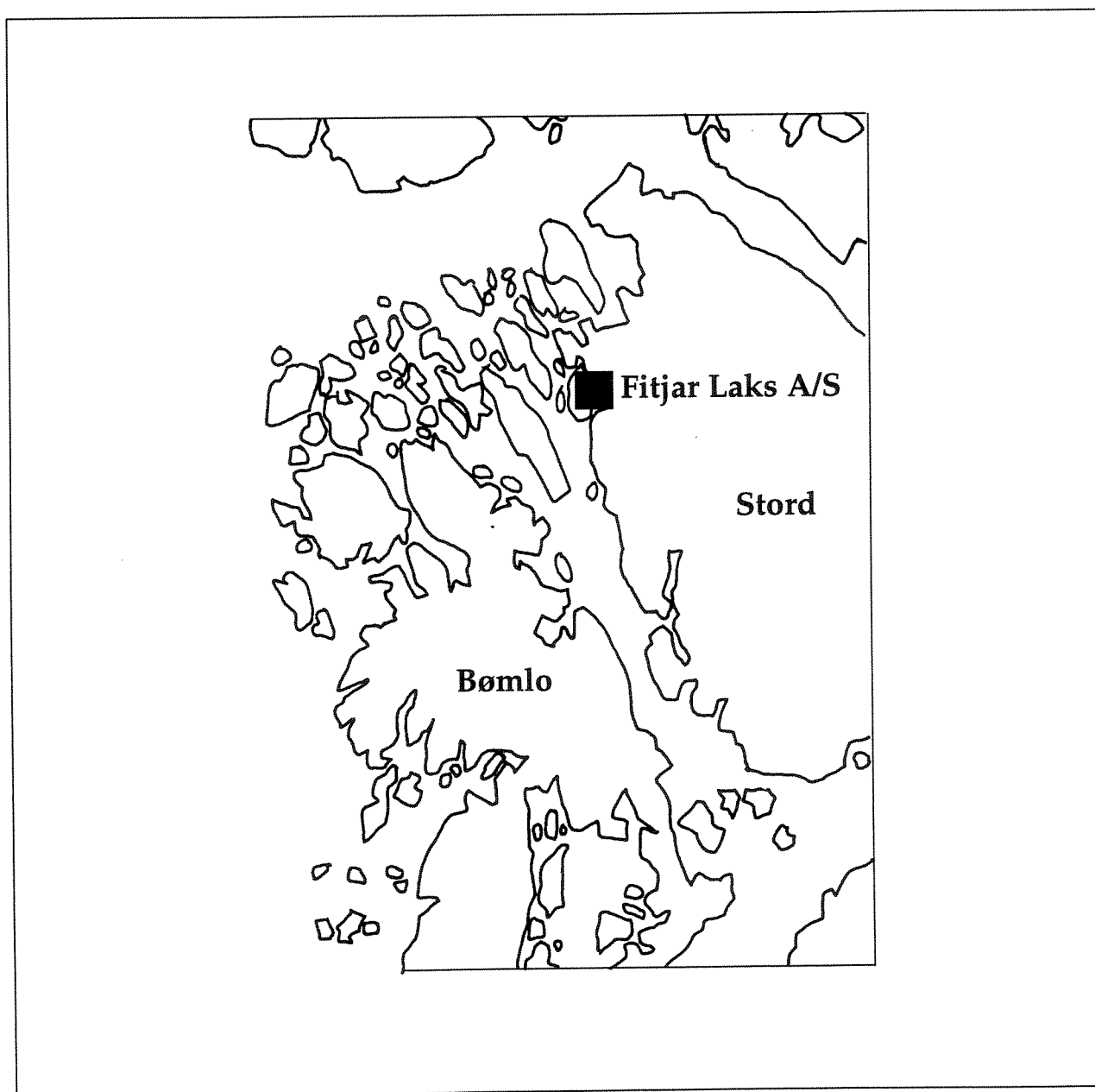


RAPPORT LNR 3379-95

Vurderinger av utslipps- løsninger for avløpsvann fra Fitjar Laks A/S til Kobbavika og Hellands- fjorden



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-95031	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3379	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 04 30 33	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: Vurderinger av utslippsløsninger for avløpsvann fra Fitjar Laks A/S til Kobbavika og Hellandsfjorden	Dato: Trykket: NIVA 1996
Forfatter(e): Torbjørn M. Johnsen Jarle Molvær	Faggruppe: Hydrol./oseanografiske modeller
	Geografisk område: Hordaland
	Antall sider: 36 Opplag:

Oppdragsgiver: Fitjar Laks A/S, 5419 Fitjar	Oppdragsg. ref.: Rasmus Fitjar, Frode Møgster
---	--

Ekstrakt: I rapporten er det gjort målinger og beregninger for å finne en strategi for utslipp av avløpsvann til Kobbavika slik at overslag til overflaten forhindres. For å forhindre opptrenging om vinteren når tetthetssjiktningen er liten, er det nødvendig å benytte diffusor. Utslippene til Hellandsfjorden vurderes totalt sett å gi liten endring av den totale primærproduksjonen i fjorden, men under ugunstige forhold kan økt algeproduksjon og sedimentasjon av partikler føre til økt belastning på oksygenet i bunnvannet. En ytterligere senkning av terskeldypet i Hellandsstraumen vil gi liten miljømessig gevinst i forhold til dagens tilstand.

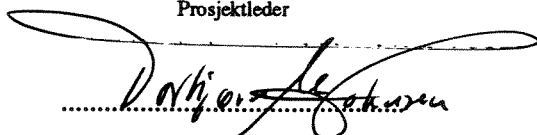
4 emneord, norske

1. Fitjar kommune
2. Akvakultur
3. Resipientvurdering
4. Strøm

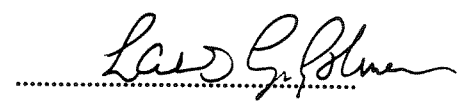
4 emneord, engelske

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Prosjektleder


.....
Torbjørn M. Johnsen

For administrasjonen


.....
Lars G. Golmen

ISBN 82-577-2910-8

O-95031

VURDERINGER
AV
UTSLIPPSLØSNINGER
FOR
AVLØPSVANN FRA FITJAR LAKS A/S
TIL
KOBBAVIKA OG HELLANDSFJORDEN

Bergen 20.12.95

Forfattere: **Torbjørn M. Johnsen**
Jarle Molvær

Medarbeidere: **Lars G. Golmen**
Terje Hopen
Inger Middtun

Forord

Den foreliggende rapporten er utarbeidet av NIVA på oppdrag fra Fitjar Laks A/S hvor Rasmus Fitjar har vært kontaktperson. I tillegg har ansatte ved Fitjar Laks A/S vært behjelpelige under gjennomføringen av feltarbeidet og med utføring av hydrografiske målinger i Hellandsfjorden. Rapporten inneholder vurderinger av utslippsstrategier for avløpsvann til Kobbavika, effekter av utslipp av avløpsvann til Hellandsfjorden og endringer av terskeldyp inn til fjorden.

Kommentarer til første rapportutkast har ført til at det er gjennomført nye beregninger for innlagring av avløpsvann til Kobbavika basert på nye tall for vannforbruk i settefiskanlegget.

Hos NIVA har følgende personer vært involvert: Torbjørn M. Johnsen har vært prosjektleder, gjennomført feltarbeid og hatt hovedansvaret for rapporteringen. Lars G. Golmen planla strømmålingene, Terje Hopen har bearbeidet en del av resultatene, mens rapportering av strømmålingsresultatene og utførte beregninger for innlagring av avløpsvann har Jarle Molvær hatt ansvaret for. Inger Midttun har utført oksygenanalysene og sluttredigert rapporten.

Bergen 20. desember 1995

*Torbjørn M. Johnsen
(prosjektleder)*

FORORD	2
SAMMENDRAG	4
1. INNLEDNING	5
1.1. BAKGRUNN	5
1.2. OMRÅDEBESKRIVELSE.....	5
2. MATERIALE OG METODER	8
2.1. STRØMMÅLING	8
2.1.1. Generelt.....	8
2.1.2. Måleprogrammet i Kobbavika.....	9
2.2. HYDROGRAFI OG VANNKJEMI	10
2.3. LABORATORIEFORSØK.....	10
2.4. FJORDMODELL	10
3. RESULTATER OG VURDERINGER	11
3.1. KOBBAVIKA.....	11
3.1.1. Målinger av strøm, temperatur og salinitet	11
3.1.2. Beregning av avløpsvannets innlagring, fortynning og spredning.....	14
3.1.3. Oppsummering.....	20
3.2. HELLANDSFJORDEN	21
3.2.1. Hydrografiske målinger	21
3.2.2. Næringssalter.....	26
3.2.3. Måling av algevekstpotensiale	26
3.2.4. Modelleringsresultater for Hellandsfjorden	28
3.2.5. Vurdering av resipientens bæreevne.....	29
4. SAMMENFATTENDE KONKLUSJONER	33
LITTERATUR	34
VEDLEGG 1	35

SAMMENDRAG

Fitjar Laks A/S driver settefiskproduksjon ved Hellandsfjorden i Fitjar. Avløpsvannet har tidligere hovedsaklig blitt ført ut på grunt vann i Kobbavika, og pga. liten pumpekapasitet har Hellandsfjorden blitt tilført en del avløpsvann under den mest vannkrevende perioden fra midten av juli til midten av oktober. Undersøkelsen kom i gang for å få klarlagt hvilket dyp avløpsvannet måtte føres til utenfor Kobbavika for å unngå gjennomslag til overflaten. Dessuten ville en ha en vurdering av miljøeffektene av utslippene til Hellandsfjorden og hvordan en senkning av terskeldypet i Hellandsstraumen ville påvirke fjordmiljøet.

Utenfor Kobbavika er det gjennomført strømmålinger og tatt hydrografiske målinger både vinter og sommer for å få fram tetthetssjiktningen i vannmassene. Strømmålingene viste at strømrretningen på 5 og 12 meters dyp varierte mye, men med henholdsvis sørlig og østlig retning som dominerende. Strømhastigheten var lav med 4,2 og 3,2 cm/s som gjennomsnitt på øvre og nedre måledyp.

Beregningene av innlagingsdyp viste at om vinteren, når tetthetssjiktningen er liten, vil utslipp på 40 meter uten bruk av diffusor føre til at sterkt fortynnet avløpsvann vil kunne trenge opp til overflaten. Datagrunnlaget er imidlertid ikke godt nok til å kunne bedømme hvor ofte slike situasjoner vil inntreffe. Ved bruk av riktig utformet diffusor vil utslippsdypet kunne være 35 meter uten at gjennomslag forekommer på vinteren. Endelig utforming av diffusor er ikke utført. Om våren, sommeren og høsten er tetthetssjiktningen bedre, og selv ved maksimalt utslipp og uten bruk av diffusor tyder beregningene på at avløpsvannet vil få dyp innlagring. Det er med andre ord tetthetssjiktningen i vannmassene i Kobbavika som i hovedsak bestemmer innlagingsdypet.

Etter en totalvurdering av resultatene av forsøk med algevekstpotensiale i avløpsvannet, beregninger av utslipp til Hellandsfjorden og kjøring av modellen Fjordmiljø kan det konkluderes med at utslippene til Hellandsfjorden gir liten endring av den totale primærproduksjon i fjorden. Under spesielle vind- og værforhold kan imidlertid utslippene resultere i en økning i fjordens algeproduksjon og sammen med sedimentasjon av tilførte partikler kan dette føre til en belastning på oksygenet i dypvannet.

Terskeldypet i Hellandsstraumen ble i 1987 senket fra 1 til 5 meter. Kjøring av Fjordmiljømodellen viser at en slik endring av terskeldypet har ført til at tiden det tar å skifte ut bassengvannet, er betydelig redusert. Hyppigheten av dypvannsutsiftninger er imidlertid redusert, men det er ikke fare for at det vil oppstå oksygenmangel i dypvannet.

Fjordmiljømodellen viser at en videre senkning av terskeldypet ned til 8 meter vil føre til en liten reduksjon i hyppigheten av dypvannsutsiftningene, men samtidig vil tiden det tar å skifte ut dypvannet bli ytterligere redusert. Totalt sett vil ikke en økning av terskeldypet føre til store endringer i forhold til dagens situasjon og gir derfor heller ingen store miljømessige gevinster.

1. INNLEDNING

1.1. BAKGRUNN

Fitjar Laks A/S produserer ca. 1 million smolt pr. år. Mesteparten av avløpsvannet fra denne produksjonen føres ut til Kobbavika (figur 2.2) gjennom to rør som fram til høsten 1995 endte på henholdsvis 2 og 7 meters dyp. Resten av avløpsvannet går som overløp til Hellandsfjorden. For å følge opp krav fra miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Hordaland, ønsker bedriften å øke utslippsdybden for avløpsvannet. Dessuten vil bedriften ha klarlagt hvilke miljømessige konsekvenser utslippene til Hellandsfjorden har. I den forbindelse ble Norsk institutt for vannforskning, Vestlandsavdelingen (NIVA-vest) kontaktet for å utføre undersøkelser i resipienten og gi vurderinger slik at nødvendige miljøforbedrende tiltak kunne iverksettes. Formålene med denne undersøkelsen har derfor vært:

1. Utføre målinger og beregninger for å finne hvilken utslippsdybde for avløpsvannet som er nødvendig for å forhindre gjennomslag til overflaten i Kobbavika.
2. Vurdere den miljømessige effekten av utslippene av avløpsvann til Hellandsfjorden.
3. Vurdere gjennom modellberegninger hvilken effekt en fordypelse av eksisterende seilingslei gjennom Hellandsstraumen ville ha på vannutskiftningen i fjorden.

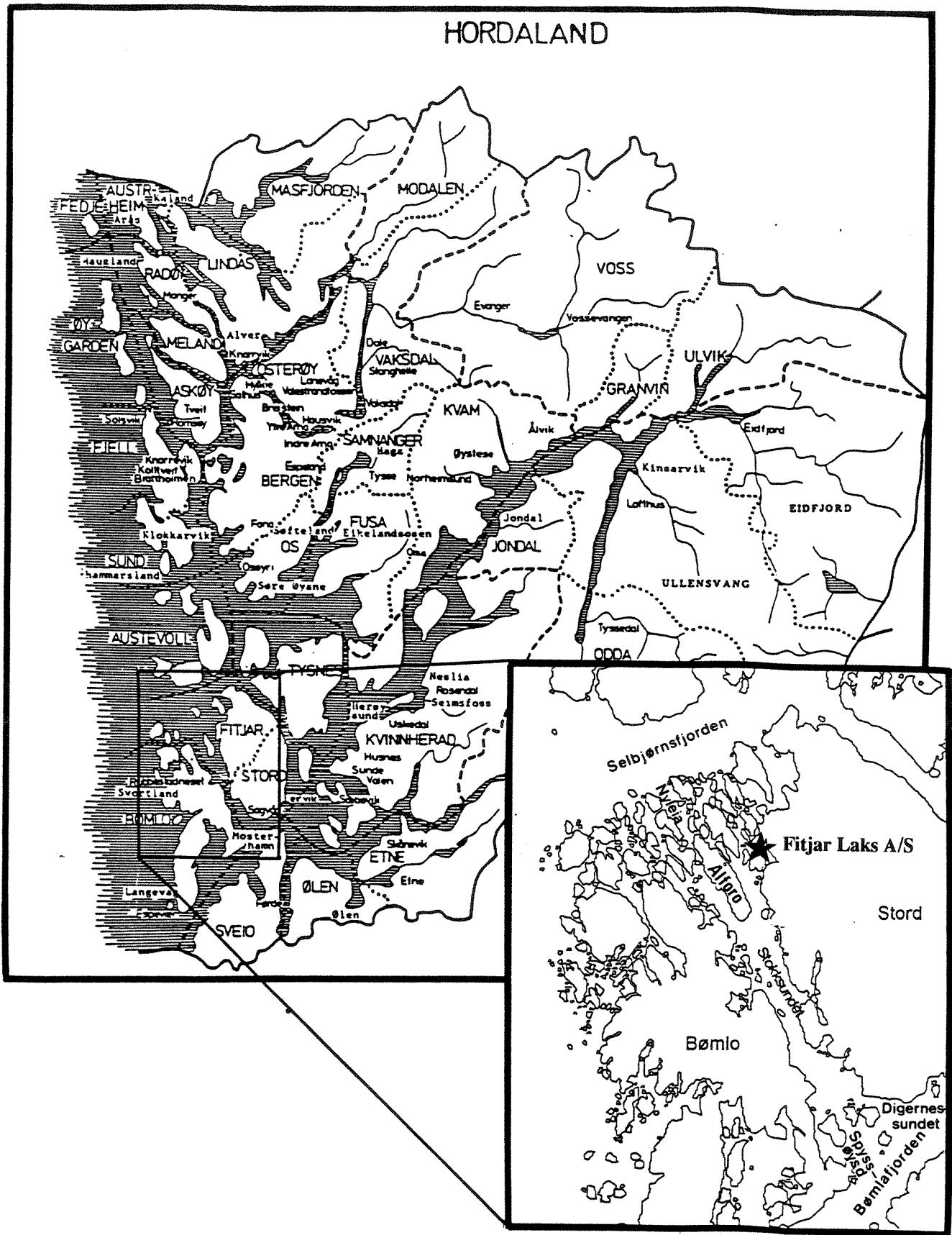
1.2. OMRÅDEBESKRIVELSE

Fitjar Laks A/S ligger 2,5 km sør for tettstedet Fitjar på nordvestsiden av øya Stord i Hordaland fylke (figur 1.1). Bedriften som er en smoltprodusent, henter råvannet sitt fra Storavatnet som har en høyde over havet på 6 meter og har et areal på ca. 3 km². Vannets nedslagsfelt er beregnet til ca. 48 km². Elva fra Storavatnet renner ut i Hellandsfjordens nordlige del og den gjennomsnittlige avrenningen fra Storavatnet er beregnet til 2.880 liter/sek (173 m³/min) (gjennomsnittstall for hele året). Rundt Storavatnet er det gårdsbruk, vanlige beboelseshus og hytter som drenerer og delvis har kloakkutslipp til vannet. Ferskvannet ozonbehandles derfor før det benyttes i smoltproduksjonen. For saltvannsinnblanding i avløpsvannet ved smoltanlegget tas det sjøvann fra 18 meters dyp i Hellandsfjorden. Dette vannet UV-bestråles før det blandes med ferskvann.

Hellandsfjorden er en terskelfjord med et overflateareal i underkant av 1 km² og med forbindelse til Hjelmosen gjennom Hellandsstraumen. Terskeldypet oppgis i sjøkartet (Sjøkart nr. 19) til å være 1 meter, men seilingsleden inn til fjorden er nå sprengt ned til ca. 4,5 meter. Utsprengningen ble utført i 1987 slik at brønnbåter skulle kunne komme inn i Hellandsfjorden for å hente smolt ved anlegget til Fitjar Laks A/S. Inne i Hellandsfjorden er det to dypområder - det ene like innenfor terskelen med et maksimaldyp på 27 meter og det andre lenger inn på

fjordens østside hvor største dyp er 23 meter (jfr. figur 2.1). Settefiskanlegget har et pulsvis og sesongbetont overflateutslipp av avløpsvann på maksimalt $15 \text{ m}^3/\text{min}$ til Hellandsfjorden. Overløp til Hellandsfjorden skjer kun i den perioden hvor vannforbruket er størst under settefiskproduksjonen, dvs. midten av juli til midten av oktober, og er for denne perioden grovt beregnet til 10% av totalutslippet (pers. med. Fitjar Laks A/S v/R. Fitjar).

Kobbavika ligger nord for Hjelmosen og står i forbindelse med denne gjennom sundet mellom store Kråko og Hjelmen hvor terskelen er 8 meter (jfr. fig. 2.1). Området vest for Kobbavika består av et basseng med maksimumsdyp på 74 meter og er omkranset av mange øyer. Dette bassenget står i sør i forbindelse med Hjelmosen gjennom et sund mellom Hjelmen og Ivarsøy hvor terskeldypet er 25 meter. I nord forbindes bassenget til Selbjørnsfjorden gjennom flere sund med terskeldyp mindre enn 10 meter. Mesteparten av avløpsvannet ($25 \text{ m}^3/\text{min}$) fra Fitjar Laks A/S har blitt pumpet ut til Kobbavika gjennom to slanger. Fram til sommeren 1995 var utslippsdypene på henholdsvis 2 og 7 meter, men er nå (oktober 1995) ført ut til 35 meters dyp.



Figur 1.1 Oversiktskart over sørlige del av Hordaland. Fitjar Laks A/S er markert med ★.

2. MATERIALE OG METODER

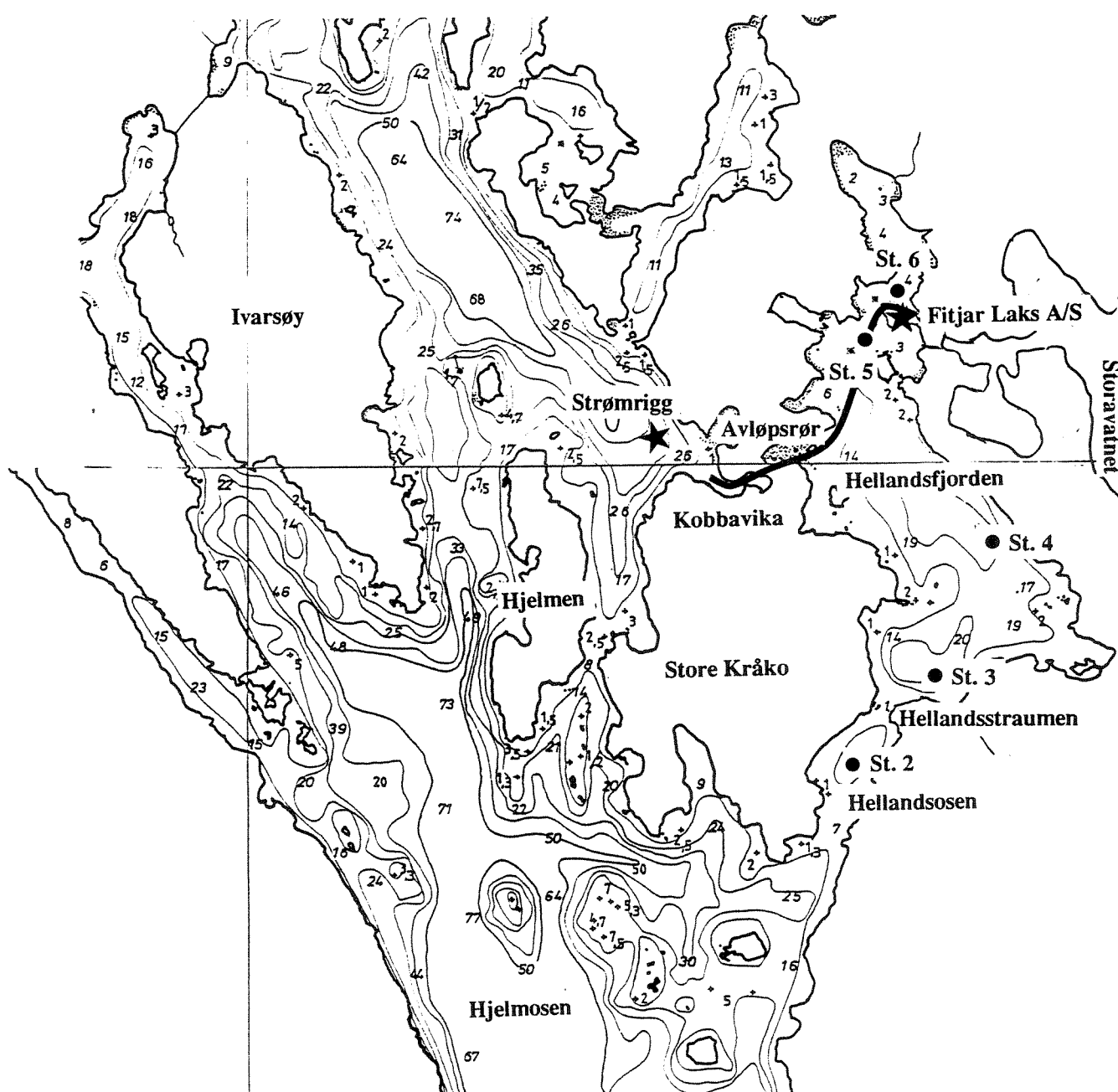
2.1. STRØMMÅLING

2.1.1. Generelt

For å kunne vurdere en resipients miljømessige kapasitet, er kunnskap om strømforholdene viktig. Til kartlegging av strømforholdene kan det benyttes flere metoder fra bruk av enkle strømkors til satellittmålinger. Bruk av strømkors, som er en reelt ressurskrevende metode, kan gi opplysninger om helt lokale strømforhold, mens satellittmålinger best egner seg for å kartlegging i åpne havområder. Mest vanlig i dag for kartlegging av strøm er bruk av automatisk registrerende målere med rotor som registrerer strømmens hastighet og et ror som sammen med et innebygget kompass gir strømretningen.

2.1.2. Måleprogrammet i Kobbavika

For måling av strømhastighet og strømretning ble det i tidsrommet 15.03-06.04.95 utført målinger på 5 og 12 meters dyp i en posisjon i Kobbavika (fig. 2.1). Til målingene på 5 meters dyp ble det benyttet en strømmåler av type Sensordata SD1000 som målte strømretning, strømhastighet og temperatur hvert 38. minutt. Nederste måler på 12 meters dyp var av type Aanderaa RCM7 med et måleintervall på 10 minutter. Denne instrumenttypen måler salinitet i tillegg til parametrene nevnt ovenfor.



Figur 2.1. Oversiktskart med dybdekoter, utslippspunkt for avløpsvann, plassering av strømmåler og hydrografistasjoner.

2.2. HYDROGRAFI OG VANNKJEMI

I Hellandsfjorden og i Kobbavika ble temperatur og salinitet målt ved bruk av selvregistrerende sonder 15.03.95, 06.04.95 og 29.06.95. Dessuten registrerte strømmålerne i Kobbavika temperatur- og salinitet i måleperioden 15.03-06.04.95. I tillegg har Fitjar Laks A/S gjennomført 4 målinger av salinitet og temperatur ved bruk av salinoterm i Hellandsfjorden.

Samme dato som strømmålerne ble utsatt, ble det tatt prøver for næringssaltanalyser (NO_3 , Tot-N, PO_4 , Tot-P) og for oksygen (O_2) i dypvannet i Hellandsfjorden ved bruk av vannhenter. I tillegg ble det tatt prøver for næringssaltanalyser (NH_4 , NO_3 , Tot-N, PO_4 , Tot-P) av avløpssvannet som pumpes ut til Kobbavika og som periodevis slippes ut i Hellandsfjorden.

Oksygenprøvene ble analysert ved NIVAs vestlandsavdeling etter Winkler metoden. Næringssaltanalysene er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo. Alle analyser er gjort i henhold til Norsk Standard.

2.3. LABORATORIEFORSØK

Avløpssvann ble samlet inn 15.03.95 for gjennomføring av vekstforsøk. Vekstpotensialet i avløpssvannet ble undersøkt på to ulike algearter - kiselagen *Chaetoceros wighamii* og flagellaten *Pyramimonas cf. disomata*. Kiselalger danner et skall av silisium, og for at denne algetypen skal vokse, er det derfor nødvendig med god tilgang på silisium i vekstmediet.

Ulike mengder avløpssvann (tilnærmet ferskvann) ble blandet med sjøvann, tilsatt alger og algenes vekst registrert over tid. Det ble kjørt to kontroller der saliniteten ble justert ved tilsetning av rent destillert vann. Den ene kontrollen ble tilsatt ekstra næring (tilsvarende Guillard's medium *f/2*), mens den andre kontrollen kun inneholdt de næringssaltmengder som fantes i blandingsvannet. Forsøkene ble gjort ved en salinitet på 16,5 ‰ fordi dette ble ansett som en aktuell i Hellandsfjorden. Forsøksbetingelsene ellers var 16 °C og høy lystilgang (270 $\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{sek}$ i kolben).

2.4. FJORDMODELL

For å vurdere hvilken effekt endringer av dybden i Hellandsstraumen vil ha på utskiftningen av dypvann i Hellandsfjorden, ble datamodellen Fjordmiljø benyttet (Stigebrandt 1992). Modellen er spesielt egnet til å forutsi hvilken effekt fiskeoppdrett vil ha i terskelfjorder. Den gir imidlertid også en generell fjorddiagnose hvor ulike essensielle beregninger utføres slik som for eksempel vannets oppholdstid over terskeldyp, tidsskala for vannutskiftning og oksygenminimum i dypvannet. Ved kun å endre på terskeldypet i modellen, kan modellen gi indikasjoner på hvordan økninger av terskeldyp påvirker fjordmiljøet.

3. RESULTATER OG VURDERINGER

3.1. KOBBAVIKA

3.1.1. Målinger av strøm, temperatur og salinitet

I måleperioden ble det utført målinger av strømstyrke og strømretning i 5 og 12 meters dyp i Kobbavika (jfr. figur 2.1). En detaljert vurdering av resultatene ligger utenfor prosjektets målsetting. Vi skal derfor kort oppsummere resultatene for strømretning og -styrke.

Måling i 5 m dyp

Figur 3.1 oppsummerer målingene av strømstyrke på 5 meters dyp. Maksimal styrke var ca. 13 cm/s med 4,2 cm/s som gjennomsnitt.

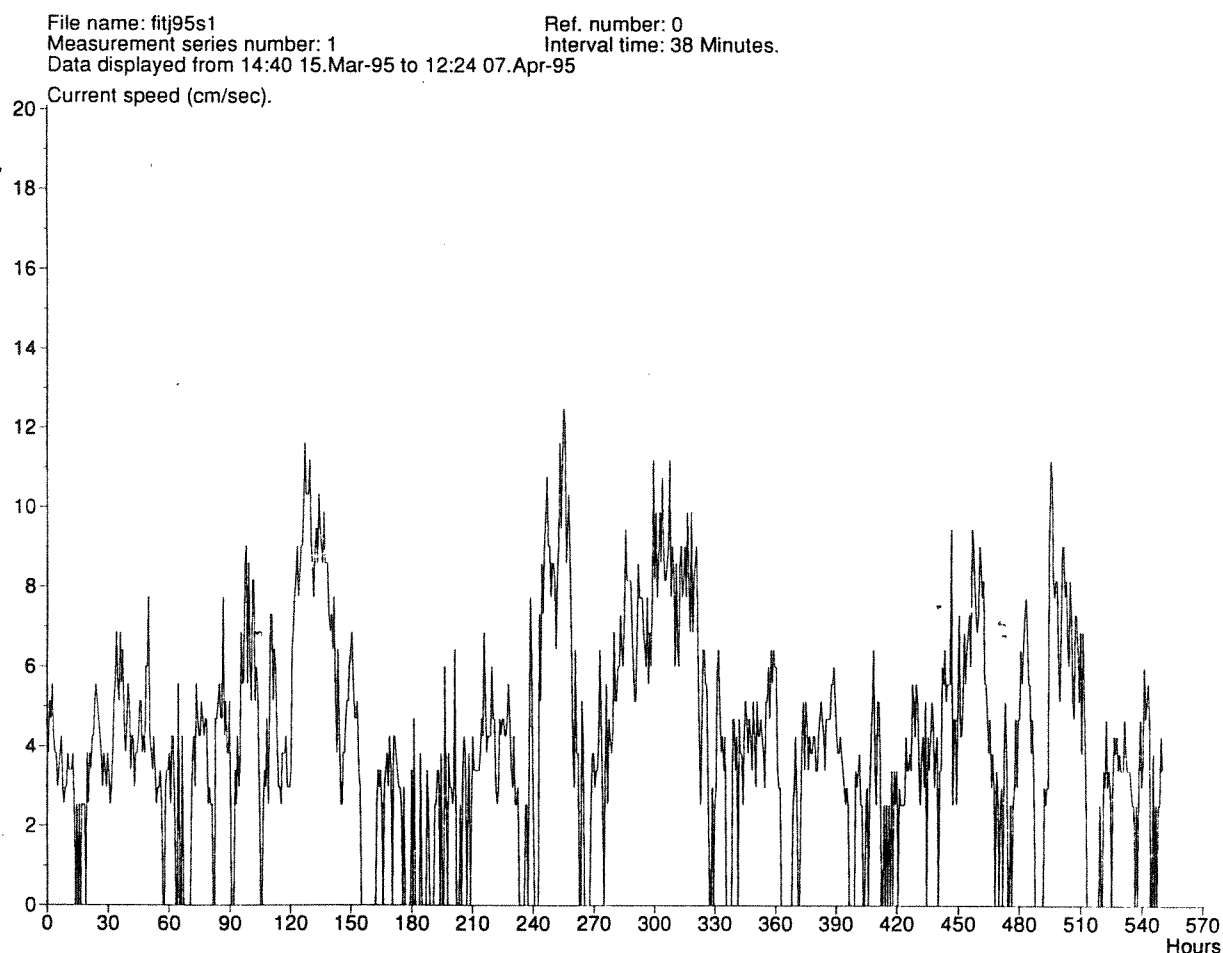
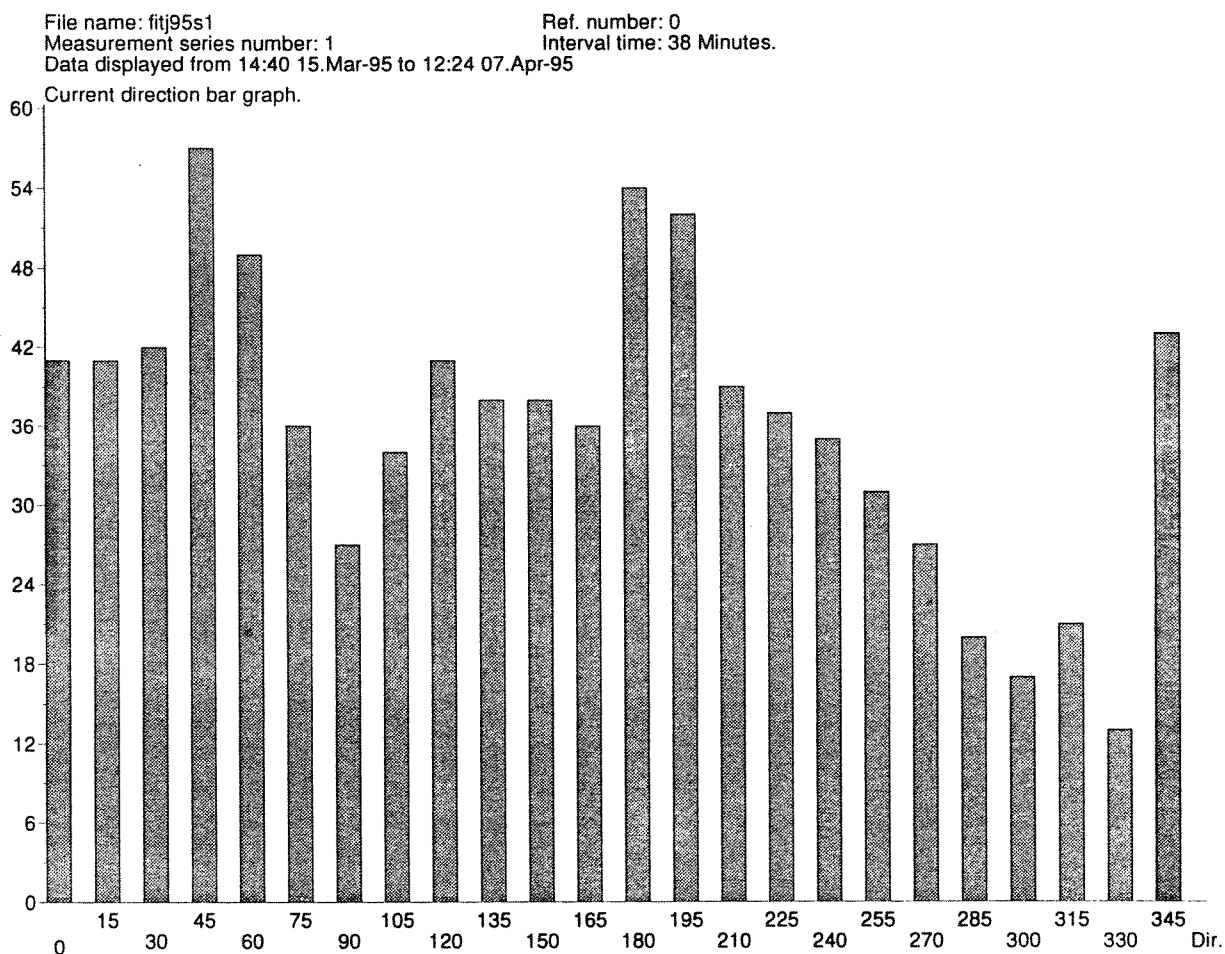


Fig. 3.1. Målinger av strømstyrke i 5 m dyp.

Figur 3.2 oppsummerer registreringene av strømretning i 5 m dyp. Retningen varierer mye, men med noe overvekt på strøm i østlig retning.



Figur 3.2. Fordeling av strømretning på 15 graders sektorer. Y-aksen angir antall registreringer innen hver sektor.

Måling i 12 m dyp

I de ca. 3 ukene som målingene i 12 m dyp omfattet beveget vannmassene seg hovedsaklig i sør-østlig retning (fig. 3.3). Strømstyrken var liten. Maksimal styrke var 8,7 cm/s, og gjennomsnitt var 3,2 cm/s. Altså noe svakere strøm enn i 5 m dyp. Både strømstyrke (fig. 3.4) og strømretning var raskt skiftende.

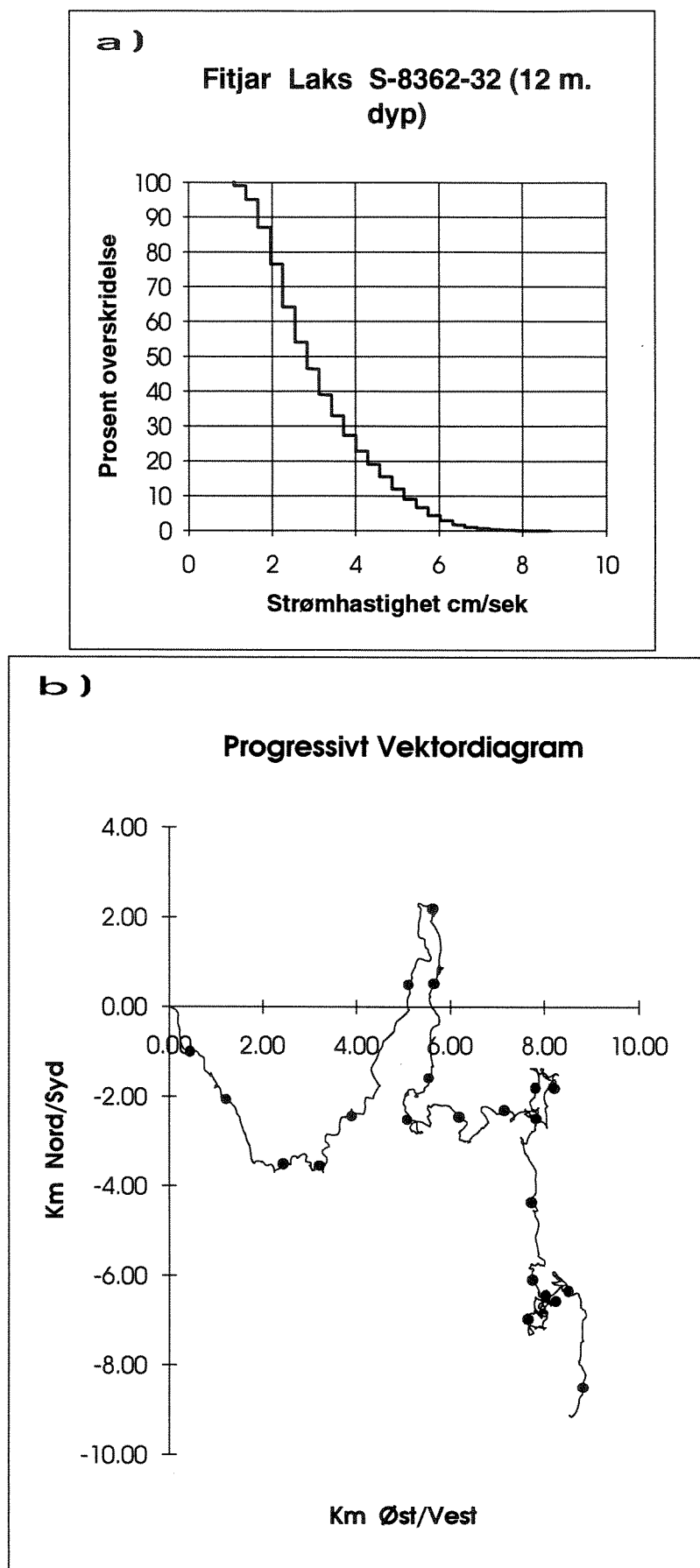


Fig. 3.3. Strømmåling i 12 m dyp. a) Hastighetsfordeling. b) Progressivt vektordiagram.

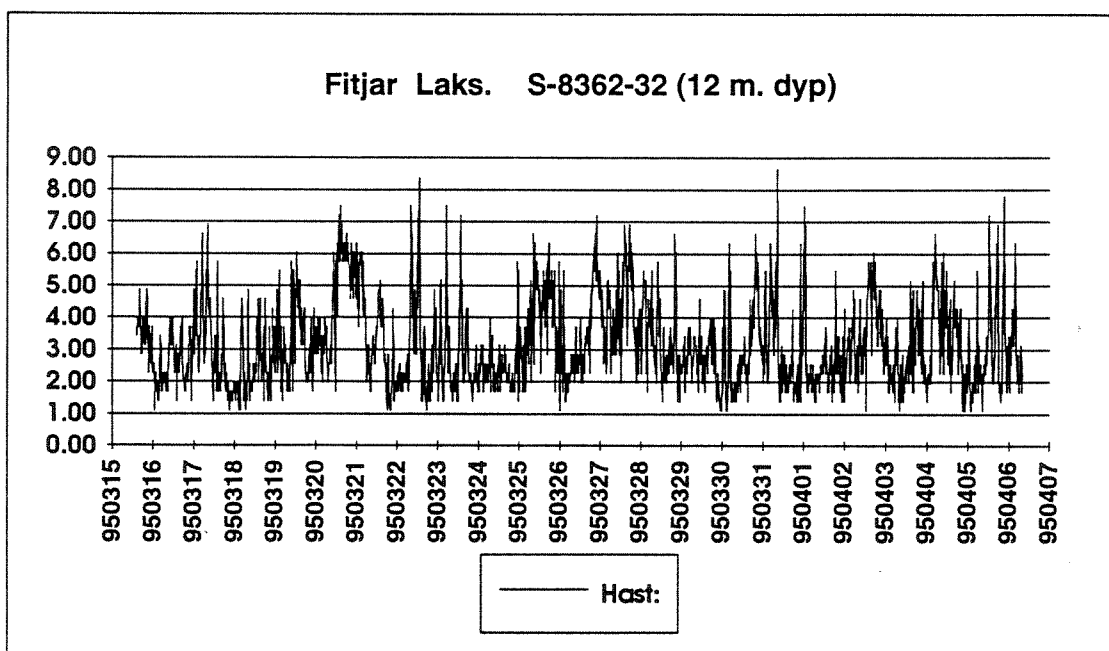
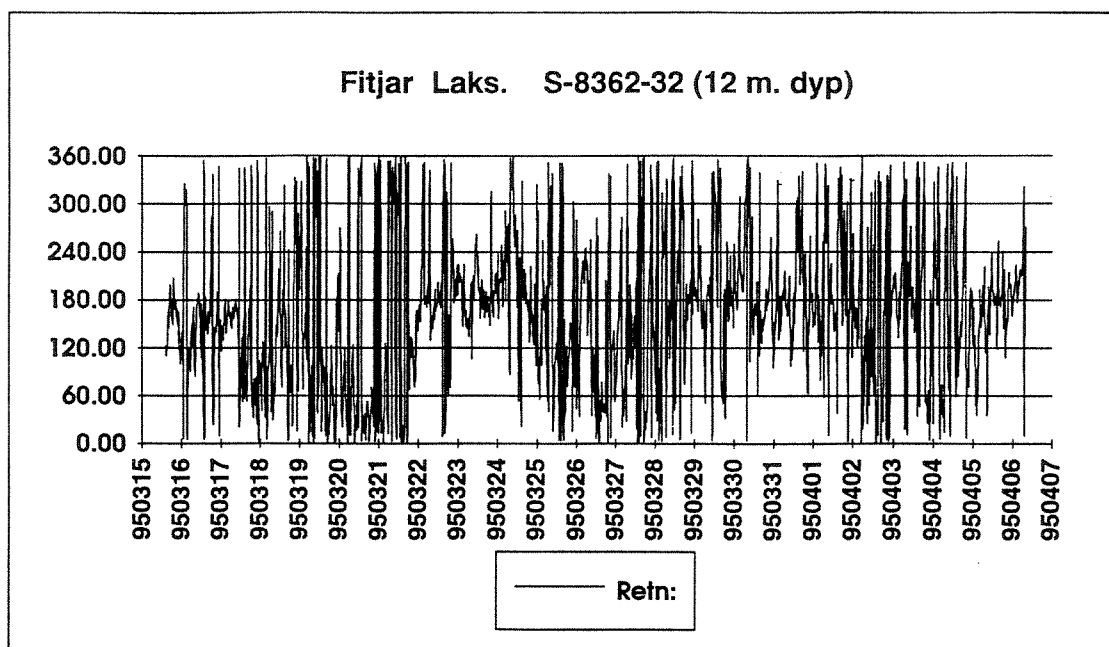


Fig. 3.4. Målinger av strømstyrke og strømretning i 12 m dyp.

3.1.2 Beregning av avløpsvannets innlagring, fortynning og spredning

Metodikk

Avløpsvann har i praksis 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 raskt beveger seg oppover i vannsøylen. Hvis fjordvannet er lagdelt, dvs. det er lettere vann over tyngre vann, vil avløpsvannet ikke nå opp til overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (avløpsvann+sjøvann) etterhvert blir 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 fig. 3.5.

Avløpsvannet fra Fitjar Laks skal slippes ut på dyp vann i Kobbavika gjennom to rør. Det er et mål at avløpsvannet ikke skal nå overflaten.

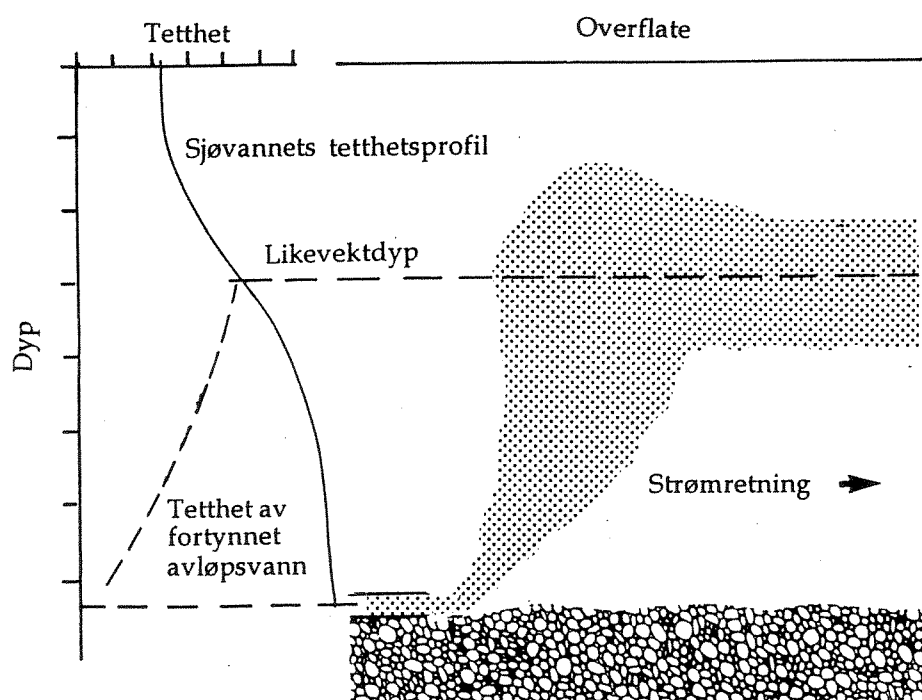


Fig. 3.5. Illustrasjon av hvordan avløpsvann innlagres i en lagdelt vannmasse.

Beregning av innlagring og primærfortynning er i hovedsak utført med EDB-programmet JETMIX, utarbeidet av Bjerkeng og Lesjø (1973). JETMIX beregner fortynning og innlagringsdyp for en enkelt stråle avløpsvann i en sjiktet resipient på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om selve utløpet. Programmet beregner ikke eksakt innlagringsdyp, men gir det nivået der egenvekten av det fortynnede avløpsvannet er den samme som omgivelsenes egenvekt. Avløpsvannets vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at det stiger noe forbi dette "likevektsdypet", før det synker tilbake og innlagres. I det følgende vil imidlertid innlagringsdyp være ensbetydende med likevektsdypet.

Dataprogrammet beregner den teoretisk høyeste opptrenngning på to måter:

- ved fortsatt fortynning etter at likevektsdypet er "passert" (EQS).
- uten blanding eller friksjon etter at likevektsdypet er "passert" (GRAV).

Det første metoden (EQS) antas å gi mest sannsynlig resultat.

JETMIX-programmet inkluderer ikke virkningen av strømstyrken som medfører at den oppadstigende strålen kan bøye noe av i strømrretningen. Det fører til at innlagingsdypet øker med økende strømstyrke. For å studere innlagringen og skyens tykkelse ved forskjellige strømstyrker har vi brukt et EDB-program, PLUMES, som det amerikanske miljøverndirektoratet (EPA) anbefaler (Baumgartner et al., 1994).

Som beskrevet ovenfor (fig. 3.1 og 3.4) var strømstyrken varierende og jevnt over lav både i 5 m og i 12 m dyp, og vi valgte 3 og 10 cm/s for våre beregninger. Av mangel på konkrete data om størrelsen av den turbulente blandingen (diffusjonen) i området, anvendte vi koeffisienten $0,0003 \text{ m}^{2/3}/\text{s}$, som EPA anbefaler for kystfarvann.

Data

For resipienten har vi vertikalprofiler av temperatur og salinitet fra 15.03.95, 06.04.95 og 29.06.95. Den 06.04.95 ble det bare målt til 25 m dyp, og verdier i 30, 35 og 40 m dyp er satt inn etter skjønn slik at det opptrer en svak stabil sjikning. Dette er dermed et profil der beregningsresultatene er noe usikre. I Vedlegg 1 er vist utdrag av profilene, og man ser at de er tydelig forskjellige. Mens profilen fra 15. mars viser svært liten lagdeling, var det en markert lagdeling den 29. juni. Profilen fra 6. april kommer her i en mellomstilling. Vi har altså brukt data fra en senvinter-situasjon, tidlig vår og midtsommer.

Fitjar Laks A/S oppgir at mengden av avløpsvann varierer fra 8-10 m³/min. (130-170 l/s) i mai til 30-32 m³/min. (500-530 l/s) i september-oktober. Ut fra bedriftens opplysninger har vi valgt 15 m³/min. (250 l/s) som typisk avløp i mars, april og mai (fig. 3.6). Avløpsvannet skal slippes ut gjennom to ledninger med henholdsvis 430 mm og 380 mm som indre diameter. Vannmengden er forutsatt fordelt på de to rørene i forhold til deres tverrsnittsareal. For ledningen med diameter 430 mm tilsvarer dette utslipp av ca. 140 l/s og ca. 110 l/s for den andre ledningen. Beregningene med utslipp gjennom flere hull (diffusor) gjelder utslipp av 140 l/s, som kan ventes å oppnå litt ugunstigere innlagingsdyp og fortynning enn tilfellet vil være for et utslipp av 110 l/s.

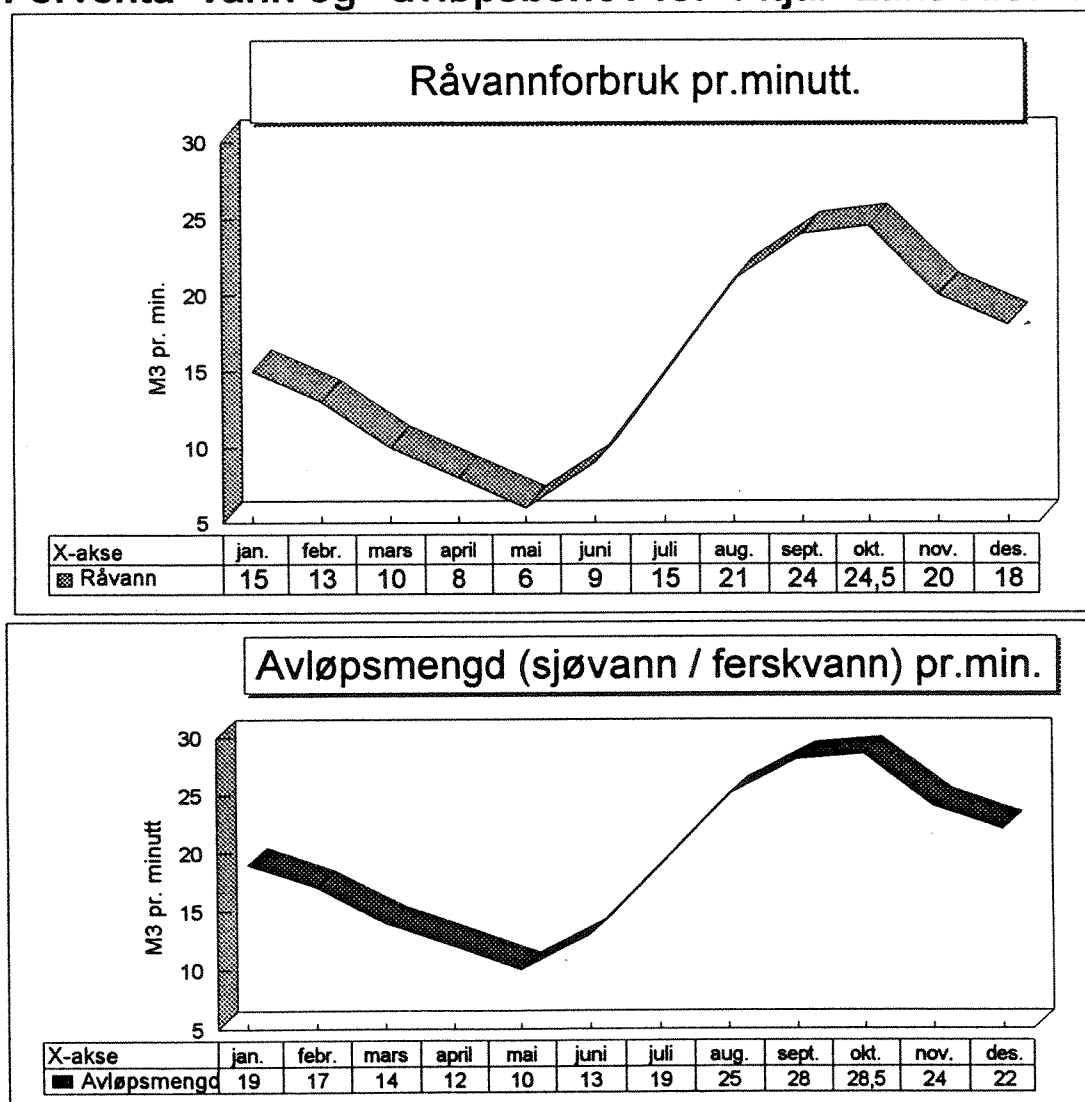
Beregningene gjøres først for utslipp gjennom helt åpent hull i enden av hver ledning. Hvis dette ikke gir tilfredsstillende innlagring, prøves deretter med flere hull med mindre diameter. Utslippsdypet er 30 m, 35 m og 40 m. Tabell 3.1 oppsummerer dataene som utslippet ble vurdert ut fra.

Tabell 3.1. Utslippsdata.

Vannmengde (l/s)	250 l/s
Rørdiameter (mm)	380 og 430
Hulldiameter (mm)	100, 150, 380, 430
Antall hull på hver ledning	1, 8, 15
Utslippsdyp (m)	30, 35, 40

FITJAR LAKS A.S.

Forventa vann og avløpsbehov for Fitjar Laks A.S. -96, -97



Figur 3.6. Vannforbruk gjennom året ved Fitjar Laks A/S.

Resultater

Innlagring og fortykning

Tabell 3.2 viser resultatene av beregningene av innlagringsdyp og primærfortynning (i sentrum av skyen). For hvert utslippsdyp er utført beregninger for de tre vertikale profilene. For hver av de tre profilene er så resultatene delt i tre grupper:

- utslipp gjennom ett hull i ledningens ende (beregninger bare vist for utslipp i 40 m dyp).
- utslipp gjennom ett av 8 hull med 0,15 m diameter.
- utslipp gjennom ett av 15 hull med 0,1 m diameter.

Tabellen gir resultater for likevektsdypet, og beregninger av ekstremdypene (EQS og GRAV). Man bør være oppmerksom på at gjennomsnittlig primærfortynning i innlagringsdypet trolig er 1,5-1,7x senterfortynningen.

Beregningene er gjort med konstant vannmengde, og resultatene viser at innlagringsdypet bestemmes av utslippsdypet, hull diameter/antall hull samt den vertikale tetthetsprofilen som til enhver tid finnes i vannmassen. For et gitt utslippsarrangement vil dermed innlagringsdypet og fortykningen variere mye med tiden. I vinterhalvåret er den vertikale sjiktningen svakest, og innlagring av avløpsvannet tilsvarende vanskelig å oppnå. For begge ledninger kan utslipp gjennom ett hull i 40 m dyp vinterstid medføre at avløpsvannet iblant når overflaten. For å unngå at dette skjer må avløpsvannet fordeles på flere mindre hull (en diffusor). En diffusor kan gi også den ekstra sikkerheten som må bygges inn fordi disse vurderingene gjøres ut fra få vertikale profiler. Med 8 hull på ca. 15 cm diameter bør man oppnå god innlagring med utslipp i 35 m dyp også vinterstid. En diffusor med 15 hull og diameter ca. 10 cm og utslipp i 35 m er den sikreste løsningen.

I disse beregningene er avstanden mellom hullene satt til 4 m for å unngå at strålene fra de enkelte hullene går sammen før innlagringsdypet. Med f.eks. 8 hull betyr dette at de fordeles over ca. 28 m.

Beregninger for utslipp gjennom ett hull i 40 m dyp og strømstyrke 3 cm/s og 10 cm/s ved bruk av PLUMES, viser fortsatt gjennomslag til overflaten ved profil nr. 1 fra mars 1995.

Tilsvarende beregninger er utført med utslipp av 420 l/s (25 m³/min). Avløpsvannet innlagres da 1-2 m høyere i vannmassen enn tilfellet var med utslipp av 250 l/s, noe som viser at det er den vertikale sjiktningen i vannmassen i Kobbavika som i hovedsak bestemmer innlagringsdypet. Vi kjenner ikke sjiktningen ved maksimalt utslipp av avløpsvann i september-oktober,

Tabell 3.2. Resultat av innlagringsberegningene for utslipp i 30 m, 35 m og 40 m dyp, varierende diameter for utslippshull og med strømstyrken satt lik 0.

PRO-	UTSLIPPSDATA				RESULTAT			
	FIL NR.	HULL NR.	DYP (M)	DIAM. (M)	HAST. (M/S)	LIKEVEKTS DYP SENTER FORTYNN. (M)	MINIMUM DYP	
EQS. (M)							GRAV. (M)	
1	1	40.0	.43	.96	87	2.4	< .0	< .0
	2	40.0	.38	.96	94	3.7	< .0	< .0
	3	30.0	.15	1.00	194	3.4	< .0	< .0
	4	35.0	.15	1.00	116	15.3	3.8	< .0
	5	40.0	.15	1.00	72	26.6	20.8	4.7
	6	30.0	.10	1.20	253	5.1	.2	< .0
	7	35.0	.10	1.20	91	22.8	16.8	.2
	8	40.0	.10	1.20	84	28.9	24.4	14.3
2	1	40.0	.43	.96	74	7.8	3.1	1.4
	2	40.0	.38	.96	84	8.2	3.6	1.6
	3	30.0	.15	1.00	134	9.4	5.4	2.7
	4	35.0	.15	1.00	132	14.8	7.0	2.7
	5	40.0	.15	1.00	160	17.1	9.5	3.3
	6	30.0	.10	1.20	163	12.1	7.1	3.8
	7	35.0	.10	1.20	171	16.8	10.2	3.9
	8	40.0	.10	1.20	214	18.8	13.3	5.1
3	1	40.0	.43	.96	50	15.8	9.9	4.4
	2	40.0	.38	.96	55	16.7	10.7	4.9
	3	30.0	.15	1.00	71	16.8	12.9	7.9
	4	35.0	.15	1.00	93	19.3	14.8	9.4
	5	40.0	.15	1.00	120	21.4	16.6	10.6
	6	30.0	.10	1.20	91	18.3	14.5	9.8
	7	35.0	.10	1.20	123	20.6	16.6	11.5
	8	40.0	.10	1.20	161	22.7	18.3	12.8

EXTREMAL DEPTHS:- EQS. : MIXING CONTINUED AFTER NEUTRAL POINT

- GRAV.: NO MIXING, ONLY GRAVITY AFTER NEUTRAL POINT

< : BEYOND MIN DEPTH OF DENSITY RANGE

men erfaring fra andre fjordområder på Vestlandet tilsier at ferskvannsavrenningen fortsatt er så stor at en markert sjiktning oftest er opprettholdt. Det tyder i så fall på at man også ved maksimalt utslipp av avløpsvann kan ha dyp innlagring.

Til slutt nevnes av tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann ved innlagring vil være 15-20 m, dvs. 7-10 m over og under likevektsdypet. Tykkelsen vil variere mye med vannmassenes vertikale lagdeling på det aktuelle tidspunktet og er minst ved sterk sjiktning i vannmassen.

3.1.3. Oppsummering

Vi har vurdert mulighetene for innlagring av avløpsvannet ved dyputslipp gjennom to ledninger i Kobbavika. Når avløpsvannet slippes ut i 40 m dyp gjennom ledning med ett hull, vil det i vinterhalvåret være situasjoner med svak sjiktning og liten strømstyrke da avløpsvannet (riktignok sterkt fortynnet) kan trenge helt opp til overflaten. Vi har ikke datagrunnlag for å bedømme hvor ofte slike situasjoner vil inntreffe.

Skal man derfor forhindre at avløpsvann vinterstid når overflaten, må utslippet fordeles på mange mindre hull (diffusor). Utslipp i 35 m dyp gjennom en diffusor med 8 hull med diameter 15 cm og avstand 4 m kan være en akseptabel løsning, men gir kanskje ikke den sikkerhetsmarginen man bør ha når vurderingen gjøres ut fra bare tre tetthetsprofiler. Utslipp i 35 m dyp gjennom en diffusor med 15 hull, hver med diameter ca. 10 cm og innbyrdes avstand 4 m, vil sikre gunstig innlagring og god fortynning.

Vår, sommer og høst er den vertikale lagdelingen i Kobbavikas vannmasser normalt sterkere enn vinterstid og kan være tilstrekkelig til at avløpsvannet oftest innlagres selv uten diffusor. Men det er en klar risiko for gjennomslag til overflaten ved maksimalt utslipp i september-oktober. Også for disse årstidene vil diffusor derfor gi ekstra sikkerhet mot gjennombrudd til overflaten.

En diffusor må kunne fungere for vannmengder som varierer mellom ca. 8 og 35 m³/min (130-580 l/s). Vi vil påpeke at utformingen av diffusoren (hulldiameter og ledningsdiameter) og beregning av hvor mye energi (trykkhøyde) som behøves for at den skal fungere, må gjøres etter at en eventuell beslutning om bruk av diffusor og utslippsdyp er tatt.

3.2. HELLANDSFJORDEN

3.2.1. Hydrografiske målinger

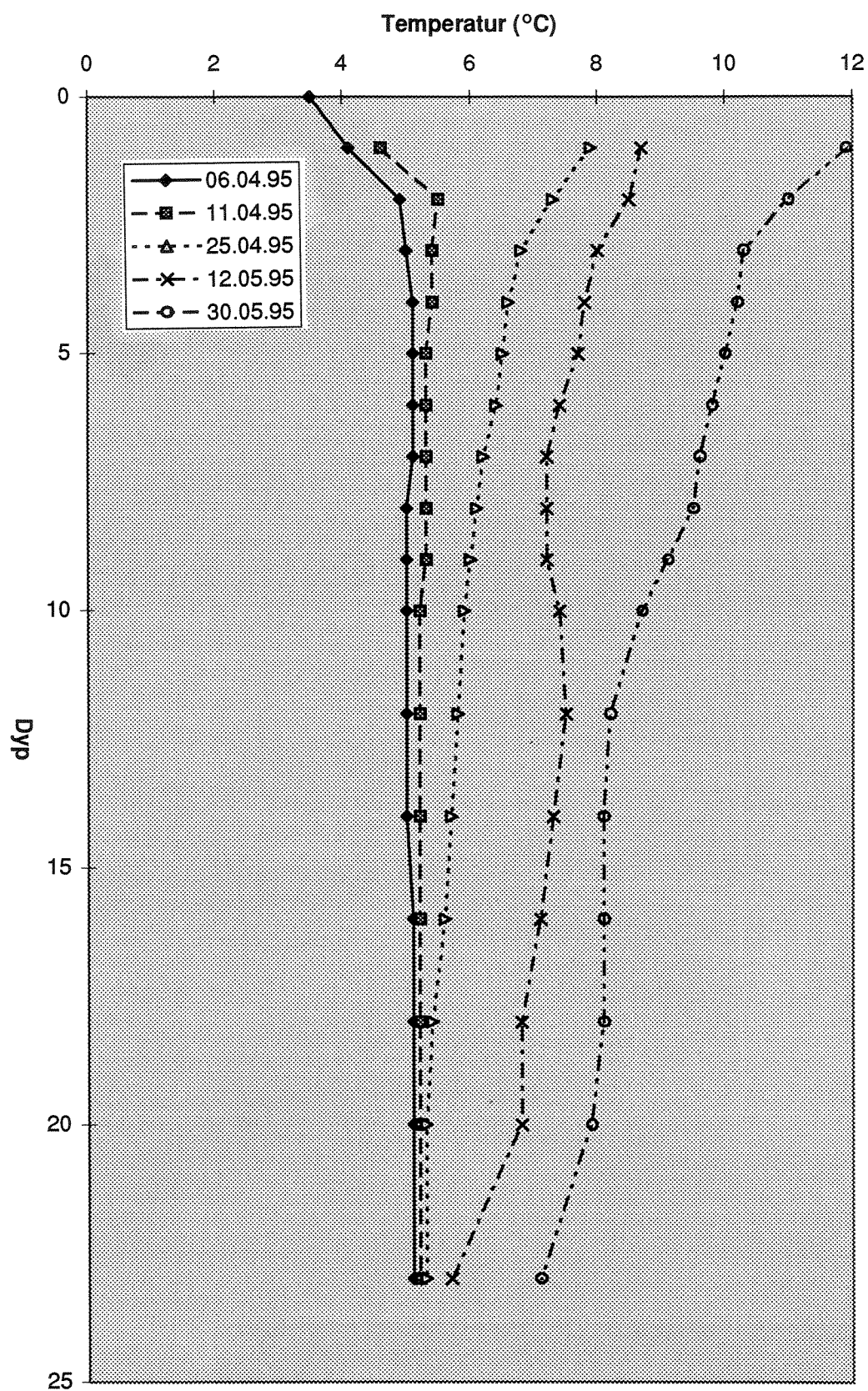
De hydrografiske målingene tatt ved hjelp av salinoterm på st. 4 viser at dypvannet i Hellandsfjorden ble skiftet ut flere ganger i løpet av måleperioden. Temperaturen på 23 meters dyp steg fra 5,1 til 7,1°C fra begynnelsen av april til slutten av mai (fig. 3.7), mens saliniteten i dypet holdt seg nokså konstant rundt 32‰ i samme periode (fig. 3.8).

I slutten av juni ble det tatt temperatur- og salinitetsprofiler i Hellandsosen og på 4 stasjoner i Hellandsfjorden (fig. 3.9 og 3.10). Profilene viser at på dette tidspunktet besto vannmassene i Hellandsfjorden av flere ulike vannlag. Et ca. 1 meter tykt varmt og lite salt vannlag lå på toppen av en litt saltere og kaldere vannmasse. Under 15 meter lå temperaturen i underkant av 8°C, mens saliniteten nærmet seg 32‰. Vannet i Hellandsosen ned til 14 meter var både kaldere og saltere enn i fjorden innenfor. Også her ble det målt et tynt brakt overflatelag, mens vannmassene ned til 7-8 meter, som er terskeldypet ut mot Hjelmosen, hadde en karakteristikk som lignet fjordvannet utenfor.

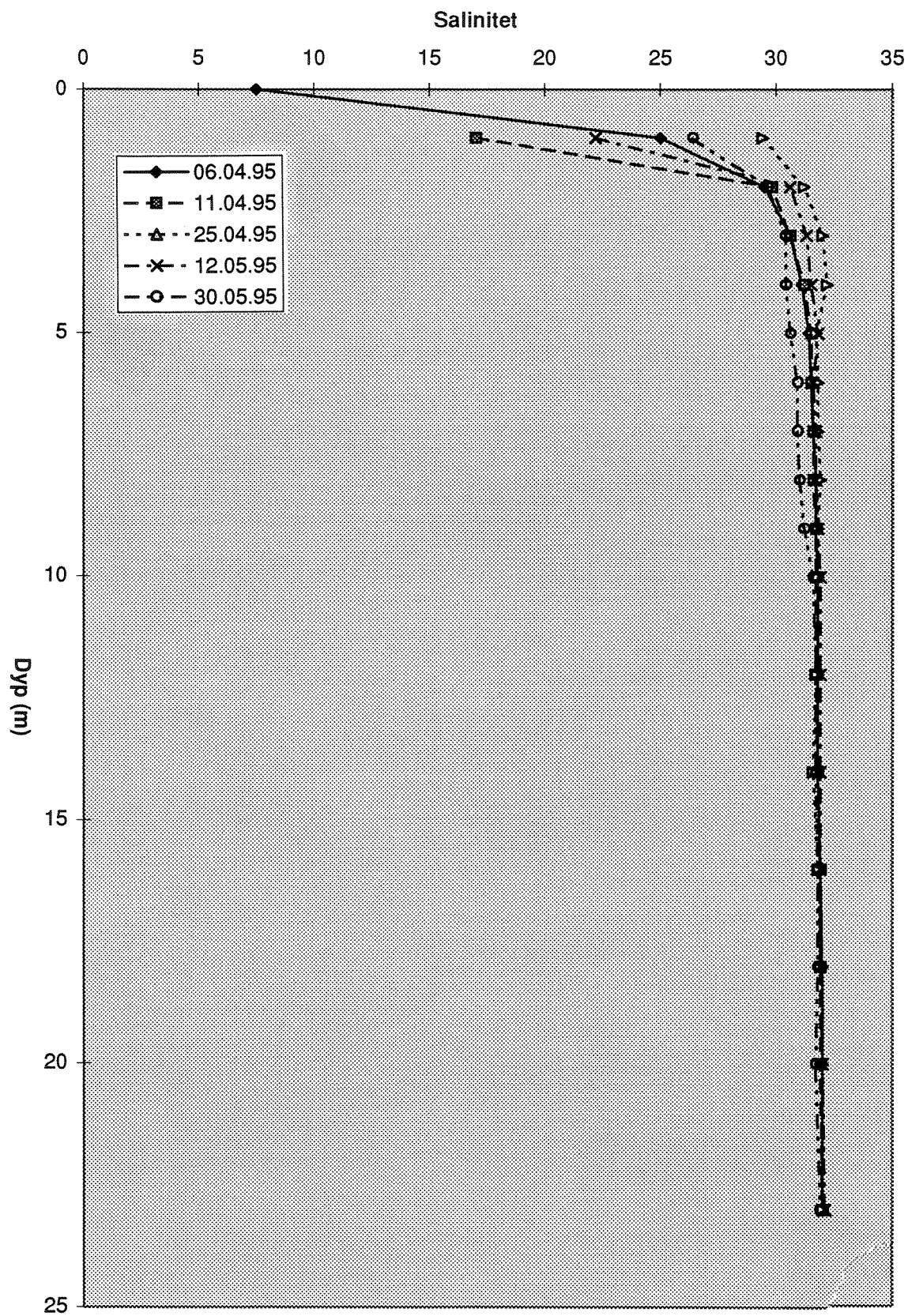
Tabell 3.3 viser oksygeninnholdet i Hellandsfjorden midt i mars. Dypvannet hadde et oksygeninnhold på 6,6 ml/l som tilsvarer 93,6% O₂-metning som må betraktes som meget tilfredsstillende.

Tabell 3.3. Oksygeninnhold i vannet i Hellandsfjorden 15. mars 1995.

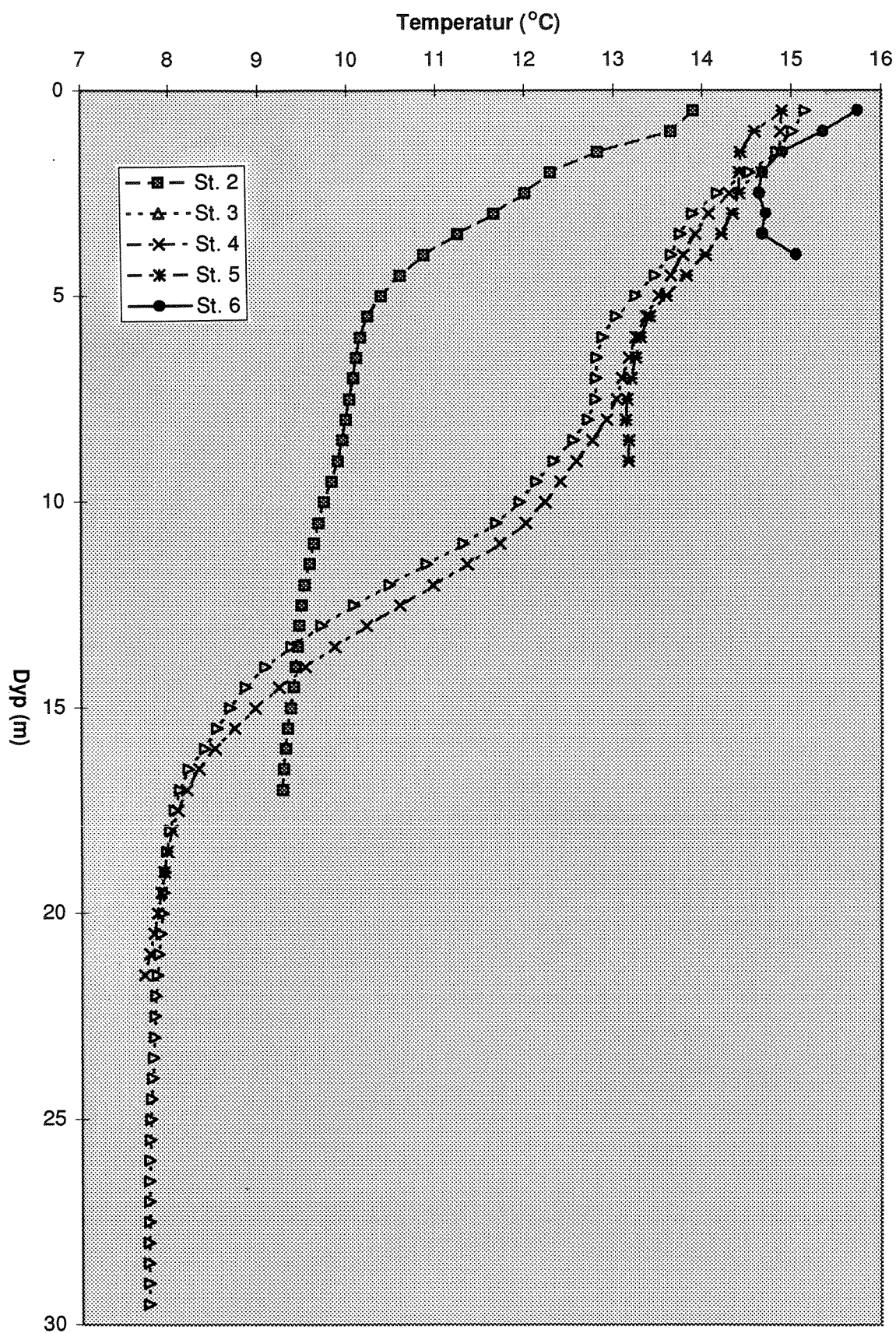
Dyp (m)	O ₂ -konsentrasjon (ml/l)	O ₂ -metning (%)
2	7,6	96,3
10	8,0	112,5
20	6,6	93,6



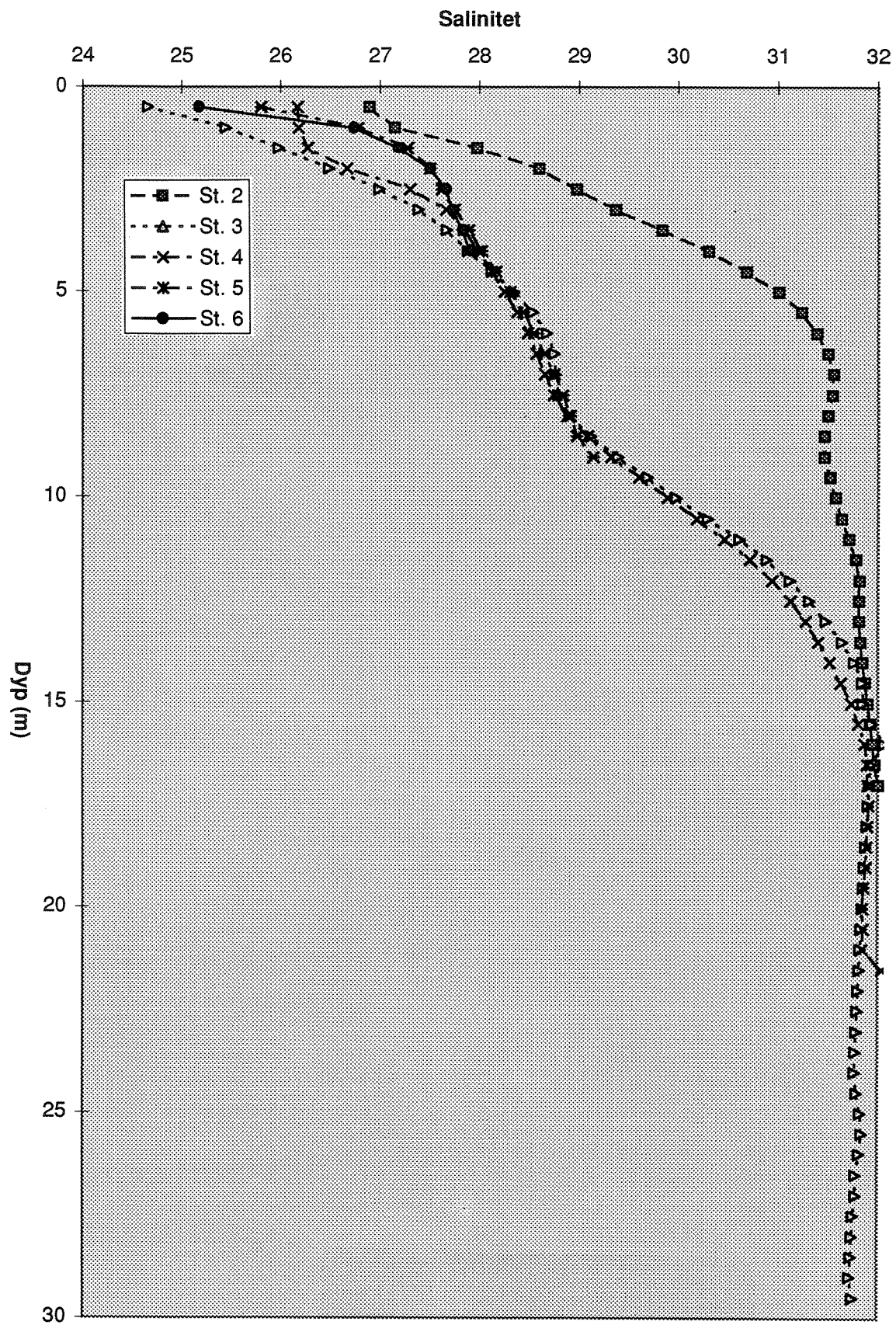
Figur 3.7. Temperaturprofiler for Hellandsosen st. 4 for perioden 06.04.-30.05.95.



Figur 3.8. Salinitetsprofiler for Hellandsosen st. 4 for perioden 06.04.-30.05.95.



Figur 3.9. Temperaturprofiler tatt 29.06.95 i Hellandsosen og i Hellandsfjorden.



Figur 3.10. Salinitetsprofiler tatt 29.06.95 i Hellandsosen og i Hellandsfjorden.

3.2.2. Næringssalter

Tabell 3.4 viser verdiene for næringssalter i vannmassene i Hellandsfjorden og i avløpsvannet i prøver tatt 15. mars 1995. Hverken nitrogen- eller fosforkonsentrasjonene er unormalt høye og ligger innenfor tilstandsklasse 1 (God) for overflatevann i vinterhalvåret etter SFTs klassifiseringssystem (SFT 1993). Prøvene er imidlertid tatt på et tidspunkt når biomassen i anlegget er liten, og prøvetakning ved maksimal biomasse i anlegget ville sannsynligvis gitt høyere næringssaltkonsentrasjoner i avløpsvannet.

Prøver tatt like utenfor stedet hvor overløpet fra settefiskanlegget til Hellandsfjorden ligger, ga ingen økte verdier for næringssalter. På denne tiden av året er imidlertid vannforbruket ikke maksimalt slik at overløp til fjorden kun skjer pulsvis.

Avløpsvannet inneholdt forhøyede verdier av alle næringssaltene. Som forventet var forhøyelsen av nitrogen relativt høy fordi fisken kun kan nyttiggjøre seg en liten del av nitrogenet i fiskefôret og kvitter seg med overskuddet i hovedsak gjennom utskillelse av vannløselig ammoniakk over gjellene. Fosforet derimot skilles ut gjennom fekalier som er mer tungtløselige i vann.

Tabell 3.4. Innhold av næringssaltene ammonium (NH₄), nitrat (NO₃), totalt nitrogen (Tot-N), fosfat (PO₄) og totalt fosfor (Tot-P) i vann i Hellandsfjorden og i avløpsvann.

Stasjon	Dyp (m)	NH ₄ (µg/l)	NO ₃ (µg/l)	Tot-N (µg/l)	PO ₄ (µg/l)	Tot-P (µg/l)
Hellandsfjorden	2		60	245	5	14
	10		72	375	11	21
	20		56	260	8	19
Ved overløp	2		56	210	7	17
Avløpsvann	-	130	300	610	16	21

3.2.3. Måling av algevekstpotensiale

Resultatene av algevekstforsøk er vist i tabell 3.5. Ved 49 % innblanding av avløpsvann vokste kiselalgen *Chaetoceros wighamii* de fire første dagene med omtrent samme veksthastighet som kontrollen med full næringstilsetning - henholdsvis 1,6 og 1,7 delinger/dag. Etter fire dager stoppet veksten hos den silisiumkrevende *Chaetoceros wighamii*, sannsynligvis som et resultat av at silikatreservene var oppbrukt. Det prosentvise biomasseutbyttet var da i overkant av 200% i forhold til kontrollen uten næringstilsetning. I de forsøkene hvor innblandingsprosenten av avløpsvann var 12% og lavere, ble det ikke signifikant økning av veksthastigheten sammenlignet med kontroll uten næringstilsetning.

For flagellaten *Pyramimonas cf. disomata* var utviklingen de fire første dagene den samme som for kiselalgen. Ved 49% innblanding av avløpsvann vokste algen med en veksthastighet på ca. 1,6 delinger/dag, mens veksten i kontroll med full næringstilsetning var 1,5 delinger/dag. Etter dag 4 avtok veksten i testforsøket med avløpsvann slik at den gjennomsnittlige veksthastigheten fra dag 4 til dag 6 var redusert til 0,4 delinger/dag. Ut fra forholdet mellom nitrogen og fosfor i avløpsvannet er det sannsynlig at den reduserte veksthastigheten skyldes mangel på fosfor. Etter 6 dager var det prosentvise biomasseutbyttet i forhold til kontroll uten næringstilsetning på i overkant av 240%. Heller ikke for *P. cf. dissomata* ble det funnet noen signifikant økning i biomasseutbyttet sammenlignet med kontroll uten næringstilsetning ved innblandingsprosent av avløpsvann på 12% og lavere.

Tabell 3.5. Oversikt over celletall og biomasse i % av kontrollen uten næringstilsetning.

% innblandet avløpsvann	<i>C. wighamii</i> Dag 4 (mill. celler/l)	<i>C. wighamii</i> (% av kontroll - næring)	<i>P. disomata</i> Dag 6 (mill. celler/l)	<i>C. wighamii</i> (% av kontroll - næring)
49	87,0	205	124,0	242
12	50,9	120	64,7	126
2,4	41,7	98	62,2	121
0,5	46,4	109	63,8	124
0,12	51,1	120	65,0	127
Kontroll 0	42,5		51,3	
Kontroll 0 + næring	108,8		302,5	

Resultatene viser at det er nødvendig med en relativt høy prosentvis innblanding av avløpsvann for at det skal gi noen signifikant økning av algebiomassen. Innblandinger av avløpsvann mellom 0,12 og 12 % viste ingen signifikante økninger av algebiomassen i forhold til tilveksten i rent brakkvann.

Som tidligere nevnt er imidlertid prøvene fra avløpsvannet tatt når fiskemengden i anlegget er liten, noe som fører til lite næringssalter i vannet. Prøver tatt i anleggets mest produktive periode, dvs. ved høyere næringssaltinnhold i avløpsvannet, ville sikkert gitt noe høyere algeproduksjon.

3.2.4. Modelleringsresultater for Hellandsfjorden

For å se på effektene av utsprengning av Hellandsstraumen, er modellen Fjordmiljø (Stigebrandt 1992) kjørt med tre ulike terskeldybder. For tilfelle 1 er det kjørt med en terskeldybde på 1 meter som tilsvarer situasjonen før sprengning ble utført i 1987. I tilfelle 2 er det gjort regning med en terskeldybde på 5 meter som er nær dagens terskeldybde. I tilfelle 3 er modellen kjørt med terskeldybde på 8 meter. Denne dybden er valgt fordi terskeldypet mellom Hellandsosen og Hjelmosen er 7-8 meter, og sett ut fra hensynet til vannutskiftning i Hellandsfjorden vil det neppe være hensiktsmessig å øke terskeldypet i Hellandsstraumen til mer enn dette.

I tabell 3.6 er de viktigste resultatene fra kjøringene av Fjordmiljø-modellen satt opp. Før Hellandsstraumen ble sprengt ut, viser modellkjøringen at dette var en såkalt "strålefjord" hvor sterke strømmer i munningen gir effektiv gjennomblending av vannmassene og god vannutskiftning i hele fjorden. Oppholdstiden for vannet over terskeldypet var tidligere bare i overkant av ett døgn i middel. Munningens opprinnelige utforming (bred og grunn) har imidlertid medført en relativt lav transportkapasitet over terskelen i forhold til slik situasjonen er i dag.

Ved at terskelen inn til Hellandsfjorden er senket til ca. 5 meter, har oppholdstiden for vannet over terskeldyp økt til nesten 3 døgn når det er vindstille. Vind og også ferskvannstilførsel over det gjennomsnittlige vil føre til at ferskvannets oppholdstid i fjorden reduseres, men i mindre grad enn tidligere. Transportkapasiteten over terskelen er også økt, og dette har resultert i at tiden det tar å fylle opp bassenget med nytt vann, er redusert. Hyppigheten av fullstendig bunnvannutskiftning vil imidlertid være redusert. Dette medfører at O_2 -minimum vil kunne bli lavere enn tidligere. Her bør det imidlertid gjøres oppmerksom på at modellen ikke tar hensyn til vertikal diffusjon av oksygen, og dette gjør at den beregnede verdi for O_2 -minimum er for lav. Fjorden er dessuten blitt av den "normale" typen hvor tykkelsen av brakkvannslaget er mindre enn terskeldypet.

En økning av terskeldypet inn til Hellandsstraumen vil føre til at oppholdstiden for vannet over terskeldypet vil øke, men det vil ikke endre oppholdstiden for ferskvannet som tilføres fjorden. Den tiden det tar å fylle opp bassengvannet med nytt vann, vil avta noe, men oppholdstiden for bassengvannet vil øke. Dette vil kunne medføre at minimumsverdien for oksygen i dypvannet kan bli noe lavere. Ut fra modellkjøringene ser det med andre ord ikke ut som om en økning av dypet i Hellandsstraumen vil føre til store forandringer for miljøet i Hellandsfjorden.

Tabell 3.6. Resultater fra kjøring av modellen Fjordmiljø.

H_t = terskeldyp, T_v = oppholdstid i fjorden for vann over terskeldyp, T_{fyll} = tiden det tar å fylle opp bassengvannet med nytt vann, T_e = oppholdstiden for bassengvannet, $O_{2\text{ min}}$ = beregnet oksygenminimum i bassengvannet. BO betegner en barotrop og overblandet fjord ("strålefjord"), mens N betegner en normal fjord.

Tilfelle	H_t (m)	T_v (døgn)	T_{fyll} (døgn)	T_e (mnd)	$O_{2\text{ min}}$ (ml/l)	Fjordtype
1	1	1,1	10	0,1	5,5	BO
2	5	2,9	3	1,5	4,1	N
3	8	3,6	2	2,1	3,6	N

3.2.5 Vurdering av resipientens bæreevne

Avløpsvannet fra et settfiskanlegg uten renseanlegg vil inneholde fôrspill, avføring og ekskresjon fra fisken. Selve fôret inneholder protein, fett, karbohydrater og aske i et prosentvis forhold på 48, 22, 22 og 8. Fôrets totale innhold av nitrogen og fosfor er henholdsvis 6 og 1%. Produksjon av 1 kg smolt medfører utskillelse av ca. 38 g protein, 26 g fett, 88 g karbohydrater, 33 g totalt nitrogen og 6 g totalt fosfor. Hvis fôrfaktoren er 1,0, vil fôrspillet representere 96 g protein, 44 g fett, 44 g karbohydrater, 15 g totalt nitrogen og 3 g totalt fosfor (Johnsen & Hektoen 1993). Hvis fôrfaktoren øker, vil også utslippene øke kraftig (tabell 3.7). Den mest effektive måten å redusere et utslipp på er altså å redusere fôrfaktoren.

En årsproduksjon på 1 million smolt á 50 gram vil gi en total produsert fiskebiomasse på 50 tonn. Med en fôrfaktor på 1,0 vil dette gi et utslipp pr. år på 2,4 tonn nitrogen og 0,45 tonn fosfor. Ca. 70% av nitrogenet, som skilles ut over gjellene, vil være løst i vannet, mens bare ca. 30% av fosforet vil foreligge i oppløst form. Det vil si at avløpsvannet transporterer ca. 1,7 tonn oppløst nitrogen og 0,14 tonn oppløst fosfor ut til vannmassene.

Slik overløpet fra settfiskanlegget til Hellandsfjorden fungerer (fig. 3.11), vil det i hovedsak være oppløst nitrogen og fosfor som tilføres denne resipienten. Utslippene til Hellandsfjorden foregår imidlertid hovedsaklig fra midt i juli til midt i oktober og er anslått å være ca. 10% av totalutslippene i denne perioden. På denne årstiden vil det være relativt stor fisk i anlegget. Hvis en for denne perioden regner med at utslippet er det doble av månedsgjennomsnittet, vil de totale utslippene til Hellandsfjorden ved en fôrfaktor på 1,0 være ca. 80 kg nitrogen og ca. 7 kg fosfor. Sammenlignet med de totale naturlige tilførslene fra ferskvannet som renner ut i Hellandsfjorden, representerer tilskuddene fra overløpet svært små tillegg.

Tabell 3.7. Total belastning ved produksjon av 1 kg smolt for fôrfaktor 1,0 og 1,8.

Belastningsparameter	Utslipp	
	Fôrfaktor 1,0	Fôrfaktor 1,8
Protein	134	518
Fett	70	246
Karbohydrater	132	308
Totalt nitrogen	48	110
Totalt fosfor	9	19

Hvis fôrfaktoren er dårligere enn 1,0, vil utslippene til Hellandsfjorden bli større. Belastningstallene vil også øke hvis utslippene til Hellandsfjorden utgjør mer enn 10% av totalutslippet i perioden juli-oktober. Selv om nitrogen- og fosfortilskuddene fra overløpet økes til det 3-doble av beregningene her, er dette beskjedent i forhold til den totale naturlige tilførsel.

Utslippene til Hellandsfjorden er imidlertid størst i den perioden på året hvor det ofte er lite nedbør og dermed liten vannføring i elva ut fra Storavatnet. Dette innebærer at en større andel enn normalt av ferskvannsavrenningen fra Storavatnet går gjennom settefiskanlegget. Det vil si at en stor andel av ferskvannet vil bli anriket med næringssalter før det slippes ut i Hellandsfjorden.

Forsøkene med målinger av vekstpotensiale viste at i vannmasser med en tiendedels innblanding av avløpsvann, kunne det ikke registreres en økning av algebiomassen i forhold til algemengden som utvikler seg i rent brakkvann. Dette viser at det normalt kun vil være i nærområdet til utslippsstedet at det er et potensiale for økt algeproduksjon. I år med liten ferskvannsavrenning og i den perioden hvor ferskvannsforbruket ved settefiskanlegget er størst, vil imidlertid et utslipp på maksimalt 15 m³/min sannsynligvis kunne ha en eutrofierende effekt.

Bilde tatt 6. april 1995 viser svært lite begroing på stedet hvor avløpsvann føres ut i Hellandsfjorden (fig. 3.12). Selv om dette bildet er tatt noe tidlig i makroalgens vekstsesong og på et tidspunkt med relativt lite vann i overløpet, viser det at utslippet til Hellandsfjorden ikke skaper store begroingsproblemer.

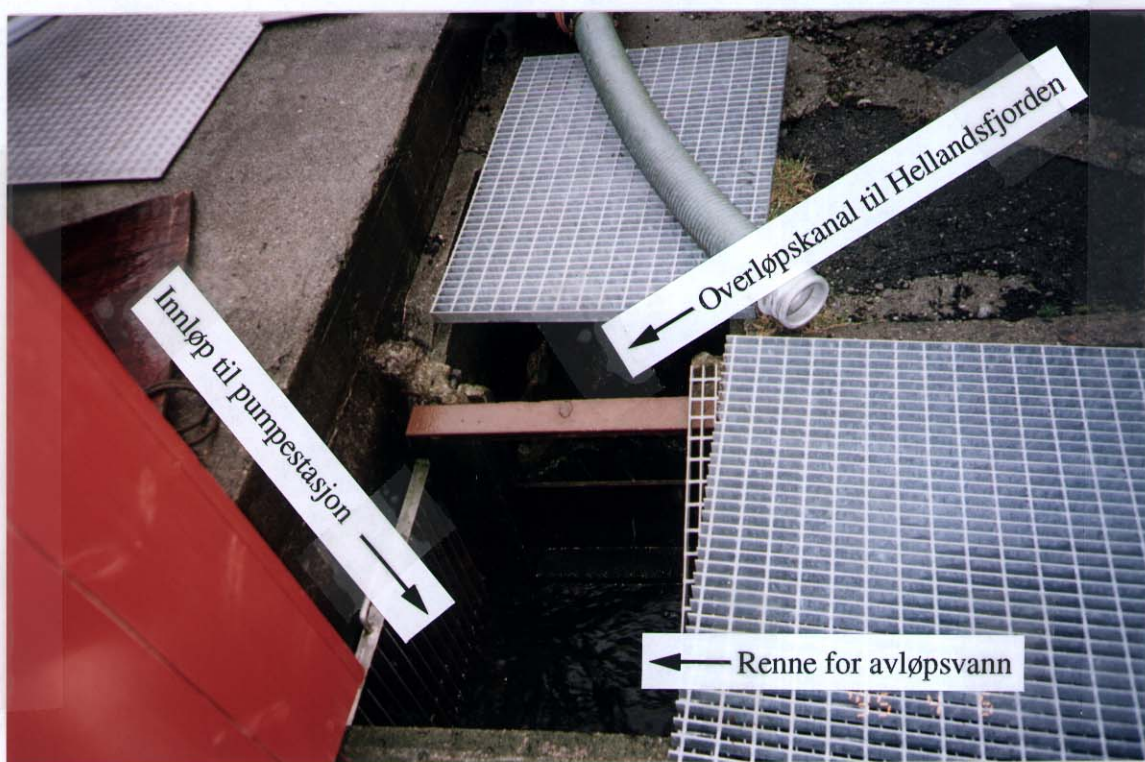


Fig. 3.10. Bilde som viser renne for avløpsvann med avlastningskanal ut til Hellandsfjorden.



Fig. 3.11. Bilde tatt 6. april 1995 ved utslippssted for avløpsvann til Hellandsfjorden.

Beregningene gjort ved bruk av modellen Fjordmiljø viser at oppholdstiden for ferskvannet som slippes ut i Hellandsfjorden, ved normal ferskvannstilførsel er maksimalt 2-3 døgn. Med så kort oppholdstid for ferskvannet er det lite sannsynlig at det vil kunne finne sted store algeblomstringer i fjordens brakkvannslag. Når ferskvannsavrenningen til Hellandsfjorden reduseres betydelig, viser modellen at ferskvannet i liten grad blandes inn med fjordvannet, dvs. brakkvannslaget på toppen blir ferskere. Oppholdstiden for ferskvannet i fjorden kan imidlertid øke noe.

Totalt sett er det lite sannsynlig at utslipp fra settefiskproduksjonen i den størrelsesorden som er blitt oppgitt, vil ha noen vesentlig innvirkning på den totale primærproduksjonen i Hellandsfjorden. Under ugunstige vind- og værforhold kan imidlertid oppholdstiden for vannet i fjorden bli forlenget, og under slike perioder kan utslippene fra settefiskanlegget til Hellandsfjorden føre til økt algeproduksjon i fjorden. Dette sammen med partikler som kommer med avløpsvannet, kan føre til sedimentering av organisk materiale inne i fjorden. Under nedbrytning av slikt materiale forbrukes det oksygen og dermed oppstår det et økt oksygenforbruk som vil være med på å redusere oksygenivået i dypvannet.

Senkningen av terskeldypet i Hellandsstraumen har ført til at det vil ta kortere tid å skifte ut bassengvannet, men samtidig har tiden mellom hver fullstendige dypvannsutskiftning økt noe. En ytterlige økning av terskeldypet vil ikke gi noen miljømessig gevinst.

4. SAMMENFATTENDE KONKLUSJONER

På grunn av svak sjiktning i vannmassene om vinteren vil utslipp av avløpsvann gjennom to ledninger selv på 40 meters dyp utenfor Kobbavika, føre til at sterkt fortynnet avløpsvann tidvis trenger helt opp til overflaten. Hvor ofte dette vil skje, har vi ikke datagrunnlag for å bedømme. Bruk av diffusor (utslipp fordelt på mange hull) vil imidlertid sikre god fortynning og gunstig innlagringsdyp.

Den vertikale lagdelingen er normalt sterkere om våren, sommeren og høsten enn om vinteren, og selv uten bruk av diffusor vil avløpsvannet til disse årstidene som oftest innlagres. Bruk av diffusor vil føre til ekstra sikring mot gjennomslag til overflaten. I denne rapporten er beregninger av endelig utforming av diffusor ikke utført.

Forsøkene med algevekstpotensiale i avløpsvannet, beregninger av utslipp til Hellandsfjorden og kjøring av modellen Fjordmiljø viser at normalt vil utslipp på det nivå som er benyttet i beregningene, gi liten endring av den totale primærproduksjon i fjorden. Under spesielle vind- og værforhold kan imidlertid utslippene ha uheldige miljøeffekter.

Utsprengningen av Hellandsstraumen og dermed senking av terskeldypet til ca. 5 meter har ført til at tiden det tar å skifte ut bassengvannet, er betydelig redusert. Samtidig er imidlertid hyppigheten av dypvannsutskiftninger redusert, men ikke slik at det vil oppstå oksygenmangel i dypvannet.

Ut fra resultatene fra kjøringen av Fjordmiljømodellen kan det konkluderes med at en ytterligere senkning av terskeldypet ned til 8 meter ikke vil føre til store endringer i fjordmiljøet og vil derfor heller ikke gi noen miljømessig gevinst i forhold til dagens tilstand.

Litteratur

Baumgartner, D.J, Frick, W.E. & Roberts, P.J.W, 1994: Dilution models for effluent discharges (Third Edition). Center for Exposure Assessment Modeling. U.S. EPA, Environmental Research Laboratory. Athens, Georgia, USA. 189 pp.

Bjerkeng, B. og Lesjø, A., 1973: Mixing of a jet into a stratified environment. PRA 5.7. NIVA-rapport O-126/73. Oslo

Johnsen, T.M., & H. Hektoen. 1993. Resipientundersøkelse i Røyklibotn og forslag til gjennomføring av miljøtiltak ved Neptun Settefisk A/S. NIVA-rapport, l.nr. 2902. 24 sider.

SFT 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 93:02. SFT Oslo (forf. Rygg, B., & I. Thélin). 20 sider.

Stigebrandt, A. 1992. Beregning av miljøeffekter av menneskelige aktiviteter. Lærebok for brukere av vannkvalitetsmodellen Fjordmiljø. 58 sider.

Vertikalprofiler av temperatur og salinitet brukt til beregning av innlagring og fortykning

Hver tabell inneholder tre kolonner: dyp (meter), temperatur (°C) og salinitet (‰).

Vi gjør oppmerksom på at den 6.4 1995 ble målingene avsluttet i 25 m dyp. Dataene i 30, 35 og 40 m dyp er dermed ekstrapolert etter skjønn, for å skape en svak stabil sjiktning.

Fitjar 15.03.95

0	5,73	32,730
5	5,67	32,823
10	5,68	32,860
15	5,68	32,864
20	5,75	32,894
25	5,86	33,020
30	6,08	33,264
35	6,88	33,701
40	6,94	33,710

Fitjar 06.04.95

0	3,71	14,53
3	5,10	29,73
6	5,21	30,71
9	5,17	30,89
12	5,20	30,95
15	5,21	30,97
20	5,26	31,10
25	5,29	31,15
30	5,30	31,18
35	5,30	31,20
40	5,30	31,25

Fitjar 29.06.95

0	13,25	28,20
3	12,65	28,68
6	10,16	31,42
9	8,90	32,78
12	8,41	33,03
15	7,89	33,33
20	7,43	33,57
25	7,22	33,73
30	7,15	33,75
35	7,08	33,80
40	7,07	33,82

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3379-95.

ISBN 82-577-2910-8