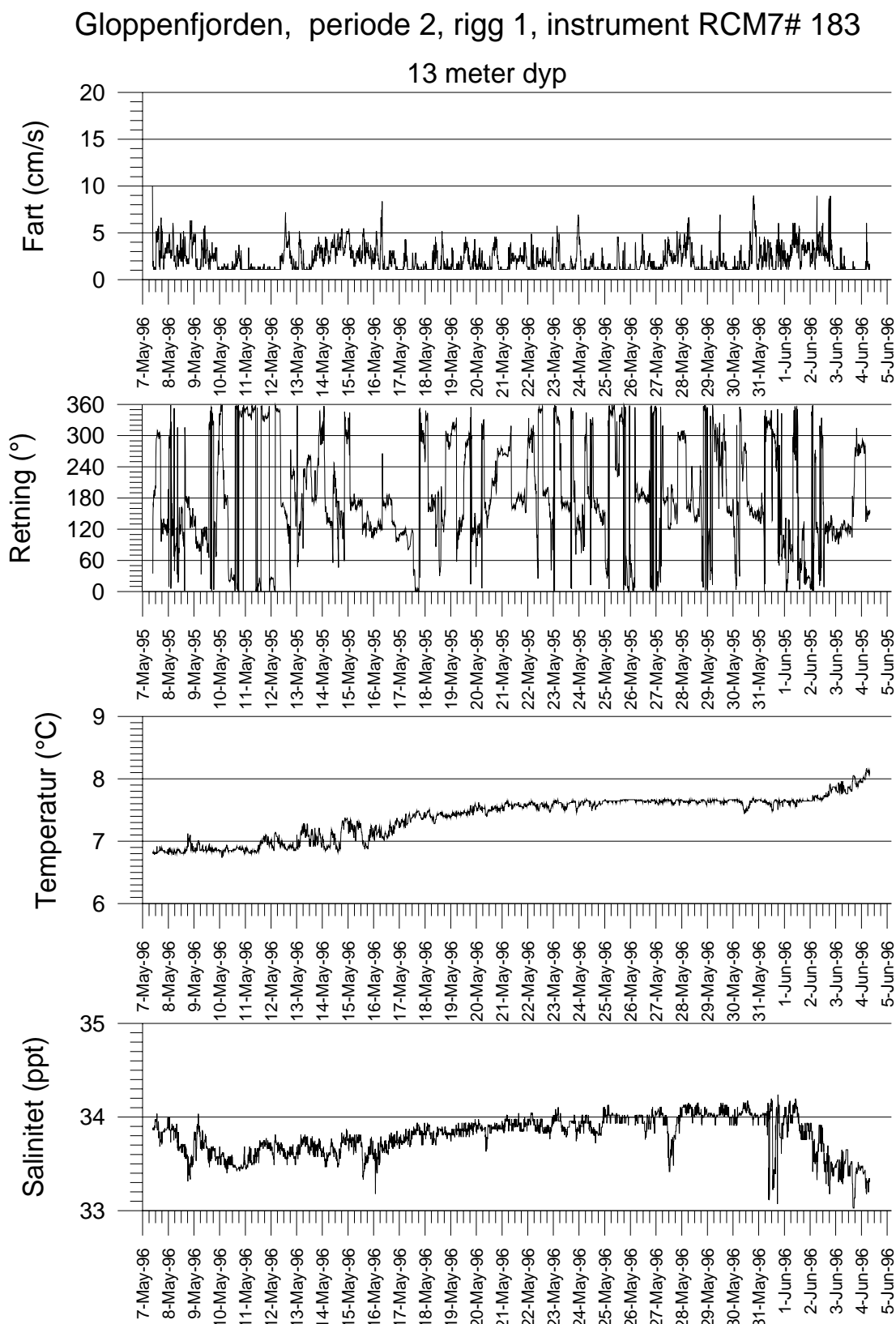
Figur 15. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 1, rigg 1, instrument RCM7 #900.



Figur 16. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 1, rigg 2, instrument RCM7 #183.



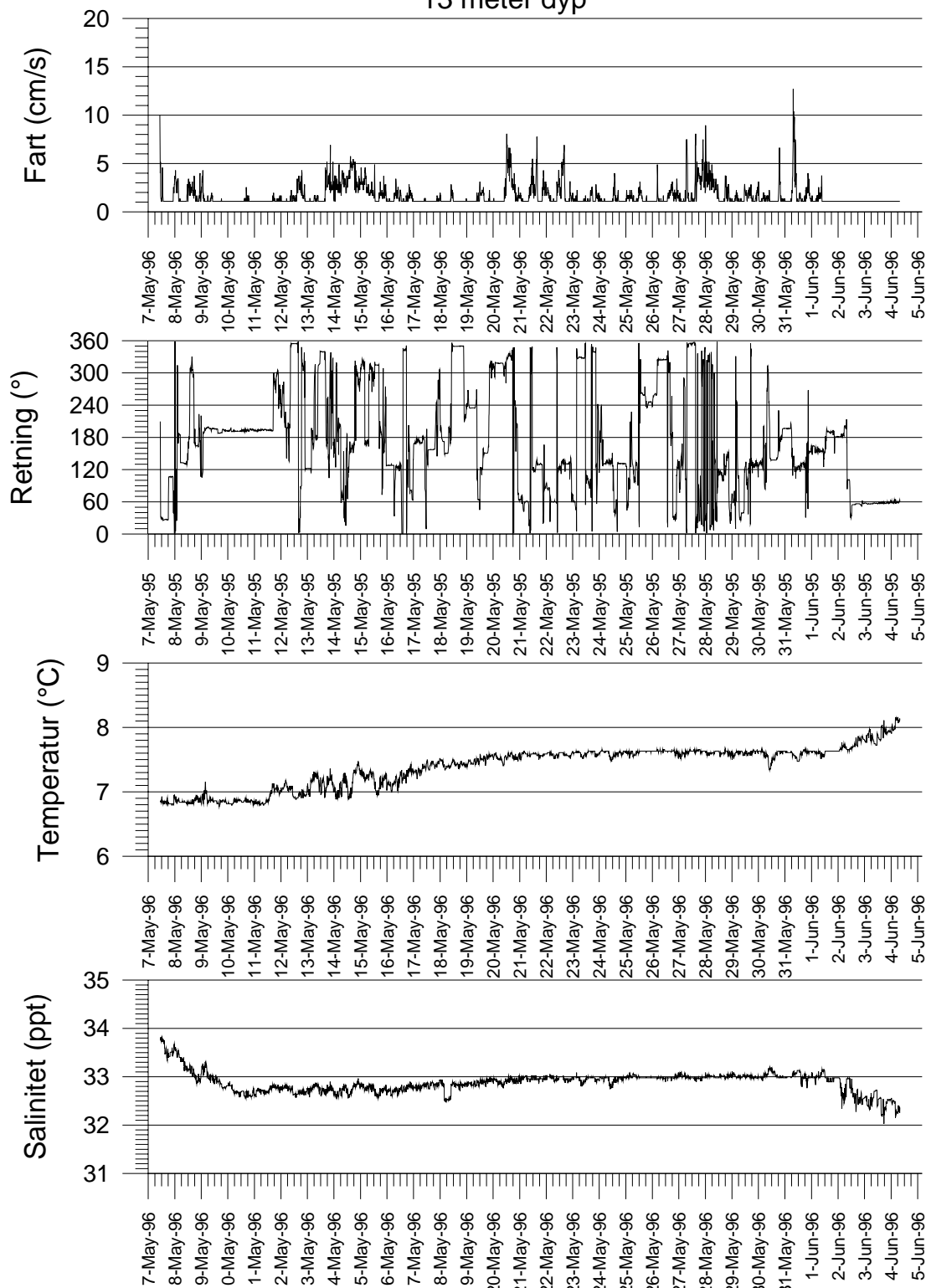
Figur 17. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 2, rigg 1, instrument Gytre A.



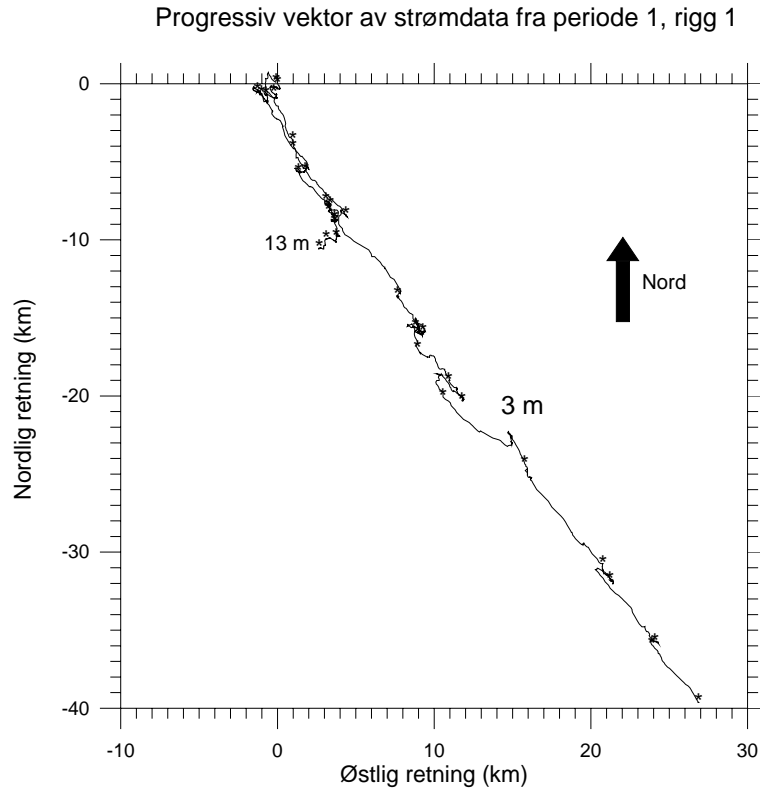
Figur 18. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 2, rigg 1, instrument RCM7 # 183.

Gloppenfjorden, periode 2, rigg 2, instrument RCM7# 276

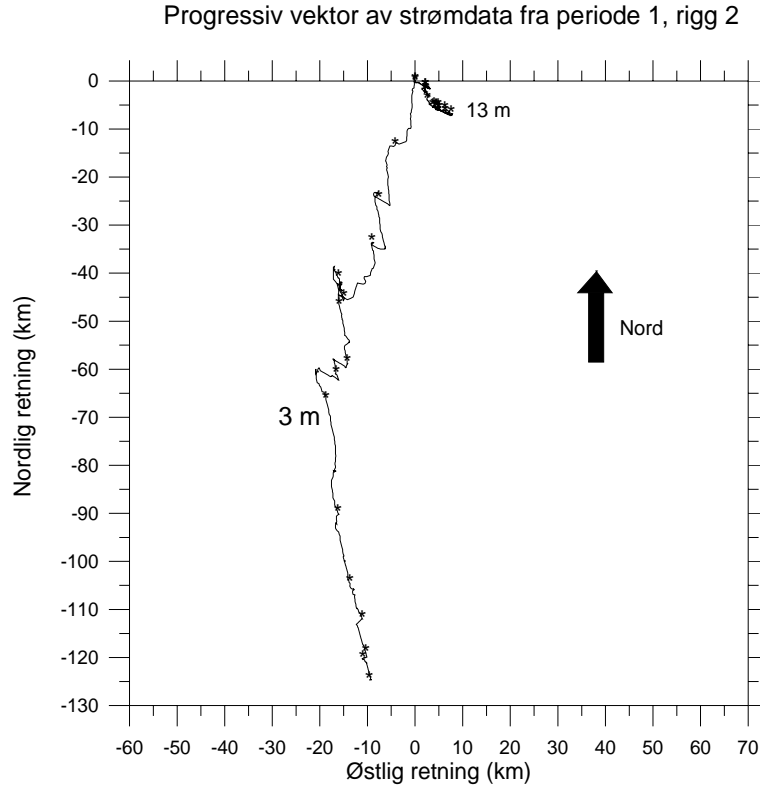
13 meter dyp



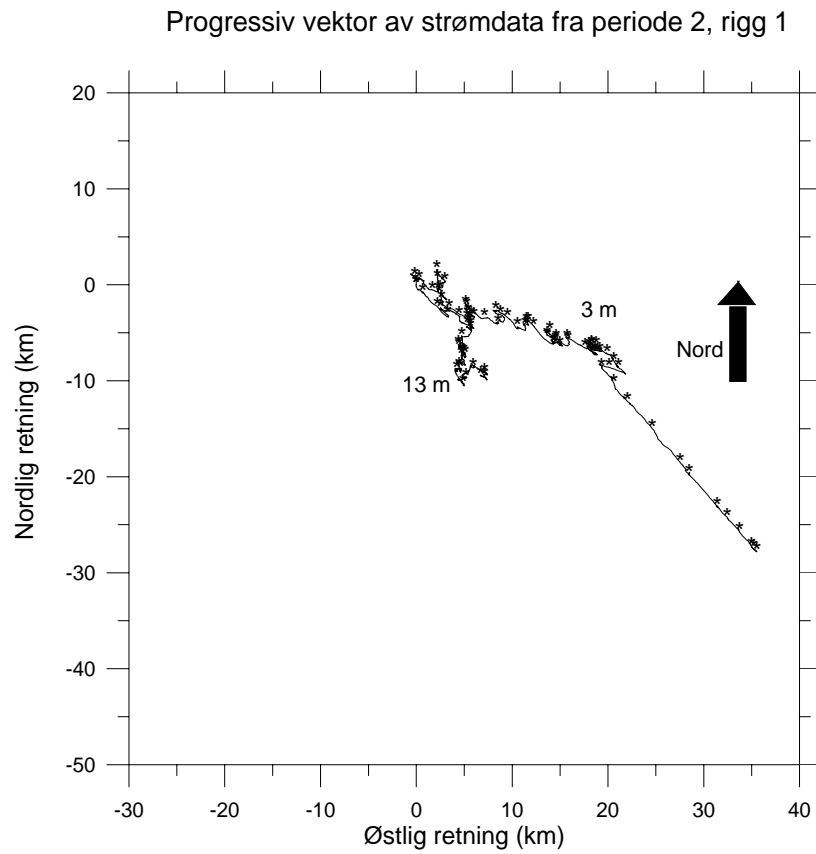
Figur 19. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 2, rigg 2, instrument RCM7 # 183.



Figur 20. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 1, rigg 1.

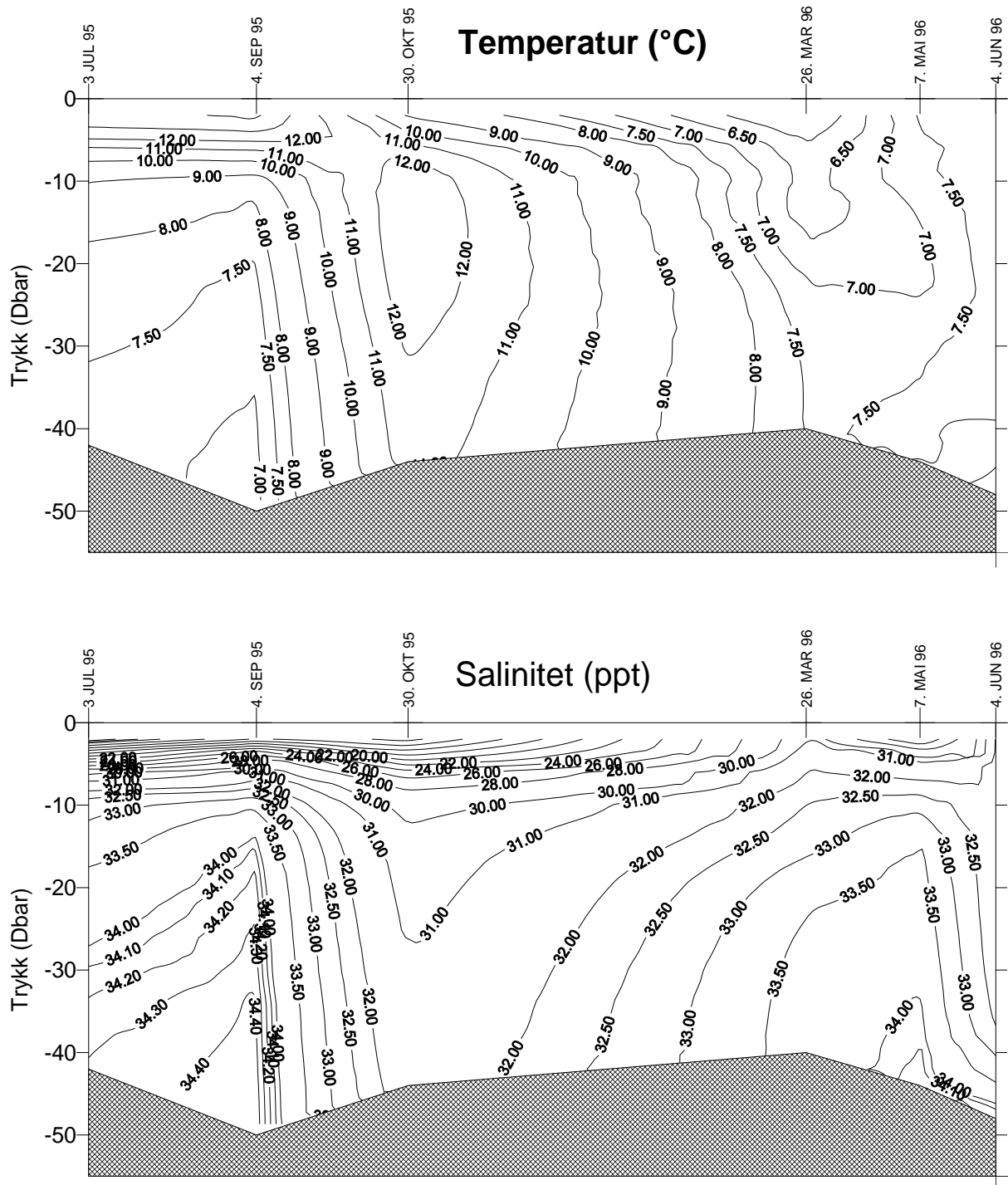


Figur 21. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 1, rigg 2.

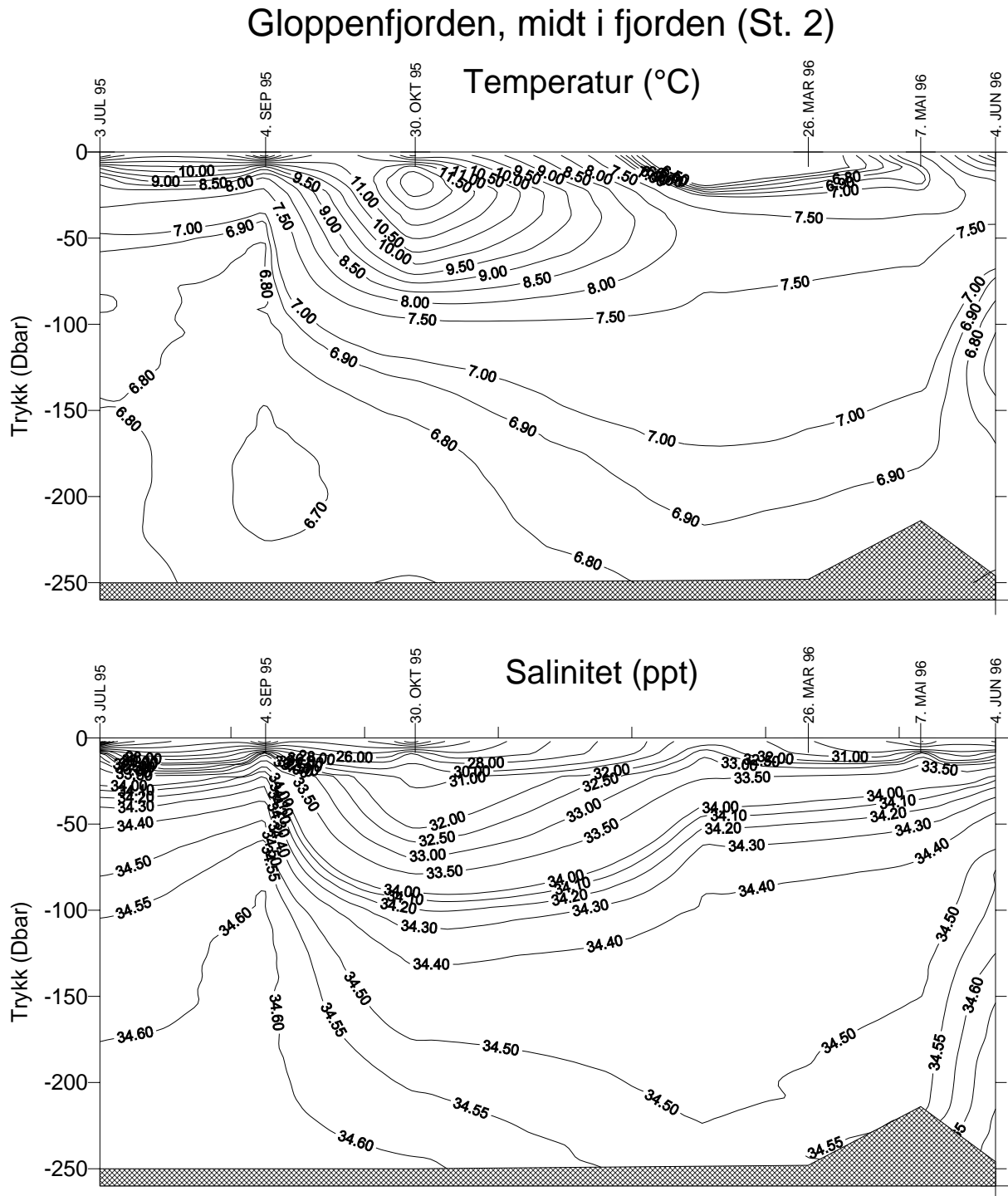


Figur 22. Strømmålinger fra Gloppenfjorden periode 2, rigg 1.

Gloppenfjorden, innerst i fjorden (St. 3)

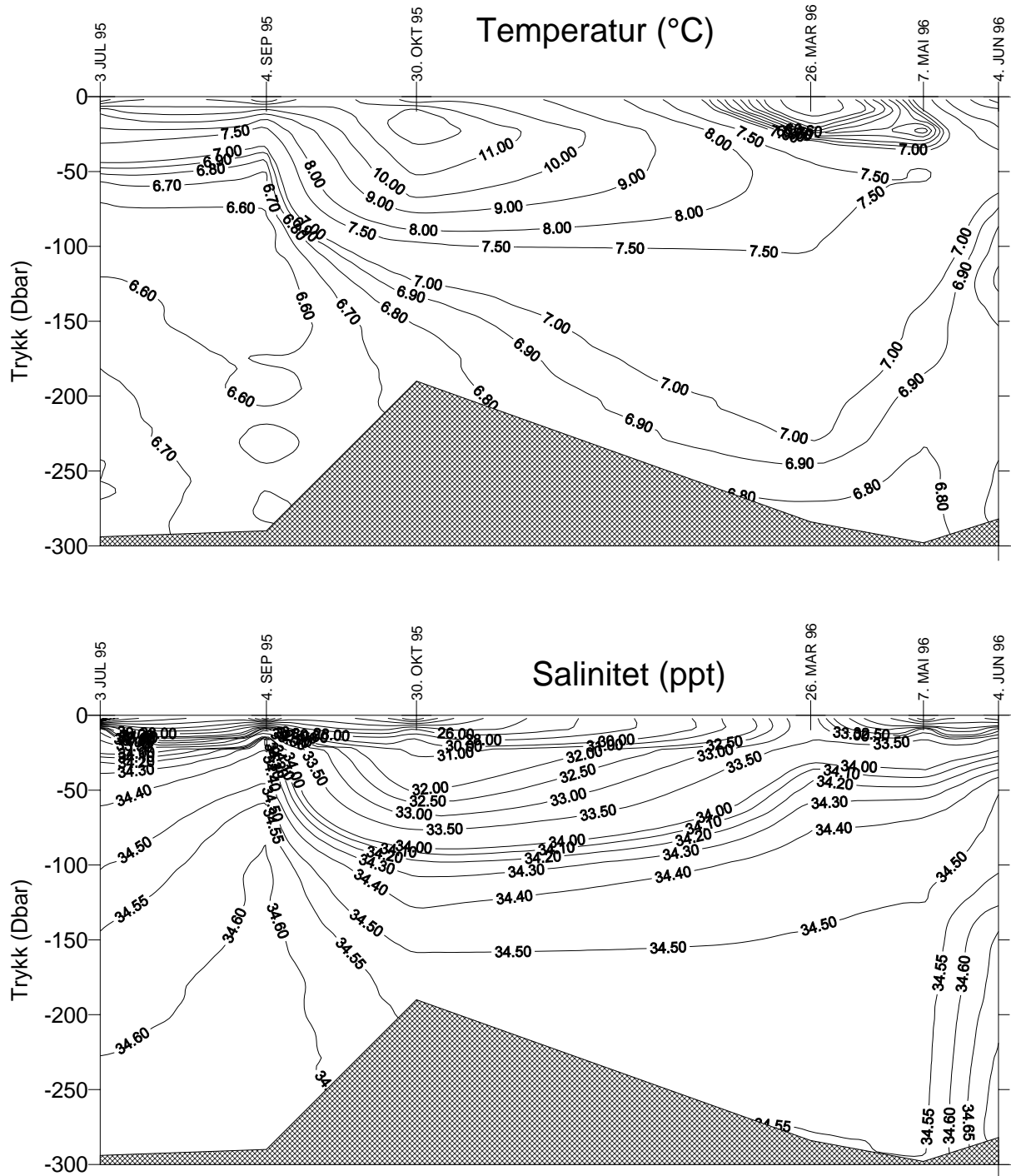


Figur 23. Hydrografimålinger fra Gloppenfjorden, stasjon innerst i fjorden (Stasjon 3). Konturplott av henholdsvis temperatur (øverst) og salinitet (nederst).

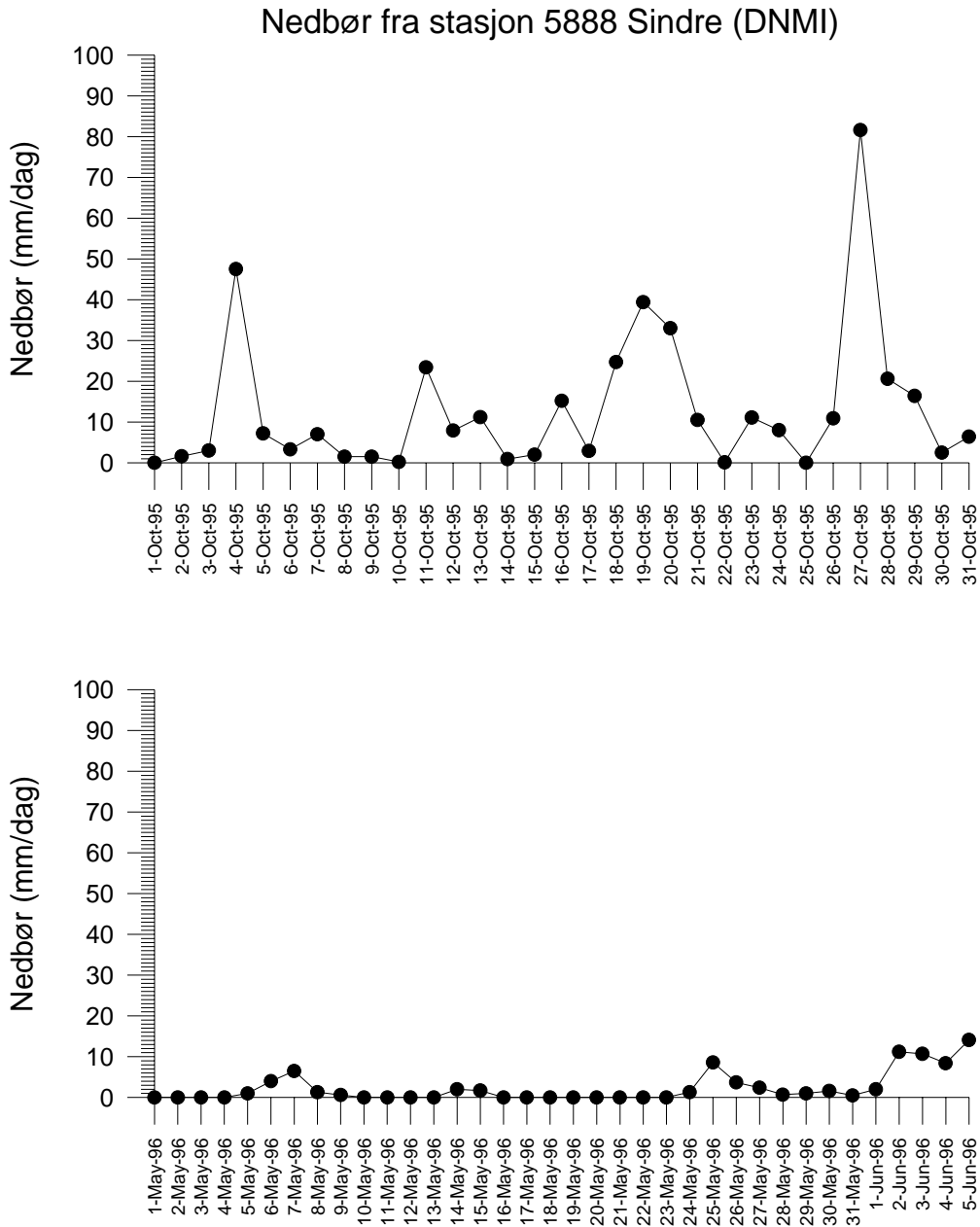


Figur 24. Hydrografimålinger fra Gloppenfjorden, stasjon midt i fjorden (Stasjon 2). Konturplott av henholdsvis temperatur (øverst) og salinitet (nederst).

Gloppenfjorden, ytterst i fjorden (St. 1)

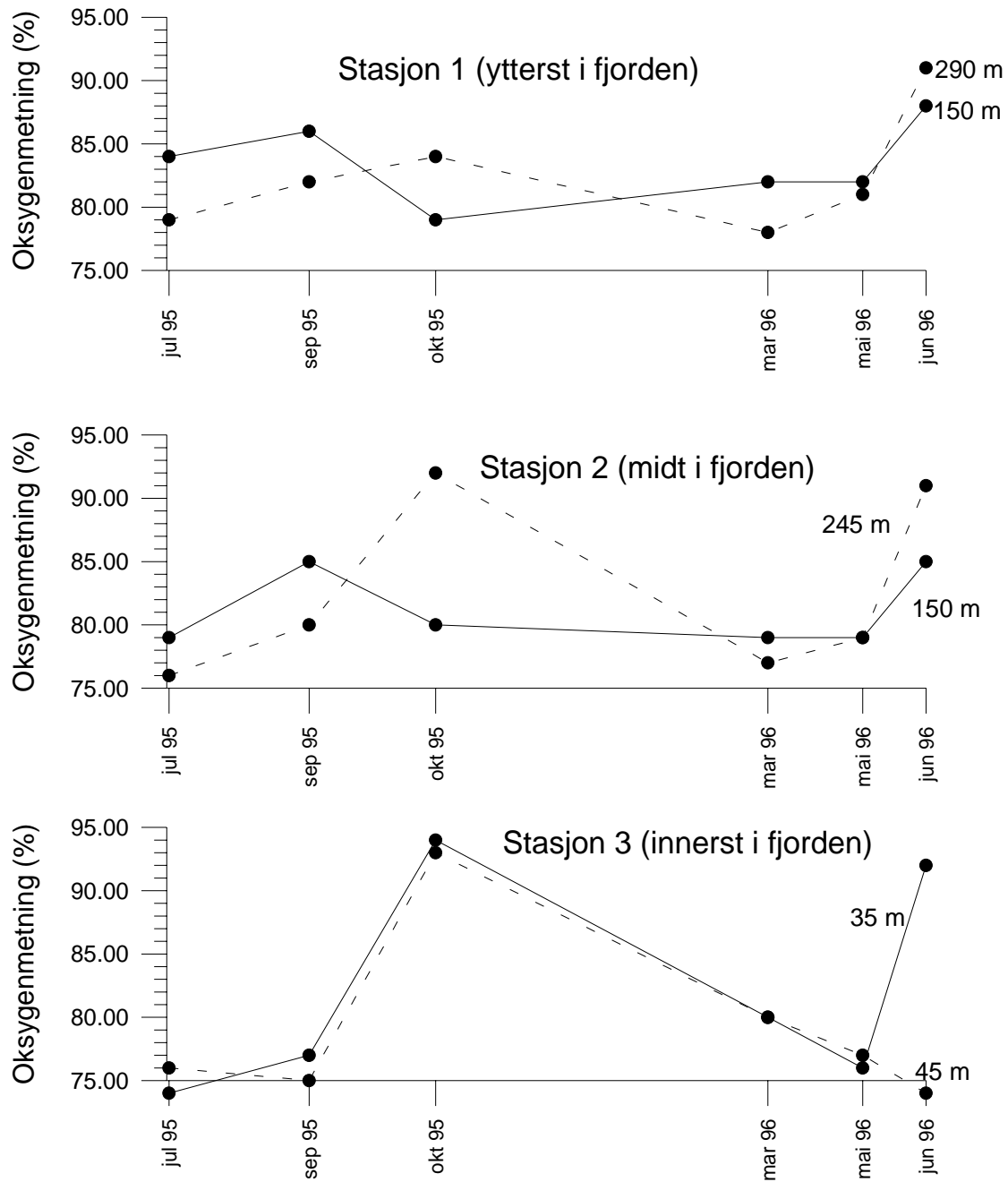


Figur 25. Hydrografimålinger fra Gloppenfjorden, stasjon ytterst i fjorden (Stasjon 1). Konturplott av henholdsvis temperatur (øverst) og salinitet (nederst).



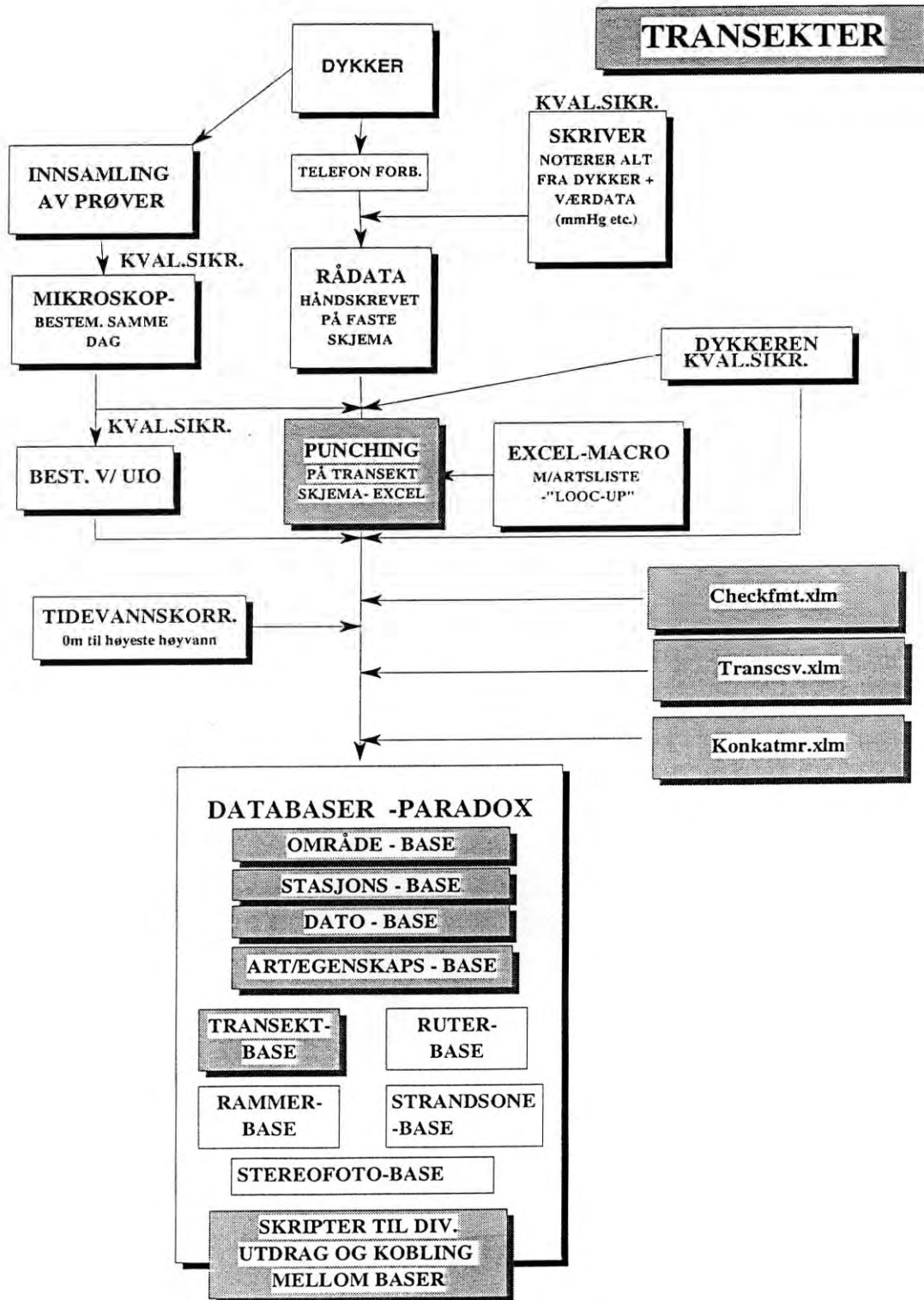
Figur 26. Nedbørsdata fra stasjon 5888 Sindre (DNMI).

Oksygenmetning i Gloppenfjorden



Figur 27. Oksygenmetning i Gloppenfjorden. Dataene er fra stasjonene 1-3.

Vedlegg B. Gruntvannsamfunn



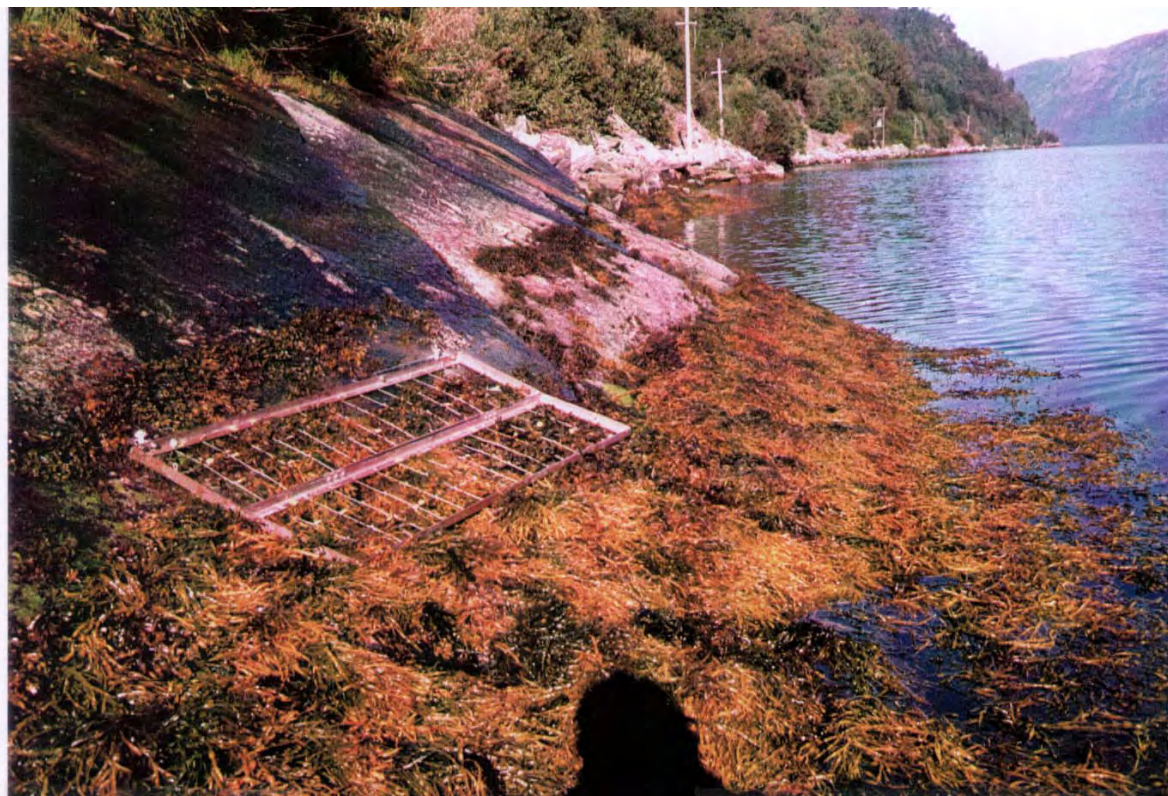
Figur 28. Dataflyt fra registrering i felt til databaser.



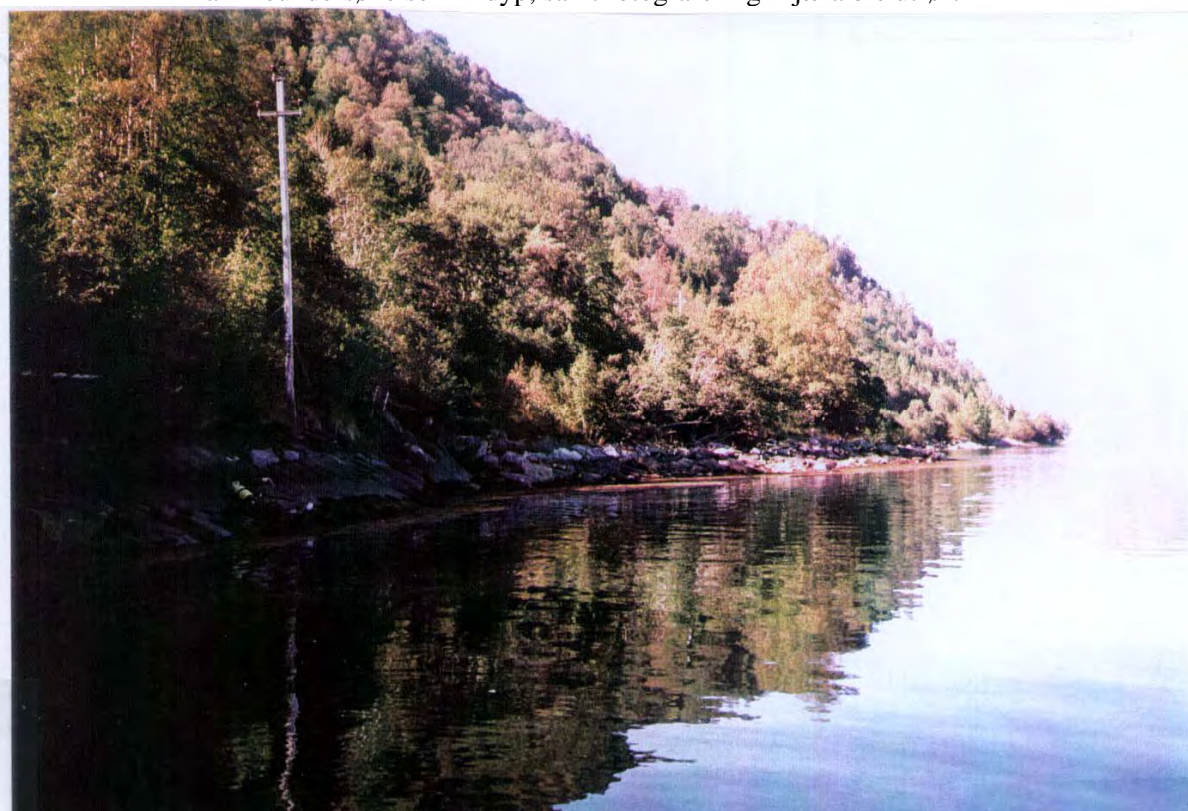
Figur 29. Bilde fra stasjon 1 ved Sandnesodden hvor en utførte fjæreundersøkelser.



Figur 30. Bilde fra stasjon 2 ca. 200 m innenfor elva Skorga. Fjære-, ramme- (ett dyp) og transektundersøkelser til 20 m ble utført



Figur 31. Bilde fra stasjon 3 utenfor elva Skorga. 3 telefonstolper innenfor transformatorstolpe. Rammeundersøkelser i 2 dyp, samt fotografering i fjæra ble utført



Figur 32. Bilde fra stasjon 4 innenfor neset ved Bjørga. Utførte rammeundersøkelser i 2 dyp samt transektregistreringer til 25m og fotografering i transektet.



Figur 33. Bilde fra stasjon 5 med Hesteneset i bakgrunnen. Utførte rammeundersøkelser i 2 dyp samt transektregistreringer til 24 m og videofilming i transektet.



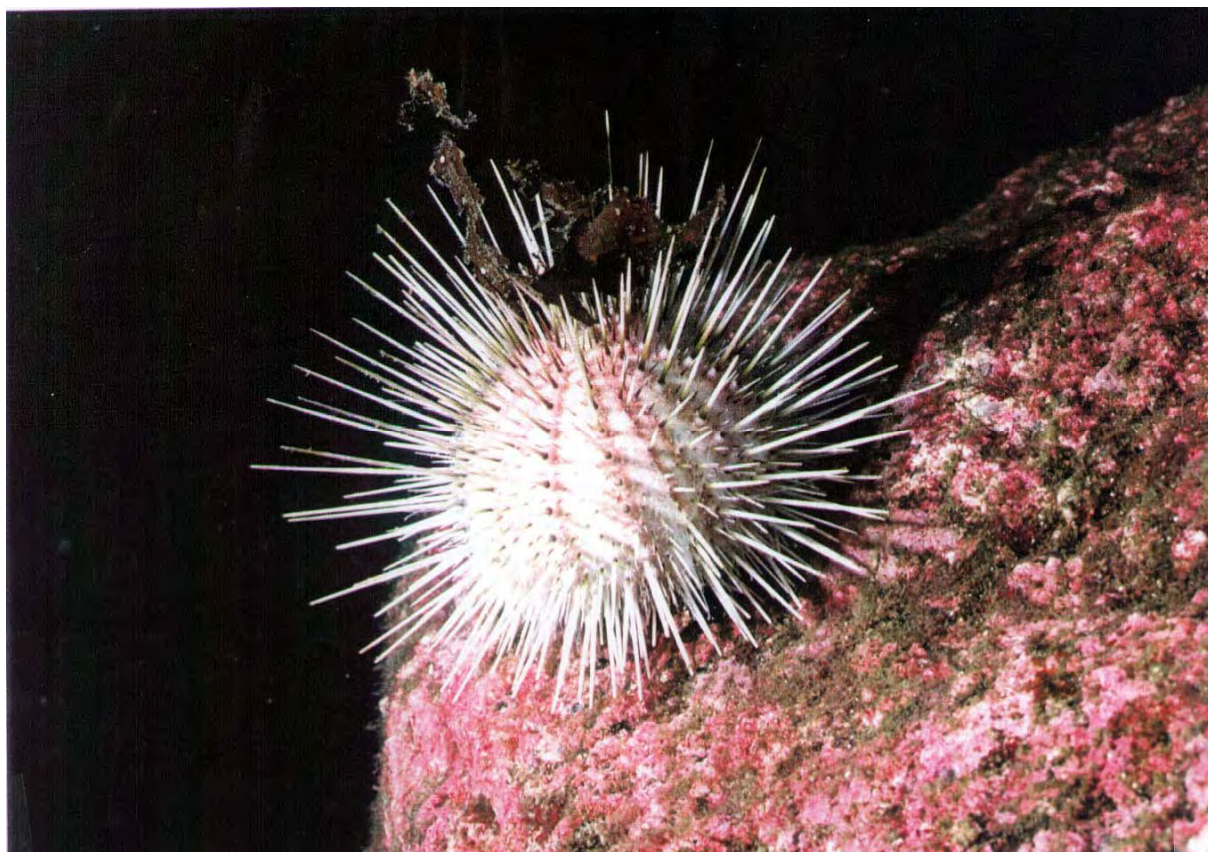
Figur 34. Bilde fra stasjon 6 på noen skjær i en bukt øst for utløpet av Gloppenelva. Utførte rammeregistreringer på 2 dyp, samt videofilming av gruntvannsområdet utenfor.



Figur 35. Bilde fra stasjon 7 inne ved Sandane. Utførte rammeundersøkelser i ett dyp.



Figur 36. Plassering av rammen i fjæra. Rammens posisjon er bestemt av to nylonbolter som er slått ned i fjellet.



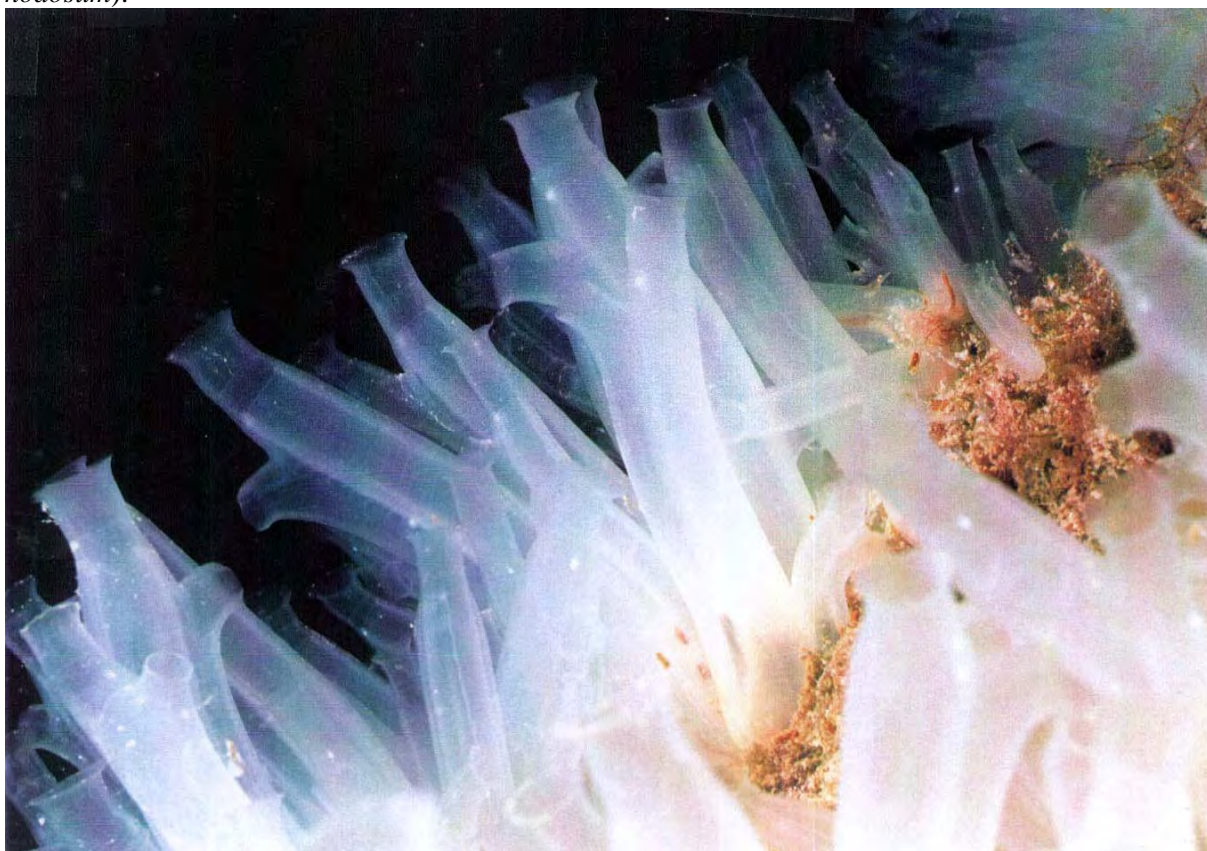
Figur 37. Sjøpinnsvin (*Echinus acutus*) har i stor grad nedbeitet all vegetasjon og fauna fra 10 til 20 m på stasjon 2.



Figur 38. Blåskjellnedslag (*Mytilus edulis*) på blæretang (*Fucus vesiculosus*).



Figur 39. Årets blåskjell (*Mytilus edulis*) av forskjellig størrelse på grisetang (*Ascophyllum nodosum*).



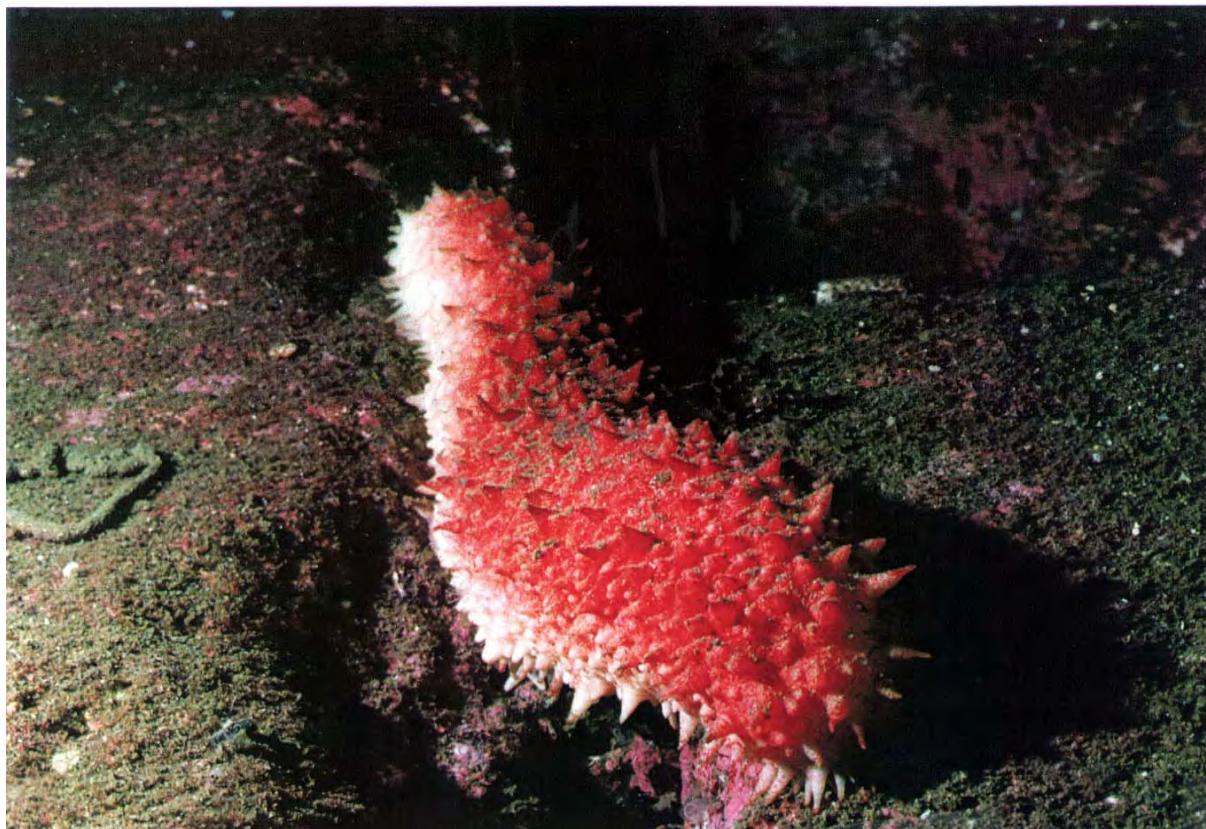
Figur 40. Sjøpungen (*Ciona intestinalis*) dekket store området av fjellet rundt 10 m dyp på stasjon 4.



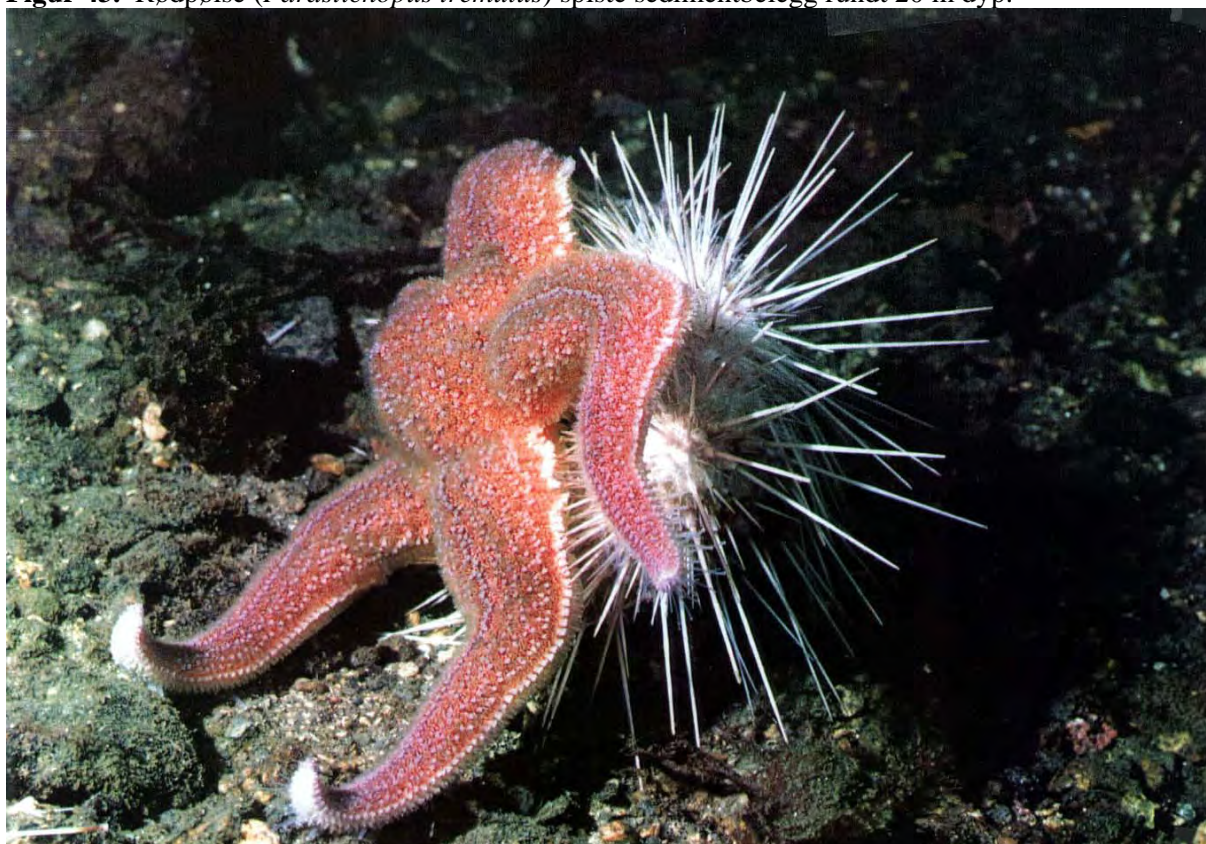
Figur 41. Sjøpunger (*Ascidia mentula*) og andre dyr og planter forekom i sprekker på nedbeitede områder.



Figur 42. Grønnalgen pollpryd (*Codium fragile*) ble funnet som små individer og helst i sprekker. Den har vært utsatt for hardt beitepress fra sjøpinnsvin.



Figur 43. Rødpølse (*Parastichopus tremulus*) spiste sedimentbelegg rundt 20 m dyp.



Figur 44. Vanlige sjøstjerner (*Asterias rubens*) er grådige rovdyr som oftest spiser blåskjell (*Mytilus edulis*), men som her har gått til angrep på en slektning - et sjøpinnsvin (*Echinus acutus*).



Figur 45. Ishavssjøstjernen (*Marthasterias glacialis*) har gått til angrep på en O-skjell (*Modiolus modiolus*).



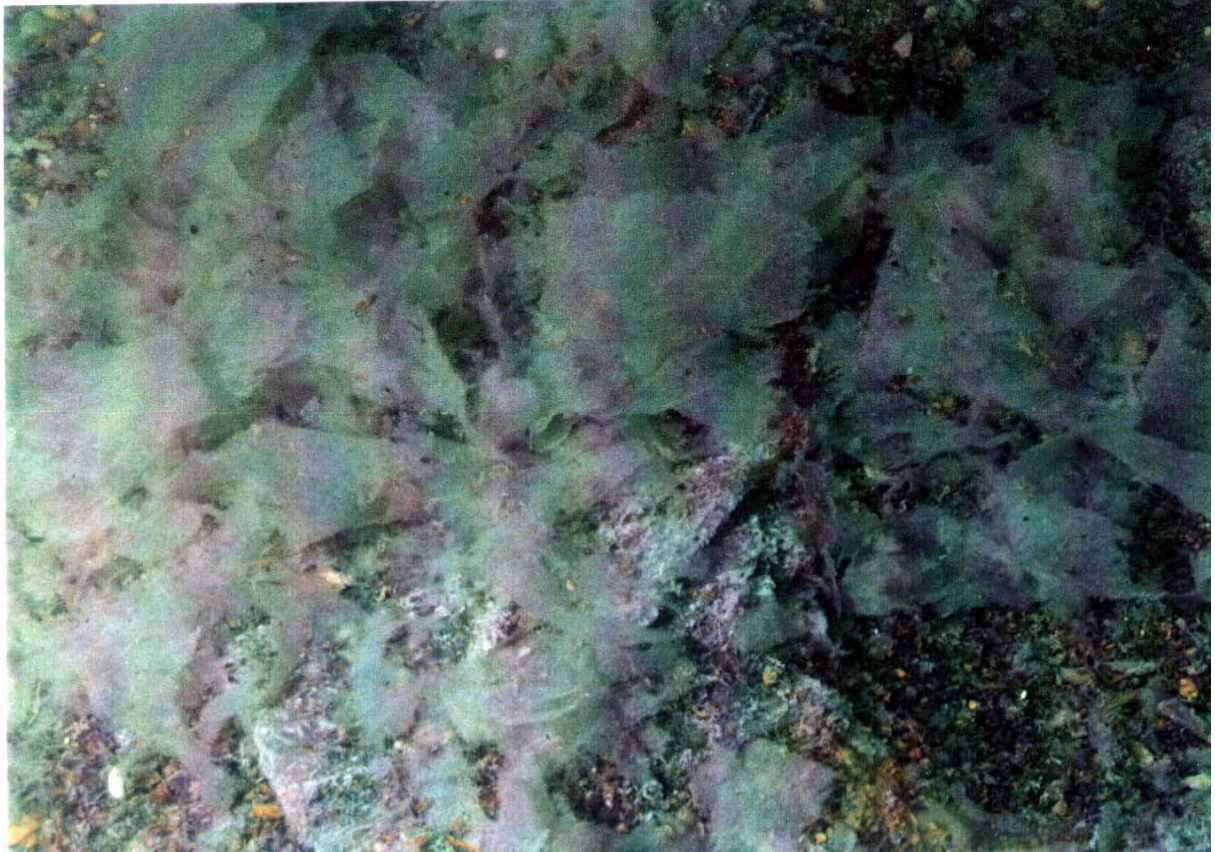
Figur 46. Stor produksjon og stillestående vann fører ofte til forråtnelsesprosesser. Her er det i hovedsak grisetang som om blir nedbrutt av scotobakterien *Beggiatoa* sp.



Figur 47. Gris tang (*Ascophyllum nodosum*) var overgrodd av blåskjell og brun- og grønnalgeepifytter ved stasjon 6.



Figur 48. Bilde fra moloen ved småbåthavna nord for Sandane sentrum. Utførte videofilming av gruntvannsområdet, samt fotodokumentering.



Figur 49. Utslipp fra kommunale kloakk var lett å påvise utenfor moloen.



Figur 50. Sjøgress (*Zostera maritima*) utenfor moloen bar preg av stor epifyttvekst.

Tabell 19. Antall arter og forekomst av alger fra 0 m (høyvann) og ned til 20 m på stasjon 2 (Figur 6).

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Observatør **ARE** Tidevannskorrigert ? J/N **J** m: **0**
 Skriver **ARE**

Tegnforklaring : 1 = Enkeltfunn 2 = Spredt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

= Må utfylles = Reg. Dyp
 Format: A = Alfnumm, S = Num

Lokalitet: **G2**

Sted	Dato	Barom	mm Hg	Nederste dyp	DYKK: Start	Slutt:
ST02	3.9.96			21	13:59	15:03
Eksposering	2 Retn.	62		Bunntype		
Supplerende undersøkelse :	Stereo	m	Ruter	0 -- 0 m	Tare	-- m
Sted:	AASS	Bunntype		Større stein	10msikt	Sandbunn m småstein
Format:	Loc: AS	Hellning		skikt	20	10
Dato:	d.m.åå	Horisontalsikt		Dominert av MYTED 3m		
Observ: AAA		Line		56	52	49
Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp:	<1
						0
						1
						2
						3
						4
						5
						6
						7
						8
						9
						10
						11
						12
						13
						14
						15
						16
						17
						18
						19
						20
						21
						22
						23
						24
						25
						26
						27
						28
						29
						30
						>30
PHYRU				Phycodrys rubens		
CORAX				Coralliniacea indet.		
BRUNT				Brunt på fjell - mørkt		
DELSA				Delesseria sanguinea		
HILRU				Hildenbrandia rubra	4	4
DIAKJ				diatome-kjede på fjell		
HALLI			P	Halarachnion ligulatum		
CUTAG				Cutleria multifida Aglazoniastadia		
PTEPL			P	Pterothamnion plumula		
SPLSU				Spirulina subsalsa		
SPEPA			P	Spermatoxus paradoxus		
ENTEZ				Enteromorpha sp.	2	3
ULVLA				Ulva lactuca		
CALCO			P	Callithamnion corymbosum		
CODFR				Codium fragile		
ANTCR			P	Antithamnion cruciatum		
DERMA				Derbesia marina		
NEDBE				NEDBETET AV ECHINOIDEA		
POLEL			P	Polysiphonia elongata	2	2
ASPTU				Asperococcus turneri		
SEDIM				Sediment:organisk		
CUTMU				Cutleria multifida		
CLAAL	2		P	Cladophora cf.albida		
CERRU			P	Ceramium rubrum		
ECTSI			P	Ectocarpus siliculosus	2	2
BEGGZ				Beggiatoa sp.		
CERRE	2		P	Ceramium cf.rescissum		
BRYHY				Bryopsis hypnoides		
CHOCR			P	Chondrus crispus		
SPHCI			P	Sphacelaria cirrosa		
FUCSE				Fucus serratus	2	4
FUCVE				Fucus vesiculosus	2	3
ELAFU			P	Elachista fucicola	2	2
RHOCO			P	Rhodomela confervoides		
CLADZ				Cladophora sp.		
ASCNO				Ascophyllum nodosum	4	3
RHIIM			P	Rhizoclonium implexum		
CLARU				Cladophora rupestris	2	
FUCUZ				Fucus sp.	2	
ERYCA			P	Erythrotrichia carnea		
AHNPL			P	Ahnfeltia plicata		
SPHPL				Sphacelaria plumosa		
POLNI			P	Polysiphonia nigrescens		
SUM					43	

Tabell 20. Antall arter og forekomst av alger fra 0 m (høyvann) og ned til 25 m på stasjon 4 (Figur 6).

Vertikalutbredelse for gruntvannsorganismer

Observatør ARE Tidevannskorrigert ? J/N J m: 0
Skriver ARE

Tegnforklaring: 1 = Enkeltfunn 2 = Spredt 3 = Vanlig 4 = Dominerende

= Må utfylles Reg.
Format: A = Alfannumm, S = Num Dyp

Lokalitet: G2

Kode	cf	sp	NB	TAXA	Dyp: <1 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 >30																																	
					Sted	Dato	Barom	Nederste dyp	DYKK: Start	Slutt:	Eksponering	Retn.	Hellingning	Bunntype	Ruter	Tare	Video	min.	TS	Foto	J	Suppl. undersøkelse	Stereo	Fjell og stein	Hellingning	FS	glatt	kant på 20m	sikt15	Glatt fjell	15m sikt							
CORAX				Coralliniacea indet.																																		
BRUNT				Brunt på fjell - mørkt					2	4	4	4	4	3	3	3	3	3	4	4	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
PHYRU				Phycodrys rubens													2	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2		
DELSA			P	Delesseria sanguinea																																		
SPLSU				Spirulina subsalsa					3	3																												
TRAIN			P	Bonnemaisonia hamifera: sporp.																																		
PTEPL			P	Pterothamnion plumula																																		
SEDIM				Sediment: unclassified																																		
BONAS				Bonnemaisonia asparagoides: gamet.																																		
CUTAG			P	Cutleria multifida Aglazoniastadia																																		
CRUPE				Cruoria cf. pellita																																		
DIAKJ			P	diatome-kjede på fjell																																		
NEDBE				NEDBEITET AV ECHINOIDEA																																		
BRYPL			P	Bryopsis plumosa																																		
CALCO			P	Callithamnion corymbosum																																		
HALOV				Halicystis ovalis																																		
HALLJ				Halarachnion ligulatum																																		
DERMA				Derbesia marina																																		
ECTFA			P	Ectocarpus fasciculatus																																		
ECTSI			P	Ectocarpus siliculosus																																		
CODFR				Codium fragile																																		
CLAAL			P	Cladophora cf. albida																																		
POLEL			P	Polysiphonia elongata																																		
ASPTU				Asperococcus turneri																																		
BROBY				Brongniartella byssoides																																		
CUTMU				Cutleria multifida																																		
SPHCI			P	Sphacelaria cirrosa																																		
CLADZ			P	Cladophora sp.																																		
STITO			P	Stictyosiphon tortilis																																		
SPEPA			P	Spermatoxus paradoxus																																		
RALFX				Ralfsiacea indet. (Lithoderma)																																		
HILRU				Hildenbrandia rubra																																		
SPHPL				Sphacelaria plumosa																																		
POLNI			P	Polysiphonia nigrescens																																		
CHOFI				Chorda filum																																		
POLVI			P	Polysiphonia violacea																																		
CERRU			P	Ceramium rubrum																																		
STREB			P	Streblenemoide alger																																		
CERRE			P	Ceramium cf. rescissum																																		
CHOCR				Chondrus crispus																																		
AHNPL				Ahnfeltia plicata																																		
FURLU				Furcellaria lumbricalis																																		
POLUR			P	Polysiphonia cf. urceolata																																		
RHOCO				Rhodomela confervoides																																		
ENTIN			P	Enteromorpha cf. intestinalis																																		
FUCSE				Fucus serratus																																		
FUCVE				Fucus vesiculosus																																		
PHYTR				Phyllophora truncata																																		
ASCNO				Ascophyllum nodosum																																		
CERST			P	Ceramium strictum																																		
CLARU				Cladophora rupestris																																		
ENTEZ			P	Enteromorpha sp.																																		
RHIIM			P	Rhizoclonium implexum																																		
ERYCA			P	Erythrotrichia carnea																																		
POLUR			P	Polysiphonia urceolata																																		
SPOTO				Spongonema tomentosum																																		
SUM																																						

Tabell 22. Tabellene framstille hvilke arter som betyr mest innen de forskjellige gruppene og hvilke arter som bestemmer grad av forskjell mellom gruppene.

SIMILARITY PERCENTAGES (SIMPER)

=====

SOURCE DATA FILE : D:\G2RAA2.PM1

NUMBER OF SPECIES (ROWS) IN DATA SET = 24
 NUMBER OF COLUMNS IN DATA SET = 10

NO SPECIES REDUCTION

SPECIES NAME FILE : D:\G2RAA2.LST

GROUP SIZE COLUMN NUMBERS

1 4 1,2,4,6
 2 3 3,5,7
 3 2 8,9
 4 1 10

SQUARE ROOT TRANSFORMATION
 BRAY-CURTIS SIMILARITY

Value for percentage cutoff = 100.0

GROUP 1 AVERAGE SIMILARITY = 64.04

SPECIES	NO	AV.ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM%
HILRU	18	30	23.9	6.03	37.38	37.38
ASCNO	1	15.75	15.2	9.95	23.69	61.07
FUCVE	17	6.75	9.7	4.42	15.16	76.22
CLARU	8	13.5	7	0.91	10.87	87.09
FUCUZ	16	9.25	5.8	0.91	8.98	96.07
SPOTO	24	2.5	1.3	0.41	2.07	98.15

Forts. tabell 22

GROUP 2 AVERAGE SIMILARITY = 64.32

SPECIES	NO	AV.ABUNDANCE	AVERAGE	RATIO	PERCENT	CUM%
MYTED	21	29	10.9	12.42	16.94	16.94
HILRU	18	27.33	10	22.06	15.52	32.46
ELEPI	12	16	7.5	23.52	11.73	44.19
FUCUZ	16	14	6.7	4.32	10.43	54.62
ENTIN	14	18.33	6.5	2.81	10.07	64.69
ASCNO	1	15.33	6.3	5.54	9.85	74.55
CORAX	9	16.67	5.9	2.5	9.13	83.68
CLADZ	7	11	2.4	0.58	3.76	87.44
RHIIM	22	11	2.4	0.58	3.76	91.21
ELAFU	11	9	2	0.58	3.06	94.26
FUCSE	15	5	1.9	0.58	3	97.27

GROUP 3 AVERAGE SIMILARITY = 62.97

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 2 & 1 = 59.60

GROUP 2 GROUP 1

SPECIES	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM %
MYTED	21	29	1	6.69	6.49	11.23	11.23
ELEPI	12	16	0	5.51	10.61	9.24	20.47
CORAX	9	16.67	0	5.47	2.48	9.18	29.66
ENTIN	14	18.33	5	4.65	1.91	7.8	37.46
CLARU	8	0	13.5	4.14	1.59	6.95	44.4
RHIIM	22	11	0	3.87	1.31	6.49	50.9
CLADZ	7	11	1	3.59	1.35	6.03	56.93
ELAFU	11	9	0	3.16	1.33	5.3	62.23
FUCSE	15	5	0	2.68	1.32	4.49	66.72
FUCVE	17	10.33	6.75	2.46	1.5	4.12	70.85
FUCUZ	16	14	9.25	2.14	0.85	3.59	74.43
CERRE	4	8	0	2.03	0.67	3.4	77.84
LITLI	20	3.33	2.5	1.73	0.8	2.91	80.75
CAMPZ	3	4.67	0	1.55	0.67	2.6	83.35
CERST	6	2.67	0	1.46	0.67	2.46	85.8
SPOTO	24	0	2.5	1.45	0.95	2.43	88.24
SPHCI	23	3	0	1.38	0.67	2.31	90.55
CYANO	10	0	2.25	1.37	0.95	2.3	92.85
ASCNO	1	15.33	15.75	1.16	1.46	1.95	94.8
LAOGC	19	1.67	0	0.93	0.67	1.55	96.35
CERRU	5	1.67	0	0.93	0.67	1.55	97.9
ENTEZ	13	0	1.5	0.84	0.55	1.41	99.32

forts. Tabell 22

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 3 & 1 = 71.87

GROUP 3 GROUP 1

SPECIES	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM %
BLIMI	2	30	0	15.22	4.98	21.18	21.18
ASCNO	1	0	15.75	10.75	6.58	14.95	36.13
HILRU	18	6.5	30	10.08	1.83	14.03	50.15
CLARU	8	0	13.5	7.77	1.59	10.81	60.96
RHIIM	22	7	0	5.06	0.91	7.05	68.01
FUCVE	17	2.5	6.75	4.36	1.11	6.07	74.07
FUCUZ	16	12	9.25	4.08	0.76	5.68	79.75
SPTO	24	0	2.5	2.68	0.93	3.73	83.49
ENTIN	14	0	5	2.54	0.54	3.53	87.02
CYANO	10	0	2.25	2.53	0.93	3.53	90.54
LITLI	20	0	2.5	2	0.54	2.78	93.33
MYTED	21	0	1	1.82	0.54	2.53	95.86
ENTEZ	13	0	1.5	1.64	0.54	2.28	98.14

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 3 & 2 = 77.46

GROUP 3 GROUP 2

SPECIES	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM %
BLIMI	2	30	0	8.74	8.7	11.29	11.29
MYTED	21	0	29	8.59	8.7	11.1	22.38
ENTIN	14	0	18.33	6.39	4.11	8.25	30.63
ELEPI	12	0	16	6.31	30.63	8.15	38.78
CORAX	9	0	16.67	6.29	2.38	8.12	46.9
ASCNO	1	0	15.33	6.03	4.93	7.79	54.69
HILRU	18	6.5	27.33	5.35	1.73	6.9	61.6
CLADZ	7	0	11	4.46	1.27	5.76	67.36
ELAFU	11	0	9	3.59	1.28	4.64	71.99
RHIIM	22	7	11	3.5	1.11	4.52	76.51
FUCVE	17	2.5	10.33	3.3	1.33	4.26	80.77
FUCSE	15	0	5	3.1	1.27	4	84.77
CERRE	4	0	8	2.29	0.65	2.96	87.73
CAMPZ	3	0	4.67	1.75	0.65	2.26	89.98
CERST	6	0	2.67	1.7	0.65	2.2	92.19
SPHCI	23	0	3	1.58	0.65	2.04	94.22
LITLI	20	0	3.33	1.48	0.65	1.91	96.13
CERRU	5	0	1.67	1.05	0.65	1.35	97.48
LAOGC	19	0	1.67	1.05	0.65	1.35	98.83

forts. Tabell 22

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 4 & 1 = 39.01

GROUP 4 GROUP 1

=====

SPECIES	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM %
ENTIN	14	29	5	10.54	1.73	27.01	27.01
FUCVE	17	0	6.75	6.16	2.76	15.78	42.79
FUCUZ	16	0	9.25	5.59	1.47	14.33	57.12
CLARU	8	23	13.5	4.92	0.78	12.6	69.73
SPOTO	24	0	2.5	2.35	0.86	6.01	75.74
CYANO	10	0	2.25	2.22	0.87	5.68	81.42
LITLI	20	0	2.5	1.74	0.5	4.45	85.87
MYTED	21	0	1	1.49	0.5	3.83	89.7
ENTEZ	13	0	1.5	1.41	0.5	3.62	93.32
ASCNO	1	17	15.75	1.24	1.02	3.17	96.48
CLADZ	7	0	1	1.15	0.5	2.96	99.44
HILRU	18	29	30	0.22	5.54	0.56	100

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 4 & 2 = 63.05

GROUP 4 GROUP 2

=====

SPECIES	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM %
MYTED	21	0	29	7.84	8.61	12.43	12.43
CLARU	8	23	0	6.98	8.61	11.07	23.51
ELEPI	12	0	16	5.76	48.05	9.14	32.65
CORAX	9	0	16.67	5.73	2.17	9.09	41.74
FUCUZ	16	0	14	5.46	3.59	8.66	50.4
RHIIM	22	0	11	4.06	1.13	6.43	56.83
CLADZ	7	0	11	4.06	1.13	6.43	63.27
FUCVE	17	0	10.33	3.43	1.09	5.44	68.7
ELAFU	11	0	9	3.3	1.14	5.23	73.94
FUCSE	15	0	5	2.81	1.14	4.46	78.39
CERRE	4	0	8	2.11	0.58	3.35	81.74
ENTIN	14	29	18.33	2	0.82	3.17	84.91
CAMPZ	3	0	4.67	1.61	0.58	2.56	87.47
CERST	6	0	2.67	1.54	0.58	2.44	89.91
SPHCI	23	0	3	1.44	0.58	2.29	92.2
LITLI	20	0	3.33	1.36	0.58	2.16	94.36
ASCNO	1	17	15.33	1.16	1.83	1.85	96.21
CERRU	5	0	1.67	0.96	0.58	1.53	97.74
LAOGC	19	0	1.67	0.96	0.58	1.53	99.27

forts. Tabell 22

AVERAGE DISSIMILARITY BETWEEN GROUPS 4 & 3 = 88.91

GROUP 4 GROUP 3

===== =====

SPECIES	NO	AV ABUN	AV ABUN	AV TERM	RATIO	PERCENT	CUM %
BLIMI	2	0	30	16.41	26.36	18.45	18.45
ENTIN	14	29	0	16.13	26.35	18.14	36.59
CLARU	8	23	0	14.36	26.35	16.16	52.75
ASCNO	1	17	0	12.35	26.35	13.89	66.64
HILRU	18	29	6.5	10.59	1.46	11.91	78.55
FUCUZ	16	0	12	10.36	6.4	11.66	90.2
RHIIM	22	0	7	5.45	0.71	6.13	96.33
FUCVE	17	0	2.5	3.26	0.71	3.67	100

Tabell 23. Oversikt over antall alger som ble funnet under transektene. R = rødalger, B = brunalger, G = grønnalger og D = dyr.

Code	Latin_name	Kategori
AHNPL	Ahnfeltia plicata	R
ANTCR	Antithamnion cruciatum	R
ASCNO	Ascophyllum nodosum	B
ASPTU	Asperococcus turneri	B
AUDDA	Audouiniella daviesii	R
AUDOZ	Audouiniella sp.	R
BEGGZ	Beggiatoa sp.	?
BONAS	Bonnemaisonia asparagoides: gamet.	R
TRAIN	Bonnemaisonia hamifera: sporp.	R
BROBY	Brongniartella byssoides	R
BRUNT	Brunt på fjell - mørkt	B
BRYHY	Bryopsis hypnoides	G
BRYPL	Bryopsis plumosa	G
CALCO	Callithamnion corymbosum	R
CALLA	Callophyllis laciniata	R
CERAX	Ceramiales indet.	R
CERRE	Ceramium rescissum	R
CERRU	Ceramium rubrum	R
CERST	Ceramium strictum	R
CHOCR	Chondrus crispus	R
CHOFI	Chorda filum	B
CHOFL	Chordaria flagelliformis	B
CLAAL	Cladophora albida	G
CLARU	Cladophora rupestris	G
CLADZ	Cladophora sp.	G
CODFR	Codium fragile	G
CORAX	Coralliniacea indet.	R
CRUPE	Cruoria pellita	R
CUTMU	Cutleria multifida	B
CUTAG	Cutleria multifida Aglazoniastadia	B
DELSA	Delesseria sanguinea	R
DERMA	Derbesia marina	G
DESAC	Desmarestia aculeata	B
DIAKJ	diatome-kjede på fjell	?
ECTFA	Ectocarpus fasciculatus	B
ECTSI	Ectocarpus siliculosus	B
ECTOZ	Ectocarpus sp.	B
ELAFU	Elachista fucicola	B
ENTIN	Enteromorpha intestinalis	G
ENTEZ	Enteromorpha sp.	G
ERYCA	Erythrotrichia carnea	R
FUCSE	Fucus serratus	B
FUCUZ	Fucus sp.	B

forts. tabell 23

Code	Latin_name	Kategori
FUCVE	<i>Fucus vesiculosus</i>	B
FURLU	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	R
HALOV	<i>Halicystis ovalis</i>	G
HILRU	<i>Hildenbrandia rubra</i>	R
LAMSA	<i>Laminaria saccharina</i>	B
LOMOR	<i>Lomentaria orcadensis</i>	R
NEDBE	NEDBEITET AV ECHINOIDEA	?
PETHE	<i>Petrocelis hennedyi</i>	R
PHYRU	<i>Phycodrys rubens</i>	R
PHYTR	<i>Phyllophora truncata</i>	R
POLEL	<i>Polysiphonia elongata</i>	R
POLNI	<i>Polysiphonia nigrescens</i>	R
POLUR	<i>Polysiphonia urceolata</i>	R
POLVI	<i>Polysiphonia violacea</i>	R
PRAST	<i>Prasiola stipitata</i>	G
PTEPL	<i>Pterothamnion plumula</i>	R
RALFX	Ralfsiacea indet. (Lithoderma)	B
RHIIM	<i>Rhizoclonium implexum</i>	G
RHOCO	<i>Rhodomela confervoides</i>	R
SEDIM	Sediment: unclassified	?
SPEPA	<i>Spermatoxus paradoxus</i>	B
SPHCI	<i>Sphacelaria cirrosa</i>	B
SPHPL	<i>Sphacelaria plumosa</i>	B
SPLSU	<i>Spirulina subsalsa</i>	?
SPOTO	<i>Spongonema tomentosum</i>	B
STITO	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	B
STREB	<i>Streblenemoide alger</i>	B
ULVLA	<i>Ulva lactuca</i>	G

Tabell 24. Oversikt over antall alger og dyr som ble funnet under rammeregistreringene.
R = rødalger, B = brunalger, G = grønnalger og D = dyr

Code	Latin_name	Kategori
ALCHI	Alcyonidium hirsutum	D
ASCNO	Ascophyllum nodosum	B
BALAZ	Balanus sp.	D
BLIMI	Blidingia minima	G
CAMPZ	Campanularia sp.	D
CERRE	Ceramium rescissum	R
CERRU	Ceramium rubrum	R
CERST	Ceramium strictum	R
CLADZ	Cladophora sp.	G
CLARU	Cladophora rupestris	G
CORAX	Coralliniacea indet.	R
CYANO	Cyanophyceae div. indet i SLAM	?
DICFO	Dictyosiphon foeniculaceus	B
ECTOZ	Ectocarpus sp.	B
ELAFU	Elachista fucicola	B
ELEPI	Electra pilosa	D
ENTEZ	Enteromorpha sp.	G
ENTIN	Enteromorpha intestinalis	G
FUCSE	Fucus serratus	B
FUCUZ	Fucus sp.	B
FUCVE	Fucus vesiculosus	B
HILRU	Hildenbrandia rubra	R
LAOGC	Laomedea geniculata	D
LITLI	Littorina littorea	D
MONGR	Monostroma grevillei	G
MYTED	Mytilus edulis	D
POLEL	Polysiphonia elongata	R
POLVI	Polysiphonia violacea	R
RALVE	Ralfsia verrucosa	B
RHIIM	Rhizoclonium implexum	G
RHOCO	Rhodomela confervoides	R
SPHCI	Sphacelaria cirrosa	B
SPHPL	Sphacelaria plumosa	B
SPHRA	Sphacelaria radicans	B
SPOTO	Spongonema tomentosum	B
STISO	Stictyosiphon soriferus	B

Tillatelsestest - Norges sjøkartverk (N50 kart)

Kartet er basert på digitale data framstilt av SKNS som disponeres med tillatelsesnr. D293 fra SKNS. Gjengivelse (kopiering), bearbeidelse og utnyttelse av disse data er ikke tillatt uten tillatelse fra rettighetshaverne.

Vedlegg C. Kjemiske analyser

Tabell 25. Oversikt over metallkonsentrasjonene i dypvannet på stasjon GP1, GP2 og GP3 i Gloppenfjorden.

Parameter/ stasjon	GP1	GP2	GP3
Kadmium -Cd µg/l	0,020	0,018	0,018
Krom - Cr µg/l	<5,0	<5,0	<5,0
Kobber-Cu µg/l	0,22	0,17	0,017
Bly-Pb µg/l	<0,025	<0,025	<0,025
Kvikksølv- Hg ng/l	<2,0	<2,0	<2,0
Sink-Zn µg/l	<1,0	<1,0	<1,0
Tinn-Sn mg/l	<0,6	<0,6	<0,6
Jern Fe µg/l	<5,0	<5,0	<5,0

Tabell 26. Metallkonsentrasjoner i sedimentet på stasjon GP1, GP2 og GP3 i Gloppenfjorden.

Parameter/ stasjon	G1	G2	G3
Totalt tørrstoff %	42,9	41,5	41,2
Kvikksølv-Hg mg/kg tørrstoff	0,06	0,06	0,06
Kadmium-Cd mg/kg tørrstoff	0,07	0,04	0,06
Bly-Pb mg/kg tørrstoff	35,1	26,1	41,5
Kobber-Cu mg/kg tørrstoff	29,5	23,7	31,8
Sink-Zn mg/kg tørrstoff	127	96,8	137
Krom-Cr-total mg/kg tørrstoff	43,2	35,6	49,7
Tinn-Sn mg/kg tørrstoff	1,99	1,56	2,44
Jern Fe %	3,06	2,6	3,48

Tabell 27. Oversikt over PCB-innholdet i sedimenet på stasjon GP1 i Gloppenfjorden.

Stasjon GP1	µg/kg tørrvekt
5-CB	0,1
a-HCH	<0,1
HCH	0,1
g-HCH	<0,1
PCB#28	0,2
PCB#52	0,2
OCS	<0,1
PCB#101	0,2
p,p-DDE	0,6
PCB#118	0,1
p,p-DDE	0,6
PCB#153	0,2
PCB#105	<0,1
PCB#138	0,1
PCB#156	0,1
PCB#180	0,1
PCB#209	0,2
Sum	1,4
∑7PCBx2	1,1

Vedlegg D. Bløtbunnsfauna

Tabell 28. Fullstendige resultater fra bunnprøvene i Gloppen 30.-31.oktober 1995.
0,1 m² van Veen bunngrabb

Gruppe	Stasjon Prøve	Stasjon GP1				Stasjon GP2		
		1	2	3	4	1	2	3
ANTHOZOA	<i>Kophobelemnon stelliferum</i> (O.F.Mueller)	-	-	1	-	-	-	-
	<i>Cerianthus lloydi</i> Gosse	-	-	-	-	1	-	-
	<i>Edwardsia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-
NEMERTINEA	<i>Nemertinea</i> indet	1	1	-	-	2	1	1
POLYCHAETA	<i>Polychaeta</i> indet	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Paramphinome jeffreysii</i> (McIntosh 1868)	-	-	-	-	4	4	1
	<i>Aphrodita aculeata</i> Linne 1758	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Panthalis oerstedii</i> Kinberg 1855	-	-	-	1	-	-	-
	<i>Pholoe pallida</i> Chambers 1985	3	1	-	-	6	5	-
	<i>Sigalionidae</i> indet	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Gyptis rosea</i> (Malm 1874)	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Exogone verugera</i> (Claparede 1868)	-	-	-	-	-	-	1
	<i>Ceratocephale loveni</i> Malmgren 1867	-	-	-	-	-	1	-
	<i>Nephtys cf. incisa</i> Malmgren 1865	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Nephtys hystricis</i> McIntosh 1900	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Nephtys incisa</i> Malmgren 1865	-	-	1	2	2	3	3
	<i>Glycera lapidum</i> (Eliason 1920)	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Onuphis fiordica</i> Fauchald 1974	-	1	-	-	-	-	-
	<i>Onuphis quadricuspis</i> M.Sars 1872	1	-	1	-	-	-	-
	<i>Augenaria tentaculata</i> Monro 1930	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Lumbrineris aniara</i> Fauchald 1974	1	1	2	2	2	2	2
	<i>Lumbrineris gracilis</i> (Ehlers 1868)	-	-	-	-	-	1	-
	<i>Lumbrineris scopa</i> Fauchald 1974	1	2	-	-	-	-	1
	<i>Aricidea</i> sp	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Paraonis gracilis</i> (Tauber 1879)	1	-	-	-	2	2	-
	<i>Spionidae</i> indet	1	-	-	-	2	-	-
	<i>Spiophanes kroeyeri</i> Grube 1860	1	-	-	-	1	-	-
	<i>Spiochaetopterus typicus</i> M.Sars 1856	4	1	-	2	-	1	1
	<i>Cauleriella</i> sp	-	-	-	-	1	1	1
	<i>Cirratulidae</i> indet	1	-	1	-	-	-	-
	<i>Brada villosa</i> (Rathke 1843)	-	-	-	-	1	-	-
	<i>Diplocirrus glaucus</i> (Malmgren 1867)	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Capitellidae</i> indet	-	-	-	-	-	1	1
	<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparede 1864)	8	8	-	2	10	14	3
	<i>Clymenura borealis</i> (Arwidsson 1906)	-	-	1	-	-	-	-
	<i>Euclymene</i> sp	-	1	-	-	-	1	1
	<i>Maldanidae</i> indet	1	-	-	1	1	1	-
	<i>Praxillura longissima</i> Arwidsson 1906	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Rhodine loveni</i> Malmgren 1865	1	-	-	-	-	-	-
	<i>Rhodine</i> sp	-	1	-	-	-	-	-

	Pectinaria auricoma (O.F.Mueller 1776)	-	-	1	-	-	-	-
	Pectinaria belgica (Pallas 1766)	-	-	-	-	-	5	-
	Amythasides macroglossus Eliason 1955	-	-	-	-	-	-	-
	Eclysippe vanelli (Fauvel 1936)	2	-	-	-	3	4	-
	Neoamphitrite grayi (Malmgren 1865)	-	-	-	-	-	1	-
	Streblosoma intestinalis M.Sars 1872	-	-	-	-	1	-	-
	Terebellidae indet	-	-	-	-	1	-	-
	Terebellides stroemi M.Sars 1835	-	-	-	1	-	-	-
PROSOBRANCHIA	Eulima sp	-	1	-	-	1	-	-
CAUDOFOVEATA	Caudofoveata indet	-	-	1	-	2	1	1
BIVALVIA	Nucula tumidula (Malm)	-	1	-	-	1	-	-
	Yoldiella fraterna Verrill & Bush	-	-	1	-	-	-	-
	Yoldiella lucida (Loven 1846)	-	-	1	2	1	1	-
	Yoldiella sp	-	-	-	-	-	-	-
	Pseudomalletia obtusa G.O.Sars	-	-	-	-	-	-	-
	Dacrydium vitreum (Holboell)	-	-	-	-	-	-	-
	Musculus discors (L.)	1	-	-	-	-	-	-
	Bathyarca pectunculoides (Scacchi 1836)	-	-	-	1	-	-	-
	Thyasira eumyaria (M.Sars)	-	-	-	-	-	-	-
	Thyasira ferruginea (Forbes)	-	2	4	2	14	16	2
	Thyasira flexuosa (Montagu 1803)	-	-	-	-	-	1	-
	Thyasira obsoleta (Verrill & Bush)	-	-	-	-	-	2	-
	Thyasira sp	3	1	2	3	10	7	-
	Astarte elliptica Brown 1827	-	-	-	-	-	-	-
	Parvicardium minimum (Philippi 1836)	-	-	-	-	-	-	-
	Abra nitida (Mueller 1789)	1	-	-	-	-	-	-
SCAPHOPODA	Entalina quinquangularis (Forbes)	1	-	-	-	-	-	-
CUMACEA	Eudorella hirsuta G.O.Sars	-	-	-	-	-	1	-
	Diastylidae indet	-	-	-	-	-	-	-
TANAIDACEA	Tanaidacea indet	1	-	-	-	2	1	-
ISOPODA	Ilyarachna longicornis (G.O.Sars)	-	-	-	-	-	-	1
AMPHIPODA	Eriopisa elongata Bruzelius	-	-	-	1	-	-	-
	Arrhis phyllonx (M.Sars)	-	-	-	-	-	-	-
DECAPODA	Calocaris macandreae Bell 1846	-	-	-	-	-	-	-
SIPUNCULIDA	Golfingia cf. minuta (Keferstein)	-	-	-	-	-	-	1
	Onchnesoma steenstrupi Koren & Danielssen 1876	3	1	-	3	8	11	8
	Sipunculida indet	-	-	-	2	3	1	-
	Sipunculus norvegicus Danielssen	-	-	1	-	-	-	-
OPHIUROIDEA	Ophiuroidea indet	1	-	1	2	1	4	-
	Amphiura chiajei Forbes	2	1	1	1	5	5	2
	Ophiura albida Forbes	-	-	-	-	-	-	1
	Ophiura robusta Ayres	-	-	-	-	-	1	-
POGONOPHORA	Siboglinum ekmani	-	1	-	-	-	-	-