



O-90027

Tiltaksanalyse for
Grenlandsfjordene

Rapport 4

Vurdering av tiltak

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 89

Sørlandsavdelingen Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 43 033

Østlandsavdelingen Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752
Telefax (065) 78 402

Vestlandsavdelingen Breiviken 5
5035 Bergen-Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:
O-90027
Undernummer:
Løpenummer:
2598
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: TILTAKSANALYSE FOR GRENLANDSFJORDENE Rapport 4. Vurdering av tiltak	Dato: 30.06.1991
	Prosjektnummer: O-90027
Forfatter (e): Rasmus Gulbrandsen Jarle Molvær Jon Knutzen Anders Stigebrandt	Faggruppe: Vannressursforvaltning
	Geografisk område: Telemark
	Antall sider (inkl. bilag): 96

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Telemark, Miljøvern avdelingen	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Rapporten er den avsluttende rapport innenfor Tiltaksanalysen for Grenlandsfjordene. Effekter av gjennomførte og mulige tiltak vurderes. Beregninger viser at for å nå et tilfredsstillende siktedyp vil det være nødvendig å redusere utslippene fra Union. Man må antagelig regne med at overløpsutslipp i perioder vil medføre at de hygieniske forhold gjør Skienselva mindre egnet til bading. For å bedre de hygieniske forhold i elva og i Volls-fjorden bør hhv. overløpsutslipp reduseres og legges som dyputslipp, og utslippet fra Knarrdalstrand føres ut på dyp vann i Frierfjorden. Kritisk for om og når kravene for spiselighet av fisk og skalldyr skal oppfylles er grensen for tolerabelt inntak av TCDD-ekv. (dioksiner).

4 emneord, norske:

1. Grenlandsfjordene
2. Miljøgifter
3. Næringssalter
4. Koliforme bakterier
Tiltak

4 emneord, engelske:

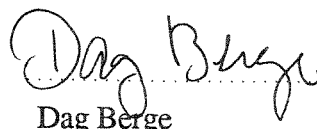
1. The Grenland fjords
2. Micropollutants
3. Nutrients
4. Coliform bacteria
Abatement measures

Prosjektleder:



Rasmus Gulbrandsen

For administrasjonen:


Dag Berge

ISBN 82-577-1904-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING**0-90027****TILTAKSANALYSE FOR
GRENLANDSFJORDENE****RAPPORT 4****VURDERING AV TILTAK**

NIVA, juni 1991

Prosjektleder: Rasmus Gulbrandsen

Medarbeidere: Jarle Molvær

Jon Knutzen

Anders Stigebrandt, Ancylus

FORORD

Den foreliggende rapporten er den fjerde og siste av NIVAs rapporter innenfor tiltaksanalysen for Grenlandsfjordene. Rapporten avslutter tiltaksanalysen. De øvrige rapporter er "Rapport 1, Forslag til målekriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat" (Knutzen, 1990), "Rapport 2, Operasjonalisering av målene" (Gulbrandsen, 1990) og "Rapport 3, Omsetning av miljøgifter" (Bjerkeng et al., 1991).

Arbeidet er utført på oppdrag av Fylkesmannen i Telemark, Miljøvern-avdelingen.

Foreliggende rapport bygger på de øvrige tre rapportene. Rapport 1 og 2 presiserer og videreutvikler målkriteriene knyttet til Grenlandsfjordene. Rapport 3 vurderer forhold rundt omsetningen av miljøgifter og gir samtidig en oversikt over tilførsler av miljøgifter, innhold og utlekking av miljøgifter fra sedimenter og over innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr.

Datainnsamlingen i prosjektet har skjedd ved gjennomgang av tidligere utførte rapporter og ved kontakt med Fylkesmannen i Telemark, SFTs kontrollseksjon i Nedre Telemark og industrien i Grenland.

Ved vurdering av tiltak har Anders Stigebrandt, Anculys (Gøteborg), beregnet effektene av alternative utslippsendringer ved hjelp av eutrofimodellen for Frierfjorden (Stigebrandt og Molvær, 1990). Jarle Molvær har hatt hovedansvaret for vurdering av de bakteriologiske forhold og for tolking av resultatene fra eutrofimodellen. Jon Knutzen har hatt hovedansvaret for vurdering av effekter av endrede utslipp av miljøgifter. Rasmus Gulbrandsen har vært prosjektleder og har hatt hovedansvaret for de øvrige deler samt sammenstillingen av rapporten.

Vi takker våre kontakter hos Fylkesmannen i Telemark, Ann Kristin Schartau, Tore Kildal og Arne Malme, og i SFT, Leif Stige og Per Erik Iversen.

Oslo, juni 1991.

Rasmus Gulbrandsen

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	2
INNHALDSFORTEGNELSE	3
SAMMENDRAG	4
1. INNLEDNING	7
1.1 BAKGRUNN	7
1.2 MÅL FOR PROSJEKTET	7
1.3 RAMMER OG BEGRENSNINGER FOR PROSJEKTET	8
2. ALTERNATIVE TILTAK	9
2.1 GENERELT	9
2.2 KOMMUNALTEKNISKE ANLEGG	9
2.3 INDUSTRI	12
2.4 LANDBRUK	15
2.5 TILFØRSLER FRA SEDIMENTER	16
2.6 MUDRING	18
3. TILTAKSVURDERINGER – MERINGSSALTER	19
3.1 ALTERNATIVE TILFØRSELSSCENARIER (Innenfor Brevik) ...	19
3.2 VURDERING AV EFFEKTER AV TILTAK (Innenfor Brevik).....	29
4. EFFEKTER PÅ HYGIENISKE FORHOLD	35
4.1 BASIS FOR VURDERINGENE	35
4.2 FORVENTEDE EFFEKTER (innenfor Breviksterskelen)	45
4.3 YTTERLIGERE TILTAK	48
5. MERINGSSALTER OG HYGIENE UTENFOR BREVIKSTERSKELEN	50
6. TILTAKSVURDERINGER – MILJØGIFTER	56
6.1 VALG AV ALTERNATIVER	56
6.2 VURDERING AV EFFEKTER AV TILTAK	61
6.2.1 Kvikksølv	62
6.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	63
6.2.3 Polyklorete dibenzofuraner/doiksiner (PCDF/PCDD)	64
6.2.4 Øvrige klororganiske forbindelser	67
6.2.5 Oppsummerende kommentarer	68
7. AVSLUTTENDE KOMMENTARER	70
LITTERATUR	73
VEDLEGG	78

SAMMENDRAG

Foreliggende rapport er den avsluttende rapport i NIVAs arbeide innenfor Tiltaksanalysen for Grenlandsfjordene.

Rapporten gjennomgår alle tiltak som er anses som aktuelle for å oppnå de fremtidige mål knyttet til badevannskvalitet og spiselighet av fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene. Utgangspunktet for tiltaksanalysen har vært tilstand og tilførsler til fjordene i 1989. En rekke tiltak er allerede gjennomført, igangsatt eller planlagt. I samarbeid med Fylkesmannen i Telemark er det fremmet forslag til ytterligere tiltak. Rapporten vurderer effekten av tiltakene, både de gjennomførte, igangsatte og mulige tiltak, i 1995.

Effekter på siktedyp, brakkvannsplankton, oksygenmetning m.m. er beregnet vha. Frierfjordmodellen.

Siktedyp og hygieniske forhold

Beregningene viser at for å nå et tilfredsstillende siktedyp (som kan fylle kravene til badevannsklasse 1) vil det være nødvendig å redusere utslippet av organisk stoff fra Union. Forutsatt gjennomføring av de planlagte utslippsreduksjonen ved Union, gir alle alternativer for utslipp i 1995 som er beregnet (som bla. inkluderer den planlagte tilkobling til Knarrdalstrand renseanlegg), tilfredsstillende siktedyp. Dypvannsutslipp ved Knarrdalstrand eller Hydro Porsgrunn synes å ha relativt liten effekt på siktedypet. Perioder med flom vil kunne redusere siktedypet og kan redusere badevannkvaliteten til klasse 2 eller 3.

Beregningene viser at utslipp på 70 meters dyp av Hydro Porsgrunns tilførsler til Frierfjoren (vannmengde ~ 3900 l/s), vil gi meget gunstige resultater for oksygenforholdene i fjordens dypvann.

Etableringen av Knarrdalstrand vil gi endringer i de hygieniske forholdene i Skienselva og fjordene. Utslagsgivende her synes å være de tildels betydelige overløpsutslippene. Beregninger over forventet effekt viser at man antagelig må regne med at overløpene i perioder vil medføre at de hygieniske forholdene i elven gjør vannet mindre egnet eller uegnet for bading (badevannsklasse 3-4). Dette gjelder særlig den øvre delen av elven. Selv om man ved bestemmelse av badevannsklasse ikke ønsker å legge vekt på enkeltsituasjoner som viser stort avvik fra forholdene forøvrig, må man kunne forvente at denne konklusjonen står fast.

For å bedre de hygieniske forholdene i Skienselva synes det klart at overløpsutslippene til elva må reduseres ytterligere. For å øke fortynningen og tiden før overvannet innblandes i overflatelaget, bør overløpsutslippene legges som dyputslipp.

Beregninger av forventede hygieniske forhold i Volls fjorden etter etablering av Knarrdalstrand renseanlegg viser at badevannsklasse 2 antagelig kan være oppfylt ved munningen av Volls fjorden. Forholdene i Volls fjorden blir like gode eller bedre. Beregningene er ment å beskrive en typisk situasjon, mens konsentrasjonene av bakterier må forventes å variere med en faktor på 100 eller mer.

Det må kunne forventes å gi en vesentlig bedring av de hygieniske forhold i både Frierfjorden og Volls fjorden om utslippet fra Knarrdalstrand legges som dyputslipp på 30 m dyp i Frierfjorden med en innlagring på 15-25 m dyp.

I Eidangerfjorden antas at endringene pga. de reduserte tilførsler fra Frierfjorden samt den utvidede tilkobling til Heistad renseanlegg er såvidt betydelig at det bør kunne forventes en forbedring av bakterieforholdene og muligens også av eutrofisituasjonen. En videre forbedring av hygieniske forhold og siktedyp i Eidangerfjorden vil for en stor del være avhengig av reduserte tilførsler til overflatelaget i Skienselva og Frierfjorden.

Miljøgifter

Det nåværende grunnlag tillater ikke tilforlidelige prognoser for når målet om fritt konsum av fisk/skalldyr kan oppfylles. Årsaken er en kombinasjon av manglende kunnskaper om flere naturforhold, usikkerhet omkring restbelastningen fra forurensede omgivelser, samt at det ikke foreligger offisielle maksimalt tillatelige konsentrasjoner for de aktuelle stoffene.

Kritisk for om og når kravene til spiselighet av fisk/skalldyr skal kunne oppfylles, er grensen for tolerabelt inntak av TCDD-ekvivalenter (polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner). Hvis problemet hadde begrenset seg til hovedkomponentene av klororganiske stoffer (heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), etc.) hadde man antagelig kunnet forespeile måloppfyllelse for Frierfjorden innen en 5 års periode og for utenforliggende områder innen et par år (med forbehold for mulig kritiske nivåer av hittil ikke registrerte stoffer).

Uten overdekking av bunnen anses det usannsynlig at miljøgiftnivåene i fisk fra Gunnekleivfjorden kan nå akseptable nivåer innenfor en 10-års

periode.

Blåskjell har i lengre tid hatt et lite problematisk innhold av kvikksølv, og det samme gjelder sannsynligvis fra krabbe. I den grad torsk er representativ for fisk generelt, skulle data fra 1989-90 gi grunn for en viss optimisme mht. å nå miljøpakkemålene i løpet av få år og i et hvert fall innen 1995. Forbeholdene knyttet til dette, er om nivåene fra 1989-90 gjenspeiler en reell tendens samt usikkerheten knyttet til vandring av fisk mellom Gunnekleivfjorden og Frierfjorden.

Forekomstene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er bare fulgt i blåskjell. Med de utslippstall som presenteres i rapporten for 1989 og 1995 og med forbehold for krabbe og bunnfisk fra Frierfjorden, skulle ikke PAH være medvirkende årsak til restriksjoner på utnyttelse av spiselige organismer etter 1995. Dette forutsetter at det gis spillerom for et visst innhold av PAH i spiselige organismer.

Det kan synes vanskelig å forespeile mindre enn et 10-års perspektiv for å nå akseptabelt dioksininnhold i flyndrearter, ål og krabbe fra Frierfjorden. For arter som sild, brisling, sei og makrell som jager i de frie vannmasser bør det kunne forventes en markert forbedring og muligens akseptable nivåer i løpet av 1-2-år, også i Frierfjorden. Mer usikkert er det med sjørret. For torsk, kolje og hvitting bør det kunne forventes en betraktelig bedring nokså raskt, men kunnskapsgrunnlaget er her for dårlig til å antyde noen konkret tidsramme. Blåskjell må antas å nå en ny og vesentlig lavere "likevektstilstand" etter at forurensningen av grunntvannssedimenter er redusert ved utvasking/transport mot dypet (1-2 år etter tilførselsendring).

En verifisering av effektene av reduserte utslipp kan bare oppnås ved videre overvåking av miljøgiftinnholdet i fisk og skalldyr.

Gjeldende restriksjoner på omsetning, samt kostholdsrad for sjømat fra Grenlandsfjordene er gitt av Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT, 1991). Nåværende restriksjoner kan bare endres/oppeves helt eller delvis av næringsmiddelmyndighetene.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

NIVA har fått i oppdrag fra Fylkesmannen i Telemark å utarbeide en tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Utgangspunktet for arbeidet har vært Miljøpakke-Grenlands målsettinger til tilstand og bruk i Grenlandsfjordene. Målene er:

- Innen år 2000 skal fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene kunne brukes som menneskemat uten restriksjoner.
- Skienselva og Volls fjorden skal ha badevannskvalitet innen 1994.

Med bakgrunn i Eidanger-/Orme fjordens betydning for rekreasjon har vi innført et tilleggs mål om at også disse fjordene skal ha tilfredsstillende badevannskvalitet innen 1994.

I vårt prosjektforslag datert 10.11.89 har vi inndelt arbeidet i fem deler:

- Utarbeide operasjonelle mål for fjordene
- Dose/respons-modeller
- Dagens tilstand i fjordene
- Tilførsler til fjordene
- Tiltakvurderinger

Tiltaksanalysens tre første rapporter (jfr. Forord s.2) dekker de fire første punktene.

Den foreliggende rapporten inneholder vurderinger av aktuelle tiltak og er den fjerde og avsluttende rapporten innenfor tiltaksanalysen.

1.2 Mål

I utgangspunktet var målet for tiltaksanalysen:

"Med bakgrunn i mål for fremtidig bruk og tilstand i Grenlandsfjordene skal tiltaksanalysen utrede nødvendige tilførselsreduksjoner og fremme forslag til prioriteringer av tiltak ut fra deres kostnadseffektivitet.

Manglende data over kostnadene ved tiltak har vanskeliggjort en sammenlignende kostnadseffektivitetsanalyse. Mange av de aktuelle tiltakene er dessuten allerede gjennomført, igangsatt eller under planlegging.

Med denne bakgrunn har målet med rapporten i praksis blitt:

- vurdere effekten av gjennomførte, igangsatte og planlagte tiltak
- med bakgrunn i målene for fremtidig tilstand og bruk i fjordene å vurdere behovet for og effekten av ytterligere tiltak.

1.3 Rammer og begrensninger for prosjektet

Rammene for rapporten ligger inne i de temaene som målsettingene for Miljøpakke-Grenland er knyttet til. Rapporten vurderer således forhold knyttet til badevannskvalitet og til spiselighet av fisk og skalldyr.

Rapport 1 i tiltaksanalysen "Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat" (Knutzen, 1990a) gir rammene for hvilke miljøgifter som blir vurdert i modellen. Kriterier dekker:

- klororganiske forbindelser (inkl. dioksiner)
- PAH
- kvikksølv.

Både datagrunnlaget og de generelle kunnskaper om omsetning av miljøgifter viste seg utilstrekkelige for å beskrive sammenhengen mellom innhold av miljøgifter i fisk og skalldyr og tilførslene av miljøgifter, slik det opprinnelige målet for Rapport 3 i tiltaksanalysen var. Rapport 3 begrenset seg til å presentere et faktaunderlag og prinsipielle betraktninger og vurderinger av faktorer som påvirker fremtidige miljøgiftinnhold i organismer. Vurderinger av effekter av endrede utslipp av miljøgifter gjøres med bakgrunn i dette.

Tiltaksanalysen omfatter et område begrenset av Klosterfossen i Skien i nord og av linje trukket mellom Langesundstangen og Mølen i sør. Bla. med bakgrunn i de begrensninger som ligger i de eksisterende omsetningsmodeller er arbeidet i hovedsak konsentrert om forholdene innenfor Breviksterskelen.

2. ALTERNATIVE TILTAK

2.1 GENERELT

Vi gjennomgår her endringer i utslipp etter 1989 og vurderer hvilke ytterligere tiltak som kan anses som aktuelle for å bedre forholdene i Grenlandsfjordene.

Vi vurderer i dette kapitlet bare tiltak mot utslipp som i dag gir tilførsler til Skienselven nedstrøms Klosterfossen eller til Grenlandsfjordene innenfor Breviksterskelen. For Skienselven oppstrøms Klosterfossen regnes endringene i utslippsforholdene som er gjennomført etter 1989 som neglisjerbare i forhold til tilførsler nedstrøms Klosterfossen. Årsaken til dette er blant annet retensjonen i Nordsjø.

Et særtilfelle er endringene av de kommunale utslipp som følge av omleggingen i forbindelse med Knarrdalsstrand renseanlegg. Omleggingen medfører reduserte utslipp til Hjellevannet (oppstrøms Klosterfossen). I tiltaksanalysen vil vi regne at disse endringene skjer til Skienselven ved Klosterfossen. Dette vil forenkle arbeidet uten at det vil innebære prinsipielle feil eller gi endrede resultat av tiltaksanalysen.

2.2 KOMMUNALTEKNISKE ANLEGG

Renseanlegget på Knarrdalsstrand har kjemisk rensing med jern som fellingmiddel. Vi regner med følgende renseeffekter:

Fosfor:	90 %
Nitrogen:	15 %
Organisk stoff:	70 %
Bakterier (TKB):	Vurderes i kap. 4

Utslippstall for Knarrdalsstrand renseanlegg er hentet fra Berdal Strømme (1990), der beregningene er utført med en belastning på 63200 PE.

De krav til renseeffekter som stilles til Knarrdalstrand, vil også være gjeldende for andre renseanlegg med utslipp til Skienselva/Grenlandsfjordene.

Vi forutsetter at hele dagens belastningen på 69900 PE i Skien og Porsgrunn med Skienselva som resipient, innen 1995 vil bli renset etter kravene gitt ovenfor.

Avrenning fra avfallsplassene Pasadalen og Kjørbekk vil bli tatt inn på Knarrdalstrand. Hydro Porsgrunn vil bygge eget renseanlegg for bedriftens sanitærutslipp på 1250 PE fra Herøya. Samme krav til rensegrad vil bli stilt til dette renseanlegget.

Utslippspunktet for Knarrdalstrand renseanlegg er i dag på 2 meters dyp i elven rett utenfor renseanlegget. Dette medfører at utslippet fra renseanlegget i hovedsak vil bli transportert utover med brakkvannsstrømmen i elven, men periodevis kan det forventes at deler av utslippet vil bli ført med den undergående saltvannstrømmen oppover elven.

Kapasiteten på ledningsnett medfører at deler av det kommunale avløpet vil gå i overløp og tilføres Skienselva urensset (Berdal Strømme, 1990). Teoretiske beregninger viser at utslipp via overløp på årsbasis utgjør 17,5% av det totale utslippet av fosfor. I sommerhalvåret utgjør utslippene via overløp 36% av totalutslippet av fosfor. Overløpene er fordelt slik at hele elvestrekningen fra (Hjellevatn og) Klosterfossen til nedstrøms Porsgrunn bybro vil få tilført urensset kloakk. Overløpet med klart størst utslipp ligger rett ved Klosterfossen.

Overløpene har utslipp til utovergående ferskvannstrøm.

Utslippet til Frierfjorden ved Omborgsnes vil bli overført til nytt renseanlegg på Skjerkøya.

Sammenlignet med utslippet i 1989 vil utslippet fra kommunal kloakk da bli som følger:

Til Frierfjorden 1989: (tonn/år)

	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇
Totalt 1989	359.9	58.5	901.6	.

Til Frierfjorden etter endringer (1995):

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇
Fra renseanlegg	268.4	5.3	240.6	362.2
Fra overløp	6	1.0	15.3	23
Voldsfj./Herre/Skjerkøya	12.4	0.6	15.6	23.6
Totalt 1995	286.8	6.9	271.5	408.8

I tilførselsberegningene i Rapport 3 i tiltaksanalysen (Bjerkeng et al. 1991) forutsatte vi at renseseffekten for kvikksølv, PAH og kloror-

ganiske forbindelser er hhv. 50%, 75% og 40%. En mindre andel av miljøgifter vil tilføres resipienten direkte uten rensing via overløpene. Overslagsberegninger over endringene av tilførslene av miljøgifter med avløpsvannet viser da som følger:

kg/år	Hg	PAH	HCB
Utslipp 1989:	6	8	0.02
Etter endringer (1995):	3.2	2.5	<0.02

Aktuelle tiltak

Med forutsetning om at de tiltak som allerede er planlagt blir gjennomført, kan følgende være aktuelle som ytterligere tiltak.

1. Nitrogenledd på Knarrdalstrand. Det kan være aktuelt å utvide Knarrdalsstrand renseanlegg med et nitrogenledd. Rensegraden for nitrogen vil da økes fra dagens ca. 15% til ca. 85%.

Kostnadene er beregnet til 45 mill.kr.

Kommentarer: Som en del av Nordsjøplanen kan nitrogenrensing bli pålagt. Tiltaket i seg selv vil antagelig ha relativt liten betydning for Frierfjorden fordi fosfor med dagens utslippsbilde er begrensende for algeveksten i Frierfjorden.

2. Nytt utslippspunkt. Fra miljøvernavingens side er det en forutsetning at nytt utslippspunkt og -dyp skal utredes. For å unngå at utslippet fra renseanlegget blir ført med oppover elven, bør utslippsledningen føres ut til Frierfjorden. Fra MVAs side ønskes en primærfortynning på 1:100.

Kommentarer: NIVA har tidligere gjort en enkel vurdering av optimalt utslippspunkt for renseanlegget (Molvær, 1981). Av resipientmessige hensyn vil det være fordelaktig med en innlagring av avløpsvannet på 15-25 meter dyp i Frierfjordbassenget. Særlig viktig vil dette være i sommerhalvåret. Rapporten konkluderer med at utslipp på 30 meter og et diffusorhull med diameter 15 cm vil gi den ønskede innlagring.

3. Nitrogenledd på Elstrøm renseanlegg. Rensegraden for nitrogen kan da økes fra dagens ca. 15% til ca. 85%.

Kostnadsberegnet til 15 mill.kr.

2.3 INDUSTRI

Oversikten over oppdaterte utslippstall og utslippskrav er utformet i samarbeid med Leif Stige, SFT.

Hydro Porsgrunn

Hydro Porsgrunn tok i bruk nytt renseanlegg for klororganiske forbindelser (inkludert dioksiner) i juni 1990.

Dioksiner. Har krav om å nå ned i et utslipp på 0-5 g TCDD-ekv. pr. år (til vann) innen 1995. Kontroller gjennomført av SFT høsten 1990 viser et utslipp fra bedriften på 12.2 g/år. Bedriften er i rute i forhold til å nå kravet for 1995. I kontrollen inngikk renseanlegget og avløp forøvrig.

Klororganiske forbindelser. Har krav om å nå ned i et utslipp på 0-60 g pr. uke av sum HCB, 5CB og OCS (henholdsvis <40, <10 og <10 g/uke) innen 1995. Kravet tilsvarer 0-3.1 kg/år. Kontroller gjennomført av SFT viser at utslippet ved utgangen av 1990 lå på totalt 430 g/uke (henholdsvis 310, 60 og 60 g/uke), tilsvarende 22,4 kg/år.

Utslippene av klororganiske miljøgifter går nå i sin helhet til Frierfjorden.

PAH. En ufullstendig kartlegging innebærer at de eksisterende utslippstall er usikre. Utslippet av PAH til Gunnekleivfjorden på 120 kg/år med kondensvannet som er overført fra Elkem har vært utelatt fra oversikter over utslippstall. Det kan forventes krav om redusert utslipp med kondensvannet. Dette utslippet kan i 1995 komme ned mot ca. 10-20 kg/år. Det synes vanskelig å tenke seg vesentlige endringer i utslippet til Frierfjorden.

Kvikksølv. Grensen for utslipp av kvikksølv er 1 kg/år. Utslippet i 1989 var på 0.1 kg/år og tilføres Gunnekleivfjorden. Bedriften forbereder tiltak mot utlekking fra deponiene på Herøya (Saltlageret etc.). Effektene av slike tiltak er usikre.

Nitrogen. Kravene for 1990 er et utslipp på 6 tonn/døgn, tilsvarende 2190 tonn/år. Målinger viser at utslippet nå er nede i 3,5 tonn/døgn, tilsvarende 1278 tonn/år. Som et ledd i Nordsjøplanen kan det forventes at det vil bli satt krav om et utslipp på 2,5 tonn/døgn innen 1995 (912 tonn/år).

Nitrogenutslippet er i dag fordelt på 5 utslippskloakker med Frier-

fjorden som resipient. En mindre, men usikker andel går til Gunnekleivfjorden. Vi regner her som om alt går til Frierfjorden. Nitrogenutslippet fordeles mellom nitrat og ammonium med henholdsvis 41 og 59% målt etter bidrag til Tot-N.

Fosfor. Bedriften har hatt noe problemer med rensingen av fosfor. I dag er utslippet på 25 kg/døgn (tilsvarende 9.1 tonn/år). Det forventes ingen tiltak mot fosforutslippet, men tiltak mot nitrogenutslipp vil gi viss nedgang også i fosforutslippene. En reduksjon av nitrogenutslippet som beskrevet over vil gi et fosfor utslipp på ned mot 15 kg/døgn (5.5 tonn/år)(Trond Gulbrandsen, pers.medd.).

Organisk stoff. Har i dag et utslipp av metanol tilsvarende 800 kg/døgn. Bedriften regner med at utslippet vil være redusert med 80-90% innen 1995.

Utslipp fra sanitæranlegget på Herøya tilfører Frierfjorden ca. 1250 PE urensset. Det vil bli bygget renseanlegg med tilsvarende renseeffekt som Knarrdalstrand.

Aktuelle tiltak:

1. Ytterligere nitrogenrensing. Det kan antas at Hydro Porsgrunn vil få krav om å redusere nitrogenutslippet til ca. 2,5 tonn/døgn innen 1995. Tiltaket vil gi en tilleggseffekt i å redusere fosforutslipp ned mot 15 kg/døgn.
2. Reduksjon i utslippet av metanol ned til ca. 58 tonn BOF₇/år som tilsvarer 80% reduksjon.
3. PAH. Betydelig redusert utslipp av PAH mottatt med kondensvannet fra Elkem.
4. Utslipp av nitrogen føres til dypt vann. Innlagring både i det intermediære sjikt og i dypvannet under terskelhøyden i Brevik bør vurderes.
5. Rensing av sanitærutslippet (1250 PE) med tilsvarende renseeffekt som for Knarrdalstrand.

Utslipp av dioksiner, andre klororganiske forbindelser og PAH forøvrig forutsettes å ligge på nivå med de pålagte utslippskrav. Utslipp av kvikksølv forventes å ligge ikke høyere enn 1989-nivået.

Elkem

PAH. SFT har høsten 1990 gjennomført kontrollmålinger som viser et utslipp over året (1990) på 230 kg. Bedriftens egen målsetting er å nå ned i utslipp på 10-20 kg PAH/år innen 1995. Bedriften vil få ny konsesjon med det første.

Kvikksølv. Kontrollmålinger har en så høy deteksjongrense at man bare har kunnet fastslå et utslippet er <8kg/år. Vi velger derfor å anta at utslippet er i samme størrelsesorden som vi har antatt for 1989, dvs. ca. 0.5 kg/år.

Aktuelle tiltak.

1. PAH-utslippet reduseres etter bedriftens egen målsetting ned til 20 kg/år.

Union

På lengre sikt kan Union fabrikk på Klosterøya få plassproblemer. Det vurderes derfor å legge ned fabrikk der og bygge ny på Voll ved Frierfjorden. Planene om en eventuell flytting er foreløpig kommet så kort at disse vurderingene ikke vil inngå i tiltaksanalysen. Vi vil her bare vurdere aktuelle endringer på Klosterøya uavhengig av planene om eventuell fremtidig nedleggelse eller flytting.

Prosessutslipp. Union har tatt i bruk nytt renseanlegg i 1990. Bedriften vil gjennomføre ytterligere innen 1993:

	Utslipp nå	Utslipp 1993
KOF tonn/døgn	50	25
Susp.stoff tonn/døgn	5,5	2,5
Tot-P kg/døgn	15	10

Utslipp fra sanitæranlegget vil tilknyttes Knarrdalstrand renseanlegg.

Aktuelle tiltak.

1. Reduksjon av utslippet av organiske stoff til 25 tonn KOF/døgn. Tiltaket gir også reduserte utslipp av suspendert stoff og fosfor.

Annen industri.

Utslippene av de stoffgruppene som er aktuelle for tiltaksanalysen fra øvrig industri er sammenlignet med andre kilder så små at de ikke blir vurdert.

2.4 LANDBRUK

Vurderingene om aktuelle tiltak innen jordbruket baseres på Jordforsks rapport "Avrenning og effekter av tiltak i landbruket, delrapport Nordsjøplanen" (Senter for jordfaglig miljøforskning, 1990). Blant de aktuelle tiltak som nevnes i rapporten vil to tiltak bli vurdert her, gjødsling etter plan og overgang fra høstpløying til vårpløying.

Som nevnt i innledningen forutsetter vi at tiltak oppstrøms Klosterfossen vil ha så liten effekt at de kan neglisjeres. For jordbrukets del innebærer dette at bare tiltak i Gjerpendalen med effekt på Leirkup (Børsjesjøvassdraget) blir vurdert her. Vi velger i denne sammenheng å se bort fra retensjon.

Aktuelle tiltak:

1. Gjødsling etter plan inkluderer tiltakene riktig gjødsling, delt gjødsling og spredning av all husdyrgjødsel i vekstsesongen. Jordforsk (1990) angir følgende effekt av tiltaket i Gjerpendalen:

<u>tonn/år</u>	<u>Endring</u>
Tot-P	0.5
Tot-N	26.2

Ulike kilder viser stor variasjon i beregninger av kostnader for gjennomføring av tiltaket. Vi begrenser oss her til å vise til Jordforsk (1990) og Magnussen og Sandberg (1989).

2. Overgang fra høstpløying til vårpløying inkluderer vårharving og vårpløying. Jordforsk (1990) angir følgende effekt av tiltaket i Gjerpendalen:

<u>tonn/år</u>	<u>Endring</u>
Tot-P	0.4
Tot-N	0.8

For kostnadsberegninger gjelder de samme forhold som ved tiltaket gjødsling etter plan.

2.5 TILFØRSLER FRA SEDIMENTER

Gunnekleivfjorden

Gunnekleivfjorden tilfører Frierfjorden og (Skienselva) tildels betydelig mengder miljøgifter. Når det gjelder tilførsler av næringsalter er Gunnekleivfjorden av liten betydning (særlig etter full tilkobling til Knarrdalstrand renseanlegg).

SFT har bedt Porsgrunn kommune om en uttalelse til problemstillinger knyttet til sikring av sedimenter i Gunnekleivfjorden. I denne sammenheng utførte NIVA en brukerundersøkelse for fjorden (Gulbrandsen og Sørensen, 1990).

Porsgrunn formannskap har behandlet saken og uttaler:

- gjenfylling av fjorden anses som uaktuelt.
- stenging av kanalene er lite ønskelig.
- kjølevannsutslippet bør fortsatt ledes ut i Gunnekleivfjorden.
- det anses som ønskelig om avgrensede lokaliteter med særlig stor eller problematisk utlekking fra bunnsedimentene kan tildekkes. Kommunen forutsetter at eventuelle tiltak vurderes i forhold til kost-nytteverdien av tiltaket.

Fordelingen av miljøgifter i fjorden synes å være så jevn at det neppe gis grunnlag for overdekking av deler av fjorden. Det bør imidlertid påpekes at det er spesielt de grunneste områdene av fjorden (dyp <3.5 m) som er utsatt for oppvirvling og økt utlekking. For å stoppe utlekking fra deponier på Herøya synes det viktig at utlekking fra strandsonen stoppes.

I forbindelse med planene for tildekking av Eitrheimsvågen i Sørfjorden (Hordaland) ble fem ulike tiltakstyper vurdert som alle ble antatt å stoppe utlekkingen fra bunnen fullt ut. Derimot var det stor forskjell i hvor stor grad de ville stoppe utlekking fra strandområdet (fra ca. 4% for duk m/ dekklag av sand til over 90% for cellespuntevegg ytterst i vågen med de tre andre alternativene mellom 60 og 80%).

I Skei (1989) vurderes utlekking fra sedimentene i Gunnekleivfjorden i 1988. For klororganiske forbindelser er siget fra landdeponier satt til 0 kg/år og frigivelsen fra sedimentene satt til 0.5-2 kg/år (sum HCB, OCS, 5CB og DCB). For kvikksølv er tallene hhv. 0.2-0.5 og 1-5 kg/år. Bunnsedimentene er således en betydelig viktigere kilde til utlekkingen av miljøgifter enn landdeponiene. For klororganiske for-

bindelser var utslipp fra Hydro Porsgrunn den viktigste kilden til transport ut av Gunnekleivfjorden. Utslippene fra fabrikken til Gunnekleivfjorden opphørte i 1989. For kvikksølvtransporten ut av fjorden ble bunnsediment ansett som den sannsynlige største bidragsyteren. Også direkteutslippet av kvikksølv fra Hydro Porsgrunn er betydelig redusert siden 1988 og nærmest eliminert etter at klorfabrikken ble nedlagt i 1989.

Etterhvert som utslippene reduseres vil bidragene fra bunnsedimenter og landdeponier bli relativt viktigere for transporten av miljøgifter ut av Gunnekleivfjorden. Det bør presiseres at det ikke er foretatt målinger av forurensningstransport i kanalene ut av Gunnekleivfjorden siden 1988 og at det er nødvendig å ajourføre disse målingene for å kunne vurdere dagens bidrag fra Gunnekleivfjorden.

Aktuelle tiltak:

1. Overdekking av sedimentene i Gunnekleivfjorden. Vi vil her vurdere et tiltak som i stor grad stopper utlekkingen fra bunnsedimentene, men som ikke gir redusert utlekking fra landdeponiene. Overdekking av sedimentene med en fiberduk og sand vil kunne gi denne effekten.

Effekt som redusert utlekking fra sedimentene i Gunnekleivfjorden:

kg/år	Før tiltak	Etter tiltak
Hg	1-5	~0
Sum HCB/OCS/5CB/DCB	0.5-2	~0

Fordeling av de klororganiske forbindelsene HCB, OCS, 5CB og DCB er i størrelsesorden som 6:2:2:1.

Frierfjorden

Etter at tilførselene reduseres vil utlekkingen gradvis avta ved at sedimentene overdekkes av mindre forurensede sediment (jfr. Bjerkgeng et al. (1991), om omsetning av miljøgifter i Grenlandsfjordene).

For å hindre utlekkingen kan man teoretisk tenke seg tiltak for overdekke sedimentet i Frierfjorden (eller deler av den) slik som vurdert ovenfor for Gunnekleivfjorden. Frierfjorden størrelse, dyp og topografi tilsier at effekten av et slik tiltak må anses å være svært usikker. Kostnadene må også forventes å bli svært høye.

Vi vil ikke foreslå tiltak for overdekking av Frierfjorden.

2.6 MUDRING

Frem til i dag har det ikke vært mulig å fastslå konsekvensene for utlekking og spredning av miljøgifter ved mudringen utenfor Herøya. Det som synes klart er at mudring medfører stor oppvirvling av partikler. Mudringen gir raskt en frigivelse av miljøgifter, men miljøgiftene blir antagelig også bundet igjen raskt (Skei, 1991).

På oppdrag av Hydro Porsgrunn skal NIVA frem mot høsten 1991 utrede metoder for å overvåke effekter av mudring samt utrede forbedrede mudringsmetoder. Her kan man bla. vise til metoder brukt i andre land. Vi vil her forutsette at mudringsmetodene vil bli forbedret som følge av det arbeidet som er igangsatt. Tiltak mot frigivelse av miljøgifter ved mudring vil ikke bli videre vurdert innenfor tiltaksanalysen.

3. TILTAKSALTERNATIVER - NÆRINGSSALTER

3.1 ALTERNATIVE TILFØRSELSSCENARIER (INNENFOR BREVIKSTERSKELEN)

Nedenfor presenteres utslippstall for de aktuelle fremtidige scenarier for utslipp til Frierfjorden.

Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Telemark, har stått for utvelgelsen av de utslippssituasjonene som vil bli vurdert. Utgangspunktet er Alt.0; tilførselssituasjonen i 1989. Alt.1 inkluderer gjennomførte og igangsatte tiltak. Alt.7 går lengst i tiltak og inkluderer alle aktuelle tiltak gjennomført innen 1995. Hvert av Alt.2- 6 innebærer en utslippssituasjon der alle tiltak (som i Alt.7) med unntak av ett (ulikt for hvert av Alt.2-6) gjennomføres.

- Alternativ 0: Tilførsler i 1989.
- Alternativ 1: Situasjonen 1.4.91 inkludert gjennomførte og igangsatte utslippsendringer.
- Alternativ 2: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (Alternativ 7) unntatt rensing av organisk stoff og fosfor ved Union.
- Alternativ 3: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (Alternativ 7) unntatt ytterligere nitrogenrensing ved Hydro Porsgrunn.
- Alternativ 4: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (Alternativ 7) unntatt nitrogenrensing ved Knarrdalstrand.
- Alternativ 5: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (Alternativ 7) unntatt dypvannsutslipp av utslippet fra Knarrdalstrand
- Alternativ 6: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (Alternativ 7) unntatt dypvannsutslipp av utslippet fra Hydro Porsgrunn
- Alternativ 7: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (Alternativ 7):
 Union: ytterligere rensing av organisk stoff og fosfor.
 Hydro Porsgrunn: nitrogenrensing og dypvannsutslipp.
 Knarrdalstrand: Nitrogenrensing og dypvannsutslipp.
 Landbruk: Slutte med høstpløying og gjødsling etter plan i Gjerpendalen.

Alternativene vil bli kjørt i omsetningsmodellen utviklet av Stigebrandt og Molvær (1990). Modellen vurderer ikke tilførsler av nitrogen. Dette innebærer at alternativer som i forhold til Alt.7 innebærer få eller ingen endringer utover endringer i nitrogenutslipp ikke er aktuelle å kjøre i modellen.

Følgende alternativer blir dermed kjørt i modellen:

Alternativ 0, 1, 2, 5, 6 og 7

Vedr. Union og forholdet mellom KOF, BOF₇ og TOC

Utslippene av organisk stoff fra Union måles i KOF. Det hersker stor usikkerhet om forholdet mellom BOF₇, KOF og TOC for Union. Forholdet er avhengig av produksjonens fordeling på ulike prosesser og vil kunne endres ved prosessomlegginger. Forholdet Tot-KOF/BOF₇ har i ulike rapporter variert fra 2,5 til opp mot 7-9. Forholdet TOC/KOF har varjert fra 0,4 til 0,13. Vi velger å benytte en faktor KOF/BOF₇ lik 6,4. Dette er i overensstemmelse med Ibrek og Gulbrandsen (1989) og Stigebrandt og Molvær (1990). For TOC/KOF benytter vi faktoren 0.4 som er i overensstemmelse med Stigebrandt og Molvær (1990) (jfr. dessuten Lindestrøm, 1987).

Vedr. tilførsler med elver

Det har vært knyttet stor usikkerhet til tallene for transporter med elver til Grenlandsfjordene. Bla. er det stilt spørsmålsteget med tilførselsberegningen for Leirkup i Ibrek og Gulbrandsen (1989). Akselberg (1990) viser meget høye transporttall i Leirkup under flommen vinteren 1990. Målinger i Skienselva i forbindelse med PARCOM gir resultater i samme størrelsesorden som gjengitt i Ibrek og Gulbrandsen (1989).

Vi velger her å benytte transporttallene i Ibrek og Gulbrandsen (1989), også for Leirkup.

Vedr. dypvannsutslipp

Molvær (1981) konkluderer med at utslipp på 30 meter og et diffusorhull med diameter på 15 cm vil gi den ønskede innlagring for utslippet fra Knarrdalstrand renseanlegg. Beregningene av effekter av dypvannsutslipp fra Knarrdalstrand baserer seg på dette.

Også for dypvannsutslipp fra Hydro Porsgrunn vurderte vi i utgangspunktet et utslippsdyp på 30 meter. Modellkjøringene utført av Anders Stigebrandt viste at utslipp på vesentlig dypere vann kan ha gunstig effekt på oksygenforholdene i dypvannet. Med denne bakgrunn er utslippsdypet i Alt.5 (der man ser på effekter uten dypvannsutslipp fra Knarrdalstrand og Hydros utslipp blir eneste dypvannsutslipp) satt til 70 meter. I alle andre alternativer er utslippsdypet 30 meter.

Alternativ 0: Utslippssituasjonen til Frierfjorden i 1989.

Hovedkilde: Ibrekke og Gulbrandsen, 1989.

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇	KOF
Fra elver	3405	52			
Kloakk	360	59	902	1361	
Hydro Porsg.	2726	27	126	575	
Union	17	10	10800	4234	27200
Annen industri	3	<1		342	
Landbruk ¹⁾	36	1	71		
Skog/natur/Tettsted	43	2	63		
Andre kilder	66	<1		>15	
Totalt ²⁾	6655	151	>11962	>7687	

¹⁾ Landbruk har også bidrag til tilførslene med elver.

²⁾ For organisk stoff kommer i tillegg bidrag med elver.

Alternativ 1: Gjennomførte og igangsatte tiltak pr. 1.4.91.

Alternativet inkluderer tiltak som er gjennomført på Hydro Porsgrunn og Union, samt tiltak mot kloakkutslipp som vi vet vil bli gjennomført innen 1995.

- Rensing av 69900 PE kloakk i Porsgrunn/Skien innen 1995.
- Avfallsplassene Pasadalen og Kjørbekk inn på Knarrdalstrand RA.
- Overføring av kloakk fra Omborgsnes til Skjerkøya.
- Dagens utslipp (ca. pr. 1.4.91) fra Hydro Porsgrunn og Union.

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇	KOF
Fra elver	3405	52			
Kloakk	287	7	272	409	
Hydro Porsg.	1278	9	65	290	
Union	10	5.5	7300	2852	18250
Annen industri				342	
Landbruk ¹⁾	36	1	71		
Skog/natur/Tettsted	43	2	63		
Andre kilder	14			>15	
Totalt ²⁾	5073	76.5	>7771	>3908	

¹⁾ Landbruk har også bidrag til tilførslene med elver.

²⁾ For organisk stoff kommer i tillegg bidrag med elver.

Alternativ 2: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (jfr. Alt 7) unntatt ytterligere rensing av org.stoff og fosfor ved Union.

Alternativet innebærer:

Hydro Porsgrunn: Nitrogenrensing og dypvannsutslipp på 30 m.

Knarrdalstrand: Full tilknytning, dypvannsutslipp på 30 m og nitrogenrensing.

Landbruk: Slutte med høstpløying og gjødsling etter plan i Gjerpendalen.

Utslippsendringer som følge av de enkelte tiltak er gjennomgått under Alt. 7.

Dette gir følgende utslippsituasjon:

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇	KOF
Til overflaten:					
Fra elver	3378	51			
Kloakk	9	2.3	58	86	
Union	10	5.5	7300	2852	18250
Annen industri				342	
Landbruk ¹⁾	36	1	71		
Skog/natur/Tettsted	43	2	63		
Andre kilder	14			>15	
Sum til overflaten ²⁾	3490	61.8	7492	>3295	
Til dypvann:					
Hydro Porsg.	912	5.5	13	58	
Kloakk	42	4.7	214	323	
Sum til dypvann	954	10.2	227	381	
Totalt ²⁾	4444	72.0	>7719	>3676	

¹⁾ Landbruk har også bidrag til tilførslene med elver.

²⁾ For organisk stoff kommer i tillegg bidrag med elver.

Dypvannsutslipp:

	Hydro Porsgrunn	Knarrdalstrand
Vannføring	3940 l/s	Q _{dim} : 335 l/s (normalbelastning) Q _{max} : 695 l/s (maksimalbelastning)
Innlagringsdyp:	15-25 meter	15-25 meter
Utslippsdyp:	30 meter	30 meter
Diffusorhull:		15 cm diameter

Alternativ 3: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (jfr. Alt 7) unntatt ytterligere rensing av nitrogen samt organisk stoff ved Hydro Porsgrunn.

Alternativet kjøres ikke som eget alternativ i modellen (jfr. Kap.3.1).

Alternativet innebærer:

Union: Ytterligere rensing av organisk stoff og fosfor.
 Knarrdalstrand: Full tilknytning, dypvannsutslipp på 30 m og nitrogenrensing.
 Landbruk: Slutte med høstpløying og gjødsling etter plan i Gjerpendalen.

Utslippsendringer som følge av de enkelte tiltak er gjennomgått under Alt. 7.

Dette gir følgende utslippsituasjon for Alt.3:

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇	KOF
Til overflaten:					
Fra elver	3378	51			
Kloakk	9	2.3	58	86	
Hydro Porsg.	1278	9	65	290	
Union	8	3.7	3650	1426	9125
Annen industri				342	
Landbruk ¹⁾	36	1	71		
Skog/natur/Tettsted	43	2	63		
Andre kilder	14			>15	
Sum til overflaten ²⁾	4765	69	3907	>2159	
Til dypvann:					
Kloakk	42	4.7	214	323	
Totalt ²⁾	4808	73.7	4121	>2482	

¹⁾ Landbruk har også bidrag til tilførslene med elver.

²⁾ For organisk stoff kommer i tillegg bidrag med elver.

Dypvannsutslipp:

	Knarrdalstrand
Vannføring	Q _{dim} : 335 l/s (normalbelastning) Q _{max} : 695 l/s (maksimalbelastning)
Innlagringsdyp:	15-25 meter
Utslippsdyp:	30 meter
Diffusorhull:	15 cm diameter

Alternativ 4: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (jfr. Alt 7) unntatt nitrogenledd ved Knarrdalstrand.

Alternativet kjøres ikke som eget alternativ i modellen (jfr. Kap.3.1).

Alternativet innebærer:

Union: Ytterligere rensing av organisk stoff og fosfor.
 Hydro Porsgrunn: Nitrogenrensing og dypvannsutslipp på 30 m.
 Knarrdalstrand: Full tilknytning, dypvannsutslipp på 30 m.
 Landbruk: Slutte med høstpløying og gjødsling etter plan i Gjerpendalen.

Vi forutsetter i beregningene av tilførsler at ingen av renseanleggene, verken Knarrdalstrand eller andre, vil bli utbygd med nitrogenledd. Utslippsendringer som følge av de enkelte tiltak er gjennomgått under Alt. 7. Dette gir følgende utslippsituasjon:

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇	KOF
Til overflaten:					
Fra elver	3378	51			
Kloakk	48	2.3	58	86	
Union	8	3.7	3650	1426	9125
Annen industri				342	
Landbruk ¹⁾	36	1	71		
Skog/natur/Tettsted	43	2	63		
Andre kilder	14			>15	
Sum til overflaten ²⁾	3527	60.0	3842	>1869	
Til dypvann:					
Hydro Porsg.	912	5.5	13	58	
Kloakk	239	4.7	214	323	
Sum til dypvann	1151	10.2	227	381	
Totalt ²⁾	4678	70.2	4069	>2250	

1) Landbruk har også bidrag til tilførslene med elver.

2) For organisk stoff kommer i tillegg bidrag med elver.

Dypvannsutslipp:

	Hydro Porsgrunn	Knarrdalstrand
Vannføring	3940 l/s	Q _{dim} : 335 l/s (normalbelastning) Q _{max} : 695 l/s (maksimalbelastning)
Innlagringsdyp:	15-25 meter	15-25 meter
Utslippsdyp:	30 meter	30 meter
Diffusorhull:		15 cm diameter

**Alternativ 5: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (jfr. Alt 7) unntatt dypvannsutslipp fra Knarrdalstrand.
Hydro Porsgrunns utslipp på 70 meters dyp.**

Alternativet innebærer:

Union: Ytterligere rensing av organisk stoff og fosfor.
Hydro Porsgrunn: Nitrogenrensing og dypvannsutslipp på 70 m.
Knarrdalstrand: Full tilknytning og nitrogenrensing, ikke dypvannsutslipp.
Landbruk: Slutte med høstpløying og gjødsling etter plan i Gjerpendalen.

Utslippsendringer som følge av de enkelte tiltak er gjennomgått under Alt. 7.

Dette gir følgende utslippsituasjon:

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇	KOF
Til overflaten:					
Fra elver	3378	51			
Kloakk	51	7	272	409	
Union	8	3.7	3650	1426	9125
Annen industri				342	
Landbruk ¹⁾	36	1	71		
Skog/natur/Tettsted	43	2	63		
Andre kilder	14			>15	
Sum til overflaten ²⁾	3530	64.7	4056	>2192	
Til dypvann:					
Hydro Porsg.	912	5.5	13	58	
Totalt ²⁾	4442	70.2	4069	>2250	

¹⁾ Landbruk har også bidrag til tilførslene med elver.

²⁾ For organisk stoff kommer i tillegg bidrag med elver.

Dypvannsutslipp:

	Hydro Porsgrunn
Vannføring	3940 l/s
Innlagringsdyp:	15-25 meter
Utslippsdyp:	70 meter
Diffusorhull:	

Alternativ 6: Alle aktuelle tiltak innen 1995 (jfr. Alt 7) unntatt dypvannsutslipp av avløp fra Hydro Porsgrunn.

Alternativet innebærer:

Union: Ytterligere rensing av organisk stoff og fosfor.
 Hydro Porsgrunn: Nitrogenrensing, ikke dypvannsutslipp.
 Knarrdalstrand: Full tilknytning, nitrogenrensing og dypvannsutslipp på 30 m.
 Landbruk: Slutte med høstpløying og gjødsling etter plan i Gjerpendalen.

Utslippsendringer som følge av de enkelte tiltak er gjennomgått under Alt. 7.

Dette gir følgende utslippsituasjon:

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇	KOF
Til overflaten:					
Fra elver	3378	51			
Kloakk	9	2.3	58	86	
Hydro Porsg.	912	5.5	13	58	
Union	8	3.7	3650	1426	9125
Annen industri				342	
Landbruk ¹⁾	36	1	71		
Skog/natur/Tettsted	43	2	63		
Andre kilder	14			>15	
Sum til overflaten ²⁾	4400	65.5	3855	>1927	
Til dypvann:					
Kloakk	42	4.7	214	323	
Totalt ²⁾	4442	70.2	4069	>2250	

1) Landbruk har også bidrag til tilførslene med elver.

2) For organisk stoff kommer i tillegg bidrag med elver.

Dypvannsutslipp:

	Knarrdalstrand
Vannføring	Q _{dim} : 335 l/s (normalbelastning) Q _{max} : 695 l/s (maksimalbelastning)
Innlagringsdyp:	15-25 meter
Utslippsdyp:	30 meter
Diffusorhull:	15 cm diameter

Alternativ 7. Alle aktuelle tiltak innen 1995

Alternativet innebærer følgende endringer i forhold til Alt 1:

- Union: Ytterligere rensing av organisk stoff og fosfor (jfr. Alt. 2).
- Hydro Porsgrunn: Nitrogenrensing med dypvannsutslipp på 30 m (jfr Alt. 3 og 6).
- Knarrdalstrand: Full tilknytning, nitrogenrensing og dypvannsutslipp på 30 m (jfr. Alt. 4 og 5).
- Landbruk: Slutte med høstpløying og gjødsling etter plan i Gjerpendalen.

Rensing av organisk stoff og fosfor ved Union gir følgende utslippsendring:

tonn/år	Før tiltak	Endring	Utslipp etter tiltak
Tot-P	5.5	1.8	3.7
TOC	7300	3650	3650
BOF ₇	2852	1426	1426
KOF	18250	9125	9125

Rensing av nitrogen ved Hydro Porsgrunn vil også gi noe effekt på fosforutslippet. Hydro regner også med reduksjon av utslipp av organisk stoff (metanol) med ca. 80-90%. Dette vil gi følgende utslippsendringer ved Hydro Porsgrunn:

tonn/år	Før tiltak	Endring	Utslipp etter tiltak
Tot-P	9	3.5	5.5
Tot-N	1278	365	912
TOC			
BOF ₇	290	233.6	58.4
KOF			

Vi forutsetter i beregningene at Knarrdalstrand rensianlegg mottar 63200 PE og 46.8 tonn fosfor/år. Endringer i tilførsler fra kommunal kloakk (eksklusiv nitrogenledd) blir da:

tonn/år	Før tiltak	Endring	Utslipp etter tiltak
Tot-P	59	52	4.7 + 2.3*)
Tot-N	360	73	239 + 48*)
TOC	902	630	214 + 58*)
BOF ₇	1361	952	323 + 86*)

*) De to verdiene for utslipp etter tiltak gjelder for hhv. Knarrdalstrand RA og for kloakk forøvrig (andre rensianlegg, overløp).

Med nitrogenledd på Knarrdalstrand økes den nåværende rensegraden for nitrogen (antatt til 15%) til 85%. I tillegg til Knarrdalstrand renseanlegg planlegges også nitrogenledd på enkelte mindre renseanlegg. Dette gir følgende endringer, målt i tonn Tot-N pr. år, ved kommunale renseanlegg (i forhold til situasjonen beskrevet over):

tonn/år	Før tiltak	Endring	Utslipp etter tiltak
Tot-N	239 + 48*)	197 + 39*)	42 + 9*)

*) De to verdiene gjelder for hhv. Knarrdalstrand RA og totalt utenom Knarrdalstrand.

Tiltak mot jordbruksforurensning i Gjerpendalen gir følgende tilførselsendringer i total avrenning fra jordbruket i Gjerpendalen (Senter for jordfaglig miljøforskning, 1990):

tonn/år	Før tiltak	Endring		Etter tiltak
		A	B	
Tot-P	3.4	0.4	0.5	2.5
Tot-N	134.6	0.8	26.2	107.6
TOC				
BOF ₇				
KOF				

A: Overgang fra høst- til vårpløying

B: Gjødsling etter plan (riktig gjødsling, delt gjødsling og spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen)

Gjerpendalen har avrenning til Leirkup. Endringene vil dermed gi seg utslag i endring i tallene for tilførsler med elver. Vi velger i denne sammenheng å se bort fra retensjon.

Utslippsituasjon for Alt. 7 gjengis på neste side.

Dette gir følgende utslippsituasjon for Alt. 7:

tonn/år	Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇	KOF
Til overflaten:					
Fra elver	3378	51			
Kloakk	9	2.3	58	86	
Union	8	3.7	3650	1426	9125
Annen industri				342	
Landbruk ¹⁾	36	1	71		
Skog/natur/Tettsted	43	2	63		
Andre kilder	14			>15	
Sum til overflaten ²⁾	3488	60.0	3842	>1869	
Til dypvann:					
Hydro Porsg.	912	5.5	13	58	
Kloakk	42	4.7	214	323	
Sum til dypvann	954	10.2	227	381	
Totalt ²⁾	4442	70.2	4069	>2250	

1) Landbruk har også bidrag til tilførslene med elver.

2) For organisk stoff kommer i tillegg bidrag med elver.

Dypvannsutslipp:

	Hydro Porsgrunn	Knarrdalstrand
Vannføring	3940 l/s	Q _{dim} : 335 l/s (normalbelastning) Q _{max} : 695 l/s (maksimalbelastning)
Innlagringsdyp:	15-25 meter	15-25 meter
Utslippsdyp:	30 meter	30 meter
Diffusorhull:		15 cm diameter

3.2 VURDERING AV ALTERNATIVE TILTAKSPAKKER

De seks utvalgte utslippsalternativene er kjørt i Frierfjordmodellen av Anders Stigebrandt, Gøteborg. Modellen er kjørt for perioden 10.3.88 til 24.9.88, den samme perioden som ved rapportering av modellen i Stigebrandt og Molvær (1990). Dette innebærer at resultatene av modellkjøringene gjenspeiler påvirkning av de meteorologiske og strømningsmessige forhold som faktisk inntraff i denne tidsperioden. Tolkningen av resultatene må derfor ta hensyn til at perioden mars - september 1988 ikke nødvendigvis er representativ for en generell vurdering.

Resultatene gjelder for Frierfjorden og er ikke nødvendigvis represen-

tative for Volls fjorden. Vi viser likevel til Golmen og Molvær (1990) som konkluderer med at vannmassene i Volls fjorden påvirkes sterkt av vannmassene i Frierfjorden.

Modellen tar også hensyn til målt vannføring i Skiens elva samt at perioder med særlig høy vannføring (flomsituasjoner) medfører utvasking av materiale deponert på bunnen av elver og bekker. Vannføringen ved Skotfoss i 1988 er vist i Vedlegg 1.

Resultatene av kjøringene i form av 6 figurer for hvert alternativ er vist i Vedlegg 2. Figurene viser utviklingen av siktedyp, brakkvannsplankton, oksygenforhold, fosfor, marint plankton og innlagringsdyp for alternativer med dypvannsutslipp, i løpet av testperioden.

Ved henvisninger nedenfor til krav til badevannskvalitet vises det til kravene som er formulert i Gulbrandsen (1990) "Operasjonalisering av målene" for tiltaksanalysen for Grenlands fjordene.

Siktedyp

Siktedypet viser store utslag alternativene i mellom. Grovt sett kan alternativene deles i tre grupper:

Gruppe 1: Alt. 7, 6 og 5

Gruppe 2: Alt. 2, 1

Gruppe 3: Alt. 0

I perioder med lite siktedyp er det liten eller ingen forskjell mellom alternativene. Om vi samholder siktedypsberegningene med oversikten over vannføring i Skiens elva ser vi at periodene med lavt siktedyp sammenfaller med perioder med høy vannføring og flom i elva. Modellen tilsier derfor at flom i tilførselselvene til Frierfjorden vil redusere siktedypet betydelig.

Om vi samholder siktedypet i de forskjellige alternativene i perioder med liten vannføring i Skiens elva, har gruppe 1 et siktedyp på 5-7 meter, gruppe 2 har 3,5-5,5 m og gruppe 3 har 2,5-4,5 m. I perioder med høyere vannføring reduseres forskjellene mellom gruppene. I perioder med flom er siktedypet nede på 1-2 m for alle alternativene.

Våre krav til badevannsklasse 1 er siktedyp >5 m, til klasse 2 er kravet >3 m.

Brakkvannsplankton

Ingen av alternativene gir noen betydelig våroppblomstring av alger. Derimot skjer det en oppblomstring i slutten av juni. Oppblomstringen reduseres ganske snart, antagelig pga. den store ferskvannstilstrømmingen i juli 1988. Flommen gir da nedsatt oppholdstid i overflatelaget og dårligere lysforhold. En så stor flom i juli er relativt uvanlig. Uten flom i juli må det kunne forventes at den høye konsentrasjon av alger ville holdt seg lenger.

Også her kan vi grovt sett dele alternativene i tre grupper:

Gruppe 1: Alt. 5, 7 og 2

Gruppe 2: Alt. 6 og 1

Gruppe 3: Alt. 0

I gruppe 1 er konsentrasjonen av kl. \underline{a} $< 1 \mu\text{g/l}$ gjennom hele perioden. I gruppe 2 når konsentrasjonen opp i 2 (Alt.6) og 2,5-3 $\mu\text{g/l}$ (Alt.1). For Alt.0 når kl. \underline{a} opp i en konsentrasjon på 4.5-6 $\mu\text{g/l}$.

Innen gruppe 1 har Alt.5 lavest konsentrasjon, deretter Alt.7 og så Alt.2., men forskjellene er neppe signifikante.

Vårt krav til badevannsklasse 1 er kl. \underline{a} $< 2 \mu\text{g/l}$, til klasse 2 er kravet 3.7 $\mu\text{g/l}$.

Oksygenmetning

Beregningen av oksygenmetningen viser store likhetstegn for alle alternativer bortsett fra Alt.5. For den store gruppen av alternativer ligger sprangsjiktet i oksygenkonsentrasjon på 15-35 meter, men med noe forskjellig tykkelse (Alt.2 og 7 har oksygen-sprangsjiktet noe dypere enn de andre). Hydro Porsgrunns dyputslipp på 70 meter gir en bedre omblending enn dyputslipp fra Knarrdalstrand. Dette vises ved at Alt.5 har et markert anderledes resultat idet sprangsjiktet blir liggende på 65-75 meters dyp. Over oksygen-sprangsjiktet er det for alle alternativene en oksygenmetning på > 70 .

I april 1988 skjedde det en sterk innstrømming av dypvann med høyere oksygeninnhold. For den store gruppen av alternativer gir dette en markert bedring på dyp under 30-40 meter, men situasjonen går langsomt tilbake mot tilstanden for innstrømmingen. For Alt.5 er metningen allerede så bra at innstrømmingen ikke gir synbar effekt. Under 80 meter blir forholdene etterhvert bedre på grunn av vertikal diffusjon. Den

sterke oksygengradienten på 70–80 meter medvirker til dette.

Innlagringsdyp

Resultatene viser samme mønster som for oksygenmetningen. For alle alternativer unntatt Alt.5 er innlagringsdypet 15–20 meter. For Alt.5 oscillerer innlagringen mellom 45 og 20 meter før den stabiliserer seg på ca. 20 meter. Resultatet, sammen med resultatene for oksygenmetningen, indikerer at strålen medfører en endret sjiktning i fjorden.

Fosfor

Beregningene av fosforkonsentrasjon i vannet gir bare små forskjeller alternativene i mellom ned til ca. 5 meter. Konsentrasjonen er 4–8 $\mu\text{g P/l}$. Unntaket er Alt.0 som har konsentrasjoner i størrelsesorden 12–18 $\mu\text{g P/l}$. I dypere vann er forskjellene tydeligere, der Alt. 7 og 2 har lavest verdier og Alt.0 og 1 høyest. Alt. 7 og 2 har stort dyputslipp på 30 meter og gir en intens sirkulasjon og en økende vannutskiftning og dermed lavere fosforkonsentrasjoner rett over terskeldypet.

For alle alternativene gjelder det generelt at konsentrasjonen over terskeldyp er lavere lenger ut i beregningsperioden.

Marint plankton

Det skjer en markert oppblomstring av marint plankton i det intermedie sjiktet i juni, som snart reduseres igjen. For Alt.7 og 5 når konsentrasjonen opp i 32 $\mu\text{g/l}$, for Alt.6 og 2 når konsentrasjonen 24 $\mu\text{g/l}$ og for Alt. 1 20 $\mu\text{g/l}$. For Alt.0 er maksimalkonsentrasjonen 9 $\mu\text{g/l}$.

Den viktigste årsaken til dette er antagelig at lysforholdene under brakkvannslaget bedres med reduserte utslipp av farvet, oppløst, organisk materiale. Alt. 5 og 7 har lav KOF, Alt. 6 lav KOF og dårligere vannutskiftning og Alt. 2 middels KOF og bedre vannutskiftning. Tilsvarende har Alt 1. lavere KOF enn Alt. 0.

Resultatene stemmer i hovedsak overens med at det kan forventes en oppblomstring av marint plankton i intermedie sjikt når nærings-salt-tilførslene innlagres på dette dyp.

Resultatvurderinger

Beregningene gir i stor grad forventede resultater. Alt. 0 og stort sett Alt. 1 gir i hovedsak dårligere resultater enn de andre alternativene. Hvilke av de andre alternativene som slår best ut varierer med parametrene.

Siktedyp og brakkvannsplankton

Målene til badevann er knyttet til to parametre, siktedyp og algemengde (bakterier vurderes senere). Siktedypsbergingene antyder at perioder med flom vil ha lavt siktedyp. Resultatene viser dessuten at utslippsreduksjoner ved Union er av vesentlig betydning. Bortfall av dypvannsutslipp ved Knarrdalstrand og Hydro Porsgrunn ser ut til å ha liten negativ effekt på siktedypet.

Resultatene for algemengde (brakkvannsplankton) viser at dypvannsutslipp på 70 meter fra Hydro Porsgrunn gir en merkbar reduksjon, men også med utslipp fra Hydro til overflatelaget ligger konsentrasjonen lavt og innenfor kravet til badevannsklasse 1.

Effekt av dypvannsutslipp på siktedyp og brakkvannsplankton kan synes relativt liten. Hovedårsaken ligger i at dypvannsutslipp ikke påvirker lagdelingen i de øverste 10-15 meter, mens brakkvannsplankton vokser i de øverste 0-7 meter (ca.). Siktedypet bestemmes i høy grad av utslippene fra Union til overflatelaget.

Andre parametre

Resultatene for oksygenmetning viser at utslipp fra Hydro Porsgrunn på 70 meters dyp gir et meget gunstig utslag med >70 % metning helt ned til ca. 70 meter. Beregningene av innlagingsdyp støtter opp under dette resultatet og antyder at utslippsstrålen kan påvirke innlagingsdypet. Utslipp fra Hydro på 30 meters dyp ville ikke gitt samme gode resultat for oksygeninnhold. Tilsvarende utslippsdyp fra Knarrdalstrand ville antagelig gi mindre effekt siden ferskvannsmengden er mye mindre.

Resultatene for fosfor gir små utslag, men bekrefter at Alt. 0 (og 1) gir dårlig resultat og Alt. 7 godt.

Beregningene av marint plankton avspeiler også resultatene ovenfor ved at alternativene med dyputslipp har sterkest oppblomstring i det intermedie sjiktet. Oppblomstringen gir et forhøyet oksygenforbruk

under utslippsdypet. Oksygenberegningene viser at forholdene i dypvannet ikke forverres under simuleringsperioden ved dyputslipp. Det forhøyede oksygenforbruket vil imidlertid gi forverrede forhold på høsten og vinteren. Alt. 5 viser derimot at forholdene kan bedres vesentlig og vedvarende ned til 70 meter.

Konklusjon

For å nå badevannsklasse 1 viser beregningene:

Siktedyp:

- Det er nødvendig å redusere utslippet av org. stoff fra Union.
- Alle andre alternativer over fremtidig utslipp gir tilfredstillende siktedyp.
- Dypvannutslipp fra Knarrdalstrand og Hydro Porsgrunn vil antagelig ha relativt liten effekt.
- Perioder med flom vil redusere siktedypet betydelig og kan redusere badevannskvaliteten til klasse 2 og klasse 3.

Algemengde:

- Alle Alternativene 2-7 for fremtidige utslipp tilfredsstiller kravet til algemengde.

Forøvrig viser resultatene at et dypvannutslipp til 70 meter for Hydro Porsgrunn vil gi meget gunstige resultater for oksygenforholdet i Frierfjordens dypvann. Dette kan gi betydelige bedre betingelser for marine organismer. Effekten av å legge utslippet fra Knarrdalstrand til samme dyp vil antagelig bli betydelig mindre.

Bakterielle forhold vurderes i neste kapittel.

4. EFFEKTER PÅ HYGIENISKE FORHOLD

4.1 BASIS FOR VURDERINGENE

Innledning

Målene for bakterieinnhold er knyttet til konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier (TKB) i badevann. I rapport 2 i tiltaksanalysen "Operasjonalisering av målene" (Gulbrandsen, 1990) har vi gjennomgått kriterier for klassifisering av badevann bla. med bakgrunn i Helsedirektoratets kriterier for godt badevann (Helsedirektoratet, 1976) og SFTs vannkvalitetskriterier for ferskvann (SFT, 1989).

Ved vurdering av badevannskvaliteten ble det i Gulbrandsen (1990) anbefalt å bruke kvalitetskriteriene og klasseinndelingen i SFT (1989):

Vannkvalitetsklasse	Konsentrasjon TKB/100 ml	Karakteristikk
1	0-50	Godt egnet til bading
2	50-100	Egnet til bading
3	500-1000	Mindre godt egnet til bading
4	>1000	Ikke egnet til bading

I vannkvalitetskriteriene for ferskvann (SFT, 1989) heter det at dårligste observasjon skal legges til grunn ved bestemmelse av klasse. For tiltaksanalysen ble det anbefalt (Gulbrandsen, 1990) at fastsettelsen av badevannsklasse blir basert på minst 5 observasjoner over en 30 dagers periode og at det ikke legges vekt på enkeltmålinger som viser stort avvik fra resten av datamaterialet.

Målene om badevannskvalitet i tiltaksanalysen er knyttet til Skienselva og Volls fjorden.

Kilder for tilførsler av bakterier

Kildene for bakterietilførsler er vanligvis kommunal kloakk og landbruksforurensning. Til Skienselva og Frierfjorden antas kommunal kloakk å være helt dominerende kilde. Vi forutsetter her at tilførslerne til Skienselva og fjordsystemet kun skjer via kommunal kloakk.

Etter tilknytning til Knarrdalstrand renseanlegg vil det være tre hovedkilder for TKB i Skienselva og Frierfjorden/Volls fjorden:

- utslipp fra rensanlegget: til Skienselvas overflatelag
- overløp langs Skienselva: til Skienselvas overflatelag
- mindre utslipp av avløpsvann fra Voll, Herre, Skjerkøya og Herøya.

Vannmasser og vannutskiftning i Skienselva og fjordområdet

Skienselva på strekningen Skien-Frierfjorden er ca. 10 km lang. Den har flere dype bassenger, med 32 m ved Porsgrunn bybro som det dypeste. For det meste er største dyp omkring 8-10 m. Vannføringen varierer mellom ca. 50 m³/s til omkring 1000 m³/s, jfr. fig. 4.1.

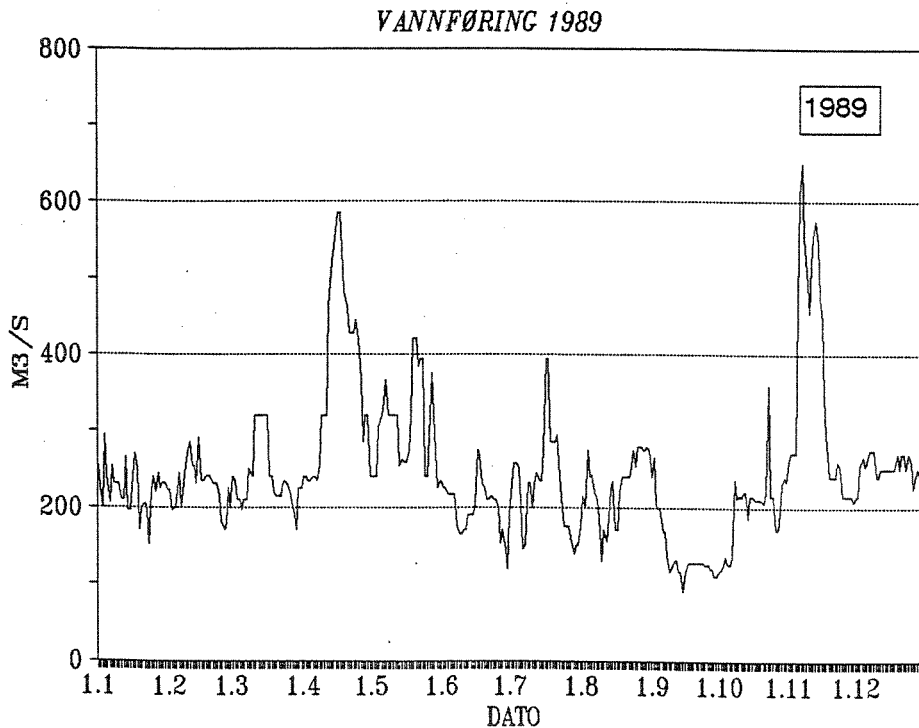


Fig. 4.1. Vannføring i Skienselva målt ved Skotfoss i 1989.

Elvevannet bør inndeles i et nesten ferskt utstrømmende overflatelag og et underliggende sjøvannslag der strømmen går oppover elva. Tykkelsen på overflatelaget vil variere mye med vannføringen i elva, men er oftest 2-3 m. Under flom kan ferskvannet for en tid fylle hele elveløpet.

Det er ikke utført strømmålinger som kan gi et eksakt grunnlag for å beregne oppholdstiden for vannmassene i elva. Det er klart at den kan variere mye med vannføringen. Enkle overslag har imidlertid tydet på oppholdstid på 4-12 timer for overflatelaget, og 20-80 timer for

sjøvannslaget (Molvær et al., 1979).

Forholdene i Frierfjordens og Volls fjordens overflatelag preges av brakkvannet fra Skienselva. Brakkvannslaget er typisk 3–4 m tykt, med gjennomsnittlig saltholdighet på 4 promille (ca. 0.5–10 promille). Fig. 4.2 viser et generelt bilde av overflatestrømmene i Frierfjorden. Gjennomsnittlig oppholdstid for hele overflatelaget er beregnet til 3–4 døgn, mens det i selve brakkvannsstrømmen vil være 4–10 timer (Molvær og Stigebrandt, 1991).

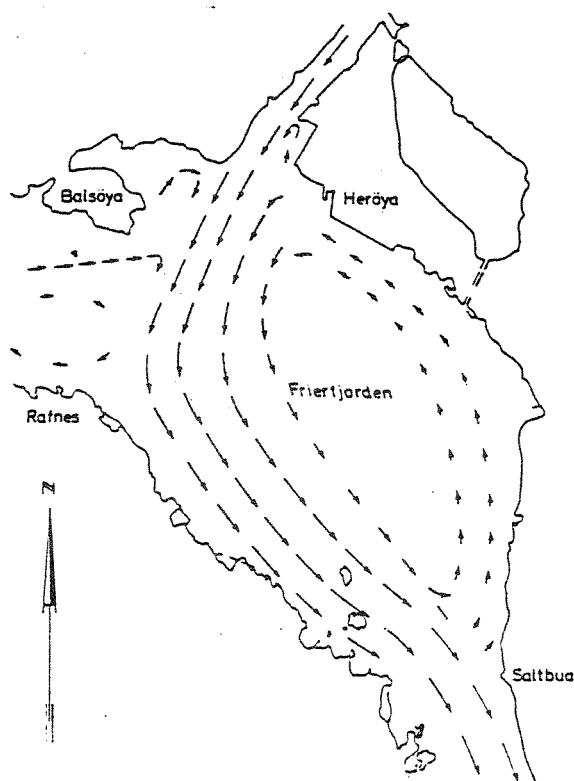


Fig. 4.2. Generelt bilde av overflatestrømmene i Frierfjorden.

Vannutskiftning og vannkvalitet i Volls fjorden preges av tilstanden i Frierfjorden. Dette er dokumentert gjennom undersøkelser i 1979 (Molvær og medarb. 1980) og i 1989 (Golmen og Molvær, 1990). På grunn av mindre vannutskiftning er oksygenforholdene dårligere enn på tilsvarende dyp i Frierfjorden, og algeveksten ofte høyere. Typisk oppholdstid for overflatelaget er anslått til 2–3 dager, men vil variere mye (Molvær og Stigebrandt, 1991).

Nåværende hygieniske forhold og siktedyp i Skienselva og fjordområdet

Det finnes lite data som beskriver de hygieniske forholdene i Skienselva og i Volls fjorden. Så tidlig som 1960 ble det imidlertid gjort en omfattende studie av bakteriologisk forurensning på strekningen Borgestad i Skienselva til innerst i Eidangerfjorden (NIVA, 1961). Man gjorde både analyser på coliforme bakterier og merkebakterier. Merkebakteriene ble sluppet ut ved Porsgrunn bybro og viste at utslipp fra Porsgrunn kan nå innerst i Eidangerfjorden på ca. 2 døgn.

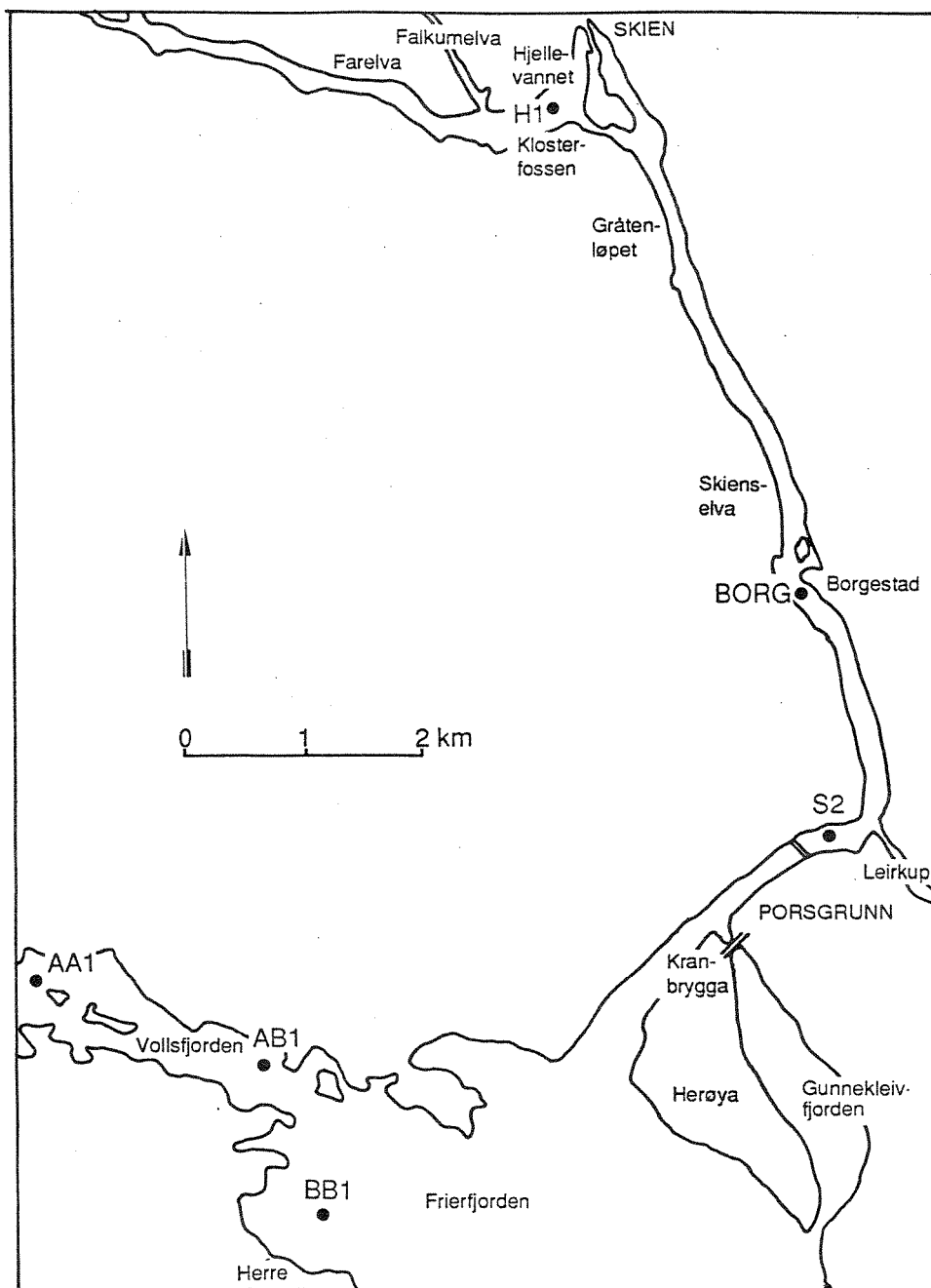
Hovedkonklusjonen var at hovedforurensningen til fjordområdet Porsgrunn - Eidanger skyldes påvirkning fra utslipp til Skienselva. Lokal påvirkning lot seg imidlertid påvise, spesielt i Eidangerfjorden.

Denne konklusjonen ble senere bekreftet ved en fysisk/bakteriologisk undersøkelse i Eidangerfjorden i 1969 (Næringmiddelkontrollen i Porsgrunn, 1969).

Sommeren 1990 gjennomførte Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelingen, en undersøkelse av bl.a. konsentrasjon av TKB og siktedyp på strekningen Hjellevatnet - Volls fjorden (jfr. Fig. 4.3). For TBK er resultatene er gjengitt i tabell 4.1.

Man skal være meget forsiktige med å trekke for generelle konklusjoner av så få data som dette, men noen hovedtrekk fremgår:

1. Konsentrasjonene viser store variasjoner med tiden. Dette er velkjent fra andre undersøkelser.
2. Konsentrasjonene i Skienselva var høyere enn i Hjellevatnet og i Volls fjorden. Årsaken er utslippene av kommunal kloakk. Det er klart at tilstanden i Skienselva fortsatt virker sterkt inn på de hygieniske forholdene i fjordområdet.
3. Forholdene i indre del av Volls fjorden var oftest bedre enn i midtre del. Med det høye nivået i Herrebukta utenfor munningen av Volls fjorden og liten lokal påvirkning, skulle man vente denne fordelingen.
4. Brukes SFTs badevannskriterier, var Volls fjorden egnet til bading. Vannet i Herrebukta og øvre deler av Skienselva var mindre egnet (Hjellevannet egnet). I nedre deler av Skienselva var vannet ikke egnet. Om man velger ikke å vektlegge målinger som viser stort avvik fra resten av datamaterialet, kan vannet i hele Skienselva karakteriseres som mindre egnet og vannet i Herrebukta som egnet.



Figur 4.3 Stasjonsplassering for målinger av siktedyp og termotolerante koliforme bakterier (TKB) i Hjellevannet, Skienelva, Frierfjorden og Volls fjorden.

Resultatene av siktedypmålingene er vist i fig. 4.4 og i tab. 4.2. Som gjennomsnitt ble siktedypet gradvis dårligere ned gjennom Skienelva og inn gjennom Volls fjorden. At det er mindre sikt i Volls fjorden enn i Frierfjorden skyldes en høyere planktonbestand i Volls fjorden. I

selve Frierfjorden er oppholdstiden for overflatelaget så kort at store planktonbestander sjelden rekker å etablere seg.

I gjennomsnitt var siktedypet ca. 4 m eller bedre. Bortsett fra enkeltstående episoder, var imidlertid siktedypet tilfredsstillende for godt badevann (ikke mindre enn 3 m).

Tabell 4.1. Målinger av TKB (konsentrasjon pr. 100 ml) i 1 m dyp på strekningen Hjellevatnet - indre del av Volls fjorden sommeren 1990.

DATO	H1	BORG	S2	BB1	AB1	AA1
28.3.90	1	1	1	1	9	1
17.4.90	10	10	48	2	1	1
2.5.90	35	5	1	200	140	55
8.5.90	1	110	90	40	30	25
15.5.90	1	160	46	50	46	2
22.5.90	70	500	600	130	22	24
28.5.90	4	500	600	88	100	4
5.6.90	1	14	16	52	5	5
11.6.90	7	470	430	1	8	1
19.6.90	7	440	380	120	15	15
26.6.90	1	200	500	60	80	10
3.7.90	130	230	150	60	80	30
6.7.90	72	600	960	1000	120	340
17.7.90	76	40	260	30	4	4
24.7.90	2	800	20200	220	90	10
31.7.90	50	44	104	34	42	6
7.8.90	2	475	500	10	30	1
14.8.90	250	800	350	200	38	15
21.8.90	20	400	600	280	45	22
28.8.90	60	330	320	350	15	55
Minimum	1	1	1	1	1	1
Middelv.	40.0	306.5	1307.8	146.4	46.0	31.3
Maksimum	250	800	20200	1000	140	340

Verdien 24.7.90 ved stasjon S2 (i Skienselva) på 20200 TKB/100 ml er kontrollert med Næringsmiddeltilsynet i Skien.

Tabell 4.2 Målinger av siktedyp på strekningen Hjellevatnet - indre del av Volls fjorden sommeren 1990.

DATO	H1	BORG	S2	BB1	AB1	AA1
28.3.90	6	4.3	4.2	4.2	3.8	3.1
17.4.90	7	5	5	4	3.2	4
2.5.90	6	5.2	5.2	4.6	4.5	3.3
8.5.90	7	4.5	5.2	5.3	4.2	3.8
15.5.90	7.5	5	5.5	5.7	5	4
22.5.90	6.2	5.5	5	4.2	3.5	3.5
28.5.90	7	3.6	3.3	5.3	5.5	6
5.6.90	7.1	5.5	5.4	3.5	3	2
11.6.90	8.2	5.5	5.2	4.7	4.2	4.2
19.6.90	8.8	5.1	5.5	4.4	4.2	4
26.6.90	7	5.5	5.5	5	4.5	4.5
3.7.90	6.5	6	4.5	4.5	4.8	3.1
6.7.90	6.8	4.5	2.5	3.1	4.5	3.7
17.7.90	7	7.2	6.5	5.2	5.8	5.5
24.7.90	5.5	5	5.4	4.3	3.6	3.6
31.7.90	6.4	6	5.5	4.7	4.2	4
7.8.90	8	4	4	4	3.6	4
14.8.90	7.8	7.8	4.5	4.3	3.1	3.5
21.8.90	7	6.5	6.5	4.4	4.4	4.4
28.8.90	8.3	5.5	5.3	4.5	5	4.7
Minimum	5.5	3.6	2.5	3.1	3	2
Middelv.	7.1	5.4	5.0	4.5	4.2	3.9
Maksimum	8.8	7.8	6.5	5.7	5.8	6

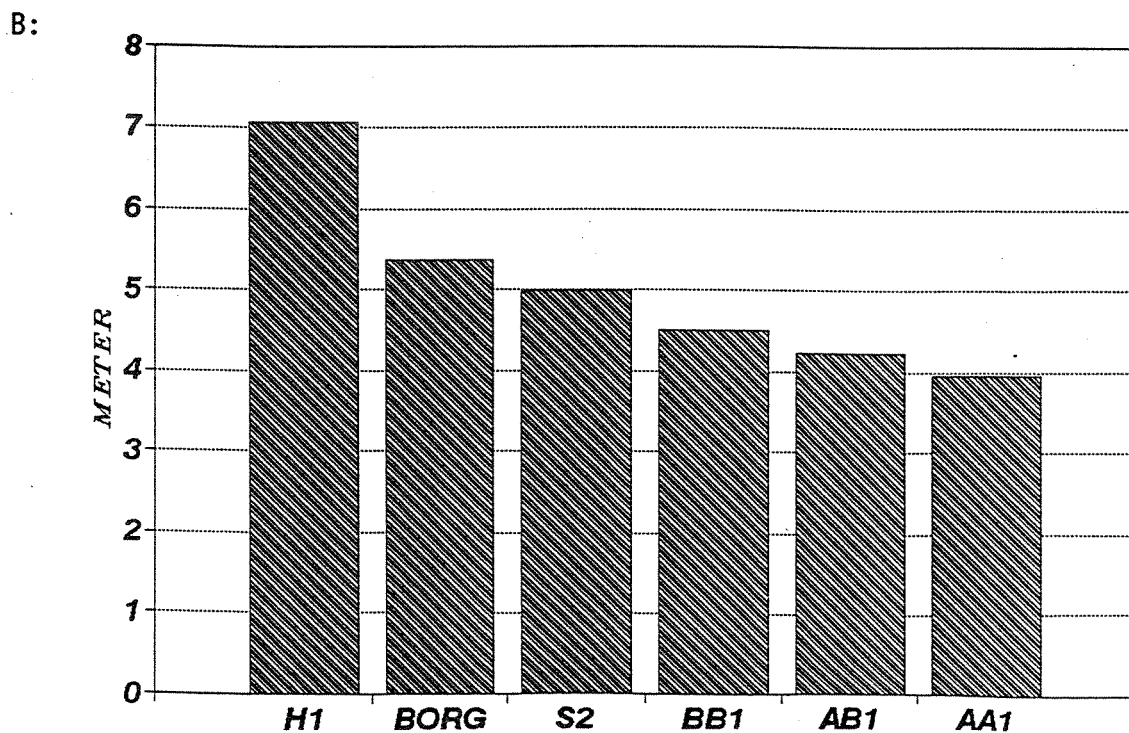
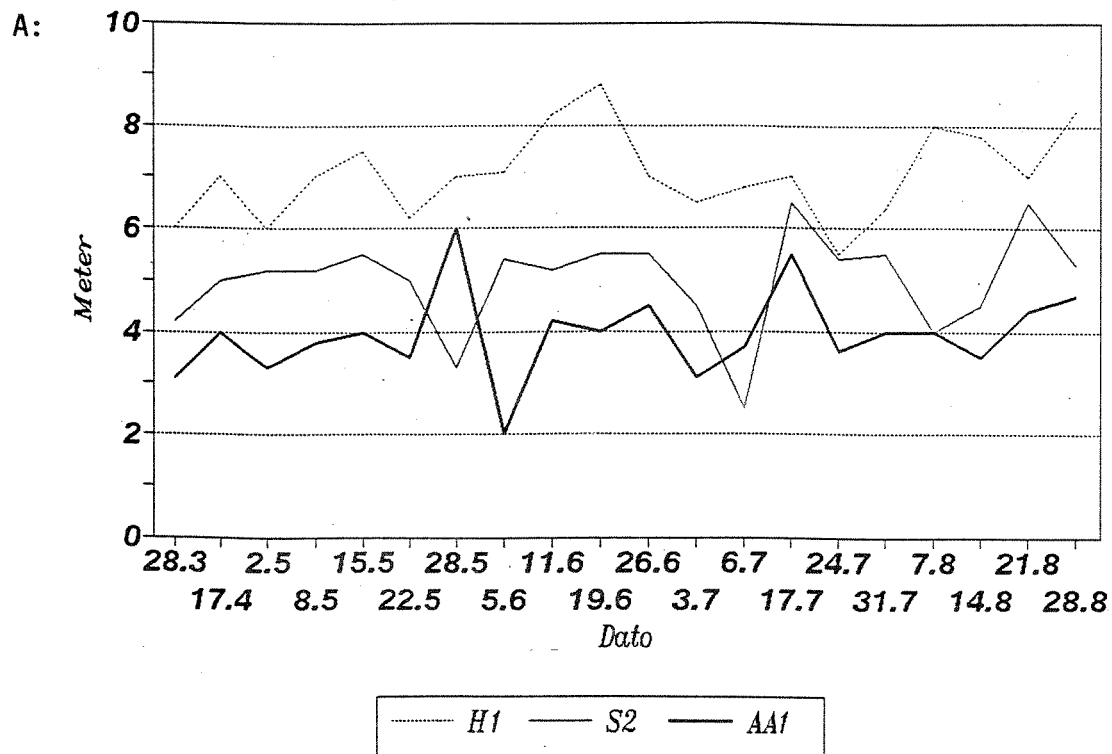


Fig. 4.4. Siktedypsmålinger i tidsrommet 28.3 - 28.8 1990.
 Fig A: de enkelte målingene, Fig B: middelerverdier.
 H1: Hjellevatnet, Borg: Borgestad, S2: Porsgrunn bybro
 BB1: Herrebukta, AA1 og AA2: indre og midtre del av
 Volls fjorden.

Metode for beregning av konsentrasjon av TKB

Begrepet desimering omfatter den samlede effekten av en rekke faktorer som reduserer konsentrasjonen av bakteriene, bla. fortynning, sedimentering og påvirkning av sollys.

For beregning av bakterieinnholdet i vannmassene og dermed dets egnethet for bading vil vi benytte en modell tidligere anvendt av NIVA (bla. Molvær, 1987). Her er sammenhengen:

$$C = \frac{C_0}{F} e^{-kT}$$

der: C = konsentrasjonen av TKB etter tiden T
 C_0 = konsentrasjonen i avløpsvannet ved utslipp
 F = fortynning
 k = en konstant som uttrykker den samlede desimering, utenom fortynning.

Fortynningsfaktoren F vil bli anslått etter en vurdering av den tilførte vannmengden, utslippssted og -dyp samt fortynningsmuligheter i Skienselva/Frierfjorden.

Det er ikke utført undersøkelser av desimering av TKB i norske farvann. For utslipp til danske kystfarvann har Miljøstyrelsen anbefalt at $k=0.42$ velges (Miljøstyrelsen, 1983) de mest omfattende studiene av desimering av TKB har blitt gjort i England, der man har funnet k -verdier i intervallet 0.24 til 2.2. Middelveien var $k=0.55$ (Gameson, 1986). Vannmassene i Skienselva og Frierfjorden/Vollsfjorden er forholdsvis turbide, med siktedyp sommerstid på 3-5 m. Det peker i retning av liten desimeringseffekt fra lyset, men kanskje et relativt stort bidrag gjennom sedimentering. For våre beregninger vil vi anvende $k=0.3$ og $k=0.5$ som bør representere et sannsynlig representativt intervall.

Utslipp fra Knarrdalstrand rensanlegg

Vannføringen ut fra Knarrdalsstrand rensanlegg er angitt å være:

$$Q_{dim} = 335 \text{ l/s (normalbelastning)}$$

$$Q_{max} = 695 \text{ l/s (maksimalbelastning)}$$

Det er ikke gjort målinger som viser konsentrasjonen av TKB ut fra rensanlegget.

Erfaringtall tilsier imidlertid at urensset råkloakk har ca. 10^6 til 10^8 TKB/100 ml. I Skien/Porsgrunn er det delvis fellessystem med overvann og spillvann samlet. Vi antar i våre beregninger at typisk konsentrasjon inn på Knarrdalstrand renseanlegg er 10^7 TKB/100 ml.

Effekten av rensing av TKB avhenger av renseprosessen. Ved Knarrdalstrand renseanlegg er det kjemisk rensing med jern som fellingsmiddel. Med en slik renseprosess anslår Ormerod og Molvær (1983) rensegraden for TKB til 80%. Ødegård et al. (1978) har i laboratorieforsøk funnet en rensegrad på over 99%. I beregningene våre forutsetter vi en rensegrad på 90%. Konsentrasjonen av TKB i det rensede avløpsvannet blir da 10^6 TKB/100ml.

Avløpsvannet fra renseanlegget slippes på 2 meters dyp i Skienelva, og blir dermed innblandet i det utstrømmende brakkvannet og følger dette ut i Frierfjorden.

Overløp

På årsbasis utgjør utslipp via overløp 17,5% av den totale utslippsmengde. I sommerhalvåret utgjør utslippene via overløp 36% av totalutslippet.

Overløpene er fordelt slik at hele elvestrekningen fra (Hjellevatn og Klosterfossen) til nedstrøms Porsgrunn bybro periodevis vil få tilført urensset kloakk. Overløpet med klart størst utslipp ligger rett ved Klosterfossen. Overløpsutslippene skjer til Skienselvas overflatelag, dvs. til utgående overflatestrøm.

Konsentrasjonen av TKB i overvannet vil avhenge av regnintensiteten. Høy regnintensitet vil gi relativt mindre innhold av spillvann i overvannet og dermed lavere bakteriekonsentrasjon. Generelt vil et stort regn gi lavere konsentrasjonen av TKB, mer vann og flere bakterier i overløp enn et mindre regn.

Som grunnlag for beregningene av vannmengden gjennom overløpene er benyttet en oversikt over beregnet vannmengde gjennom alle overløp, samt regnvørsvarighet for 80 regn i 1968 (Arne Malme, pers.medd.)

I relasjon til bading og bakterieinnhold vil det være mest aktuelt å vurdere forholdvis lange og intensive regnvær. Vi valgte ut fire regn blant de 80 etter disse anslagsvise kriterier.

Regnværsnummer	Varighet Min.	Tot.vannmengde i overløp, m ³	Gj.snittlig vannføring i overløp, m ³ /s
Regn nr. 30	200	20720	1.727
Regn nr. 41	381	12184	0.533
Regn nr. 47	116	2547	0.366
Regn nr. 52	428	34156	1.330

I systemanalysen for Knarrdalstrand (Berdal Strømme, 1990) er det regnet med en spillvannsvannføring Q_s på ca. 145 l/s = 0.145 m³/s (200 l/PE·d og 63200 PE). Vannføringen i overløp fra de fire regnene tilsvarende dermed i størrelsesordenen fra 2.5 til 12 ganger spillvannsvannføringen. Vi velger å regne med vannføringer i overløp på 0.5, 1.0 og 1.5 m³/s.

Konsentrasjonen av bakterier i overløpsvannet vil avhenge av konsentrasjonen i spillvannet og i overvannet, samt av blandingsforholdet spillvann/ overvann.

Konsentrasjonen i overvannet kan variere mye, men ligger gjerne i størrelsesordenen 10³ TKB/100ml. Med en spillvannsvannføring på 0.145 m³/s og en vannføring i overløp på 0,5 m³/s blir konsentrasjonen av TKB i overløpsvannet:

$$C_0 = \frac{0.145 \cdot 10^7 + (0.5 - 0.145) \cdot 10^3}{0.5} \approx 3 \cdot 10^6 \quad (\text{TKB}/100\text{ml})$$

Tilsvarende beregninger for 1.0 og 1.5 m³/s i overløp gir TKB konsentrasjoner på henholdsvis ca. 1.5 · 10⁶ og 1.0 · 10⁶ TKB/100ml.

Effekter av endret fortynningen som følge av ulik mengde vann i overløp tas hånd om av faktoren F i formelen for desimering av bakterier.

4.2 FORVENTEDE EFEKTER (INNENFOR BREVIKSTERSKELEN)

Forventede hygieniske forhold i Skienselva etter etablering av Knarrdalstrand renseanlegg

Ved overføring av avløpsvann til Knarrdalstrand renseanlegg, vil de nåværende permanente utslipp til Skienselva etterhvert forsvinne. Med

unntak for mindre mengder partikkelbundne TKB som transporteres tilbake opp elva med sjøvannsstrømmen, vil avløpet fra renseanlegget ikke influere på tilstanden oppstrøms utslippet.

Overløpene kan imidlertid medføre fortsatte hygieniske problem. Vi vil anvende beregningsmodellen for å bedømme dette.

Vi tar utgangspunkt i et overløp på $1 \text{ m}^3/\text{s}$ til elvas overflatelag og en sommervannføring på ca. $150 \text{ m}^3/\text{s}$. Videre anslår vi en fortykning som etter 2-3 timer har blandet et punktutslipp inn i hele elvas overflatelag. Det tilsvarer en fortykning på 150 ganger, eller et fortykningsvolum på 150 m^3 . Det må sterkt understrekes at fortykningen ikke er beregnet, men anslått. Beregninger av TKB ved forskjellig tidspunkt er utført for de to valgte verdiene av desimeringskoeffisienten k , og vist i fig. 4.5. Jevnfører vi med badevannskriteriene, vil vannkvaliteten være i klasse 2 etter 4-5 timer. Med en typisk strømhastighet på 0.3 m/s , betyr det at en strekning på 4-5 km nedenfor utslippet vil være lite eller mindre egnet for bading av hygieniske grunner.

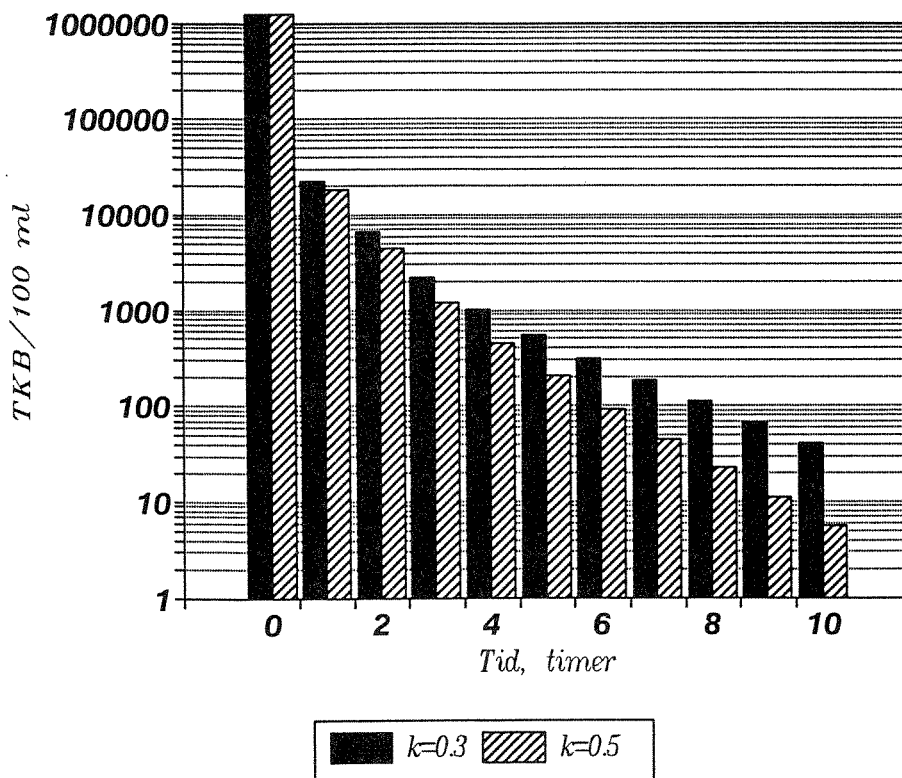


Fig. 4.5 Beregnet konsentrasjon av termotolerante koliforme bakterier i Skienselva ved desimeringskoeffisient 0.3 og 0.5.

Dette er grove overslagsberegninger, og som tabell 4.1 illustrerte vil forholdene vise store variasjoner med tiden. I virkeligheten dreier det seg om mange utslipp fordelt på elvestrekningen Skien - Knarrdalsstrand, med hovedmengden i elvas øvre del. Etter vår vurdering må man regne med at overløpene i perioder vil medføre at de hygieniske forholdene i elva gjør vannet mindre egnet, eller uegnet for bading. Dette gjelder spesielt den øvre delen.

Selv om man ved bestemmelse av badevannsklasse velger ikke å legge vekt på enkeltmålinger som viser stort avvik fra resten av datamaterialet, må man kunne forvente at denne konklusjonen står fast.

Forventede hygieniske forhold i Frierfjorden og Volls fjorden etter etablering av Knarrdalstrand renseanlegg

Vi anvender samme resonnementet som for Skienselva. Utslipppet fra renseanlegget settes til $0.3 \text{ m}^3/\text{s}$, med innblanding i elvas overflate-lag. I fjordområdet vil den turbulente blandingen være mindre enn i Skienselva, og vi antar at fortynningen er omkring halvparten så stor. Vi beregner så hvilken konsentrasjon av TKB man vil få ved forskjellige desimeringskoeffisienter. Resultatet er vist i fig. 4.6. Det framgår at etter ca. 4-6 timer kan kravet for kvalitetsklasse 2 være innfridd. Området med vannkvalitet dårligere enn klasse 2 vil omfatte det meste av Frierfjorden.

Avstanden fra utslippsstedet til Volls fjordens munning er ca. 4 km. Til midtre og indre del er det i størrelsesorden henholdsvis 5 km og 6 km. Strømhastigheten vil variere mye over denne strekningen - høyest i Frierfjorden, og langt mindre i Volls fjorden. Setter vi 0.2 m/s som en typisk hastighet for distansen fra Knarrdalsstrand til Volls fjordens munning, tilsvarer dette en transporttid på 5-6 timer. Med våre antakelser betyr dette at vannkvalitetsklasse 2 kan være oppfylt allerede der. Forholdene i Volls fjorden blir like gode eller bedre.

Resultatet virker ikke urimelig i forhold til resultatene i Tab. 4.1. Fordi renseanlegget medfører at et samlet utslipp til brakkvannslaget legges nærmere elvemunningen, og dermed Volls fjorden, vil man vente at de hygieniske forholdene i Herrebukta og Volls fjorden kan bli noe forverret i forhold til dagens situasjon

På den annen side må det være klart at de ovenforstående beregninger er ment å beskrive en "typisk" situasjon ved de gitte forutsetninger. Som Tab. 4.1 så klart illustrerer, må man vente at de målte konsentrasjoner av TKB i realiteten vil variere med en faktor på 100 eller mer.

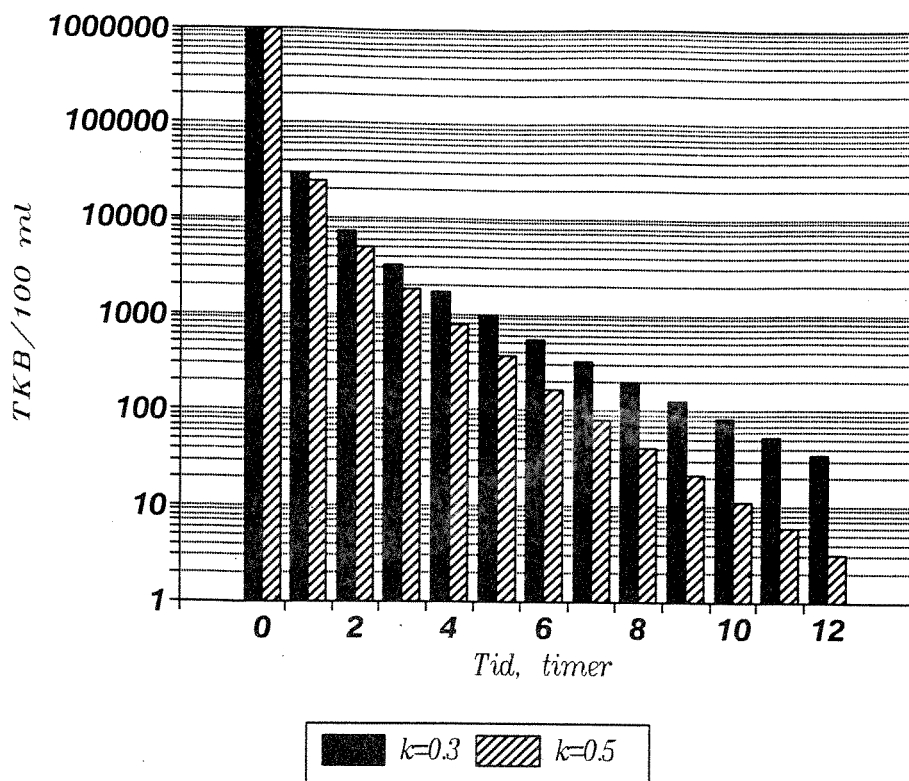


Fig. 4.6 Beregnet konsentrasjon av termotolerante koliforme bakterier i Volls fjorden ved desimeringskoeffisient 0.3 og 0.5.

Om man ved bestemmelse av badevannsklasse velger ikke å legge vekt på enkeltmålinger som viser stort avvik fra resten av datamaterialet, kan det fortsatt være en mulighet for at vannkvaliteten periodevis havner i klasse 3. Grunnen vil være ugunstige fortynningsforhold eller rask transport fra utslippssted til Volls fjorden f.eks. ved østlig eller sørøstlig vind.

4.3 YTTERLIGERE TILTAK

Skienselva

Vi har vurdert det dithen at overløpsutslippene til Skienselva vil medføre periodevis høye konsentrasjoner av TKB.

"Systemanalyse Knarrdalstrand rensedistrikt" (Berdal Strømme a.s., 1990) anslår at det er mulig å redusere overløpsutslippene med ca. 25% med tiltak som har en kost/nyttefaktor lavere enn hele Knarrdalstrand-utbyggingen. Men samtidig påpekes det at beregningene av overløpsutslippene i rapporten (som er de vi har basert oss på) trolig er underestimert med ca. 25%.

For å bedre de hygieniske forholdene i Skienselva synes det være klart at overløpsutslippene til elva må reduseres ytterligere. For å øke fortynningen og tiden før overløpsvannet innblandes i overflatelaget, må overløpsutslippene legges som dyputslipp.

Vollsfjorden

De hygieniske forholdene i Vollsfjordens overflatelag er i i hovedsak avhengig av utslippet fra Knarrdalstrand. Beregningene og kommentarene ovenfor er basert på dagens utslippsordning på 2 meters dyp med innblanding i elvas overflatelag.

Vi har ikke gjennomført beregninger av effekten av å føre utslippet fra Knarrdalstrand ut på dypt vann i Frierfjorden. Det er imidlertid innlysende at utslipp på 30 meters dyp i Frierfjorden med innlagring i på 15-25 meters dyp vil gi en vesentlig bedring av de hygieniske forhold både i Frierfjorden og Vollsfjorden.

5. NÆRINGSSALTER OG HYGIENE UTENFOR BREVIKTERSKELEN

I rapport 1 i tiltaksanalysen innfører vi et tilleggsmål til de mål som er gitt i Miljøpakke-Grenland:

"Eidangerfjorden og Ormefjorden skal ha badevannkvalitet innén 1994."

Bakgrunnen for tilleggsmålet var fjordenes vesentlige betydning for rekreasjon og friluftsliv kombinert med målinger som viser at siktedyp og bakterieinnhold i perioder er dårligere enn hva som regnes som "godt egnet".

Påvirkning fra vannmassene i Frierfjorden

Som nevnet tidligere (Kap. 4.1) viste undersøkelser i 1960 (NIVA, 1961) og i 1969 (Næringsmiddelkontrollen i Porsgrunn, 1969) at de hygieniske forholdene i Eidangerfjorden påvirkes av utslipp til Skienselva og Frierfjorden.

Et utslipp direkte til brakkvannsstrømmen i nedre del av Skienselva vil kunne påvirke forholdene utenfor Brevik etter 5-10 timer. Modellberegningene (Kap. 4.2) illustrerte at konsentrasjonen av TKB etter 6-8 timer fortsatt vil være høy. Man kan gå ut fra at påvirkningen avtar innover i Eidangerfjorden (med økende avstand til Frierfjorden), og viser store variasjoner

Tilstand i fjordene

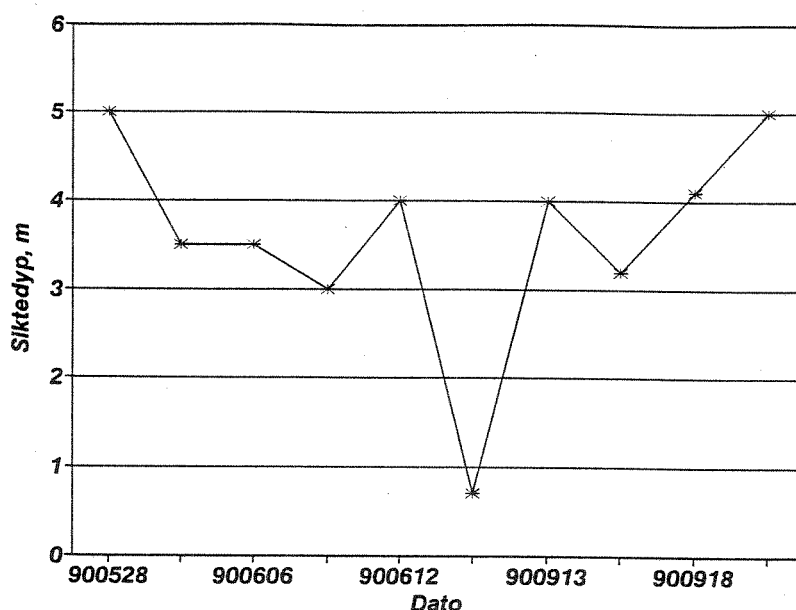
Källqvist (1991) har undersøkt planteplankton og næringsalter i overflatevannet i Grenlandsfjordene. Undersøkelsen omfatter perioden februar 1988 - september 1989.

Klorofyllkonsentrasjonen i Eidangerfjorden varierte fra <1 µg/l i jan.- feb. 1988 til 17 µg/l i april 1988. I sommersesongen varierte konsentrasjoen rundt 4-7 µg/l. Siktedypet varierte i sommerhalvåret fra 2-5 meter. I Ormefjorden varierte konsentrasjoen av klorofyll i sommersesongen rundt 3-8 µg/l. Siktedypet varierte i sommerhalvåret normalt fra 3-6 meter.

Data fra næringsmiddeltilsynet i Porsgrunn og Bamble viser at konsentrasjonen av TKB på Klokkeholmen i perioden mai-aug. 1989 varierte mellom 0-200 TKB/100ml. I 1990 gjorde næringsmiddeltilsynet målinger av TKB ved flere badeplasser 12.6, 19.7 og 10.9. Ved Røra og Olavsberget i Eidangerfjordens nordre halvdel varierte konsentrasjonen

mellom henholdsvis 0-200 TKB/100 ml og 0-40 TKB/100 ml. Datamaterialet er lite, men tyder på vannkvalitetsklasse 1-2.

Målinger av siktedyp utenfor Heistad utført av Næringsmiddeltilsynet i Porsgrunn og Bamble i 1990 er vist på figur 6.1. Bare fire av målingene er utført samtidig med målinger i Skienselva - Frierfjorden - Volls fjorden (28.5, 5.6, 11.6 og 14.8). Tre av fire viste mindre siktedyp i Eidangerfjorden enn i Volls fjorden. Siktedypet i Eidangerfjorden vinterstid kan være 10-12 m, noe som viser at påvirkningen av partikulært materiale fra Skienselva er forholdsvis liten. Mengden plan-teplankton i de øverste 5 m av vannmassen er viktigst.



Figur 6.1 Målinger av siktedyp i Eidangerfjorden i 1990.

Endringer fra 1989: Gjennomførte og planlagte tiltak

Ved reduksjon av tilførselene av kommunal kloakk og industrielt avløpsvann til Frierfjorden samt eventuelt at deler av tilførselene føres til dypt vann, må det kunne forventes at transporten av næringsalter og bakterier ut over Breviksterskelen minsker.

Arbeidet med å legge avskjærende ledninger for utslippet av 2000 PE fra Brevik er godt i gang. Utslippet skal tilknyttes Heistad renseanlegg, som har dypvannsutslipp. Det må kunne antas at arbeidet kan stå ferdig i løpet av 1991.

Et tidligere utslipp på 200 PE ved Herregårdsstranda/Olavsberget

innerst i Eidangerfjorden er nå koblet til Heistad renseanlegg.

Utslipet fra Røra på 100 PE vil være som i dag.

Nytt renseanlegg for Langangen skal bygges og ventes å stå ferdig i 1992. Noe spredt bebyggelse forventes tatt inn på anlegget. Utslipp-punktet er opplyst å vil bli i ytre deler av Ormefjorden.

I Bamble skal alle enkeltutslipp (totalt 6400 PE) samles og tilføres Salen renseanlegg. Arbeidet kan ventes ferdig i 1993. Salen renseanlegg vil da bli tilført 10900 PE. Salen renseanlegg har dypvannsutslipp.

Tilførselsendringer

Fremtidige utslipp for hvert av de aktuelle fjordavsnittene (sammenlignet med utslipp i 1989) gjennomgås nedenfor.

Brakkvannsstrømmen gjennom Breviksundet tilfører de ytre fjordområder både næringssalter og bakterier. Endringer innenfor Brevik, både hva gjelder tilførsler og utslippsdyp, vil påvirke Eidanger- og Ormefjorden. Endringer i Langesundsfjorden vil ikke - eventuelt bare i liten grad - påvirke Eidangerfjorden og Ormefjorden. Disse tilførselsendringene reflekteres ikke i utslippstallene gitt nedenfor.

Tilførsler til Eidangerfjorden (tonn/år):

		Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇
Totalt 1989		90.5	4.6	162	
Reduksjon v/ tiltak		1.6	1.6	13.1	19.7
Etter tiltak	Kom. kloakk	45.7	0.6	39.0	
	Spredt bolig	7.9	1.1	20	
	Landbruk	17	0.5	33	
	Areal avrenn.	10	0.5	56	
	Nedbør på sjø	8	0.2		
	Annet	0.3	0.05	1.4	
Totalt		89	3.0	149	

Tilførsler til Ormefjorden (tonn/år):

		Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇
Totalt 1989		5.6	0.33	16	
Reduksjon v/tiltak		-3.1	-0.02	-2.7	-4.1
Etter tiltak	Kom. kloakk	3.3	0.07	3.2	
	Spredt bolig	0.2	0.05	0.5	
	Landbruk	-	-	-	
	Areal avrenn.	2	0.1	14	
	Nedbør på sjø	3	0.1		
	Annet	0.2	0.03	0.9	
Totalt		8.7	0.4	19	

Tilførsler til Langesundsfjorden (tonn/år):

		Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇
Totalt 1989		70.2	6.3	117	
Reduksjon v/tiltak		4.4	4.5	53.7	78.7
Etter tiltak	Kom. kloakk	43.6	0.6	39.4	
	Spredt bolig	4	0.5	8	
	Landbruk	1	0.03	2	
	Areal avrenn.	3	0.2	13	
	Nedbør på sjø	14	0.4		
	Annet	0.2	0.03	0.5	
Totalt		66	1.8	63	

Tilførsler til Langangsfjorden (tonn/år):

		Tot-N	Tot-P	TOC	BOF ₇
Totalt 1989		19.2	0.8	55	
Reduksjon v/ tiltak		3.3	0.2	5.4	8.2
Etter tiltak	Kom. kloakk	-	-	-	
	Spredt bolig	1	0.15	2.4	
	Landbruk	4	0.1	7	
	Areal avrenn.	6	0.2	40	
	Nedbør på sjø	5	0.1		
	Annet	0.1	0.02	0.2	
Totalt		16	0.6	50	

Effekten av endringene siden 1989

En eutrofimodell for fjordsystemet utenfor Breviksterskelen er under utarbeidelse, men er ennå ikke operativ. (En første bedømmelse av effekten for fjordene utenfor Breviksterskelen av reduserte tilførsler til Frierfjorden gjøres i disse dager.)

Analyser kan tyde på at det ikke er N-begrensninger for algevekst (Källqvist, 1991).

Eidangerfjorden

Utslippene til Eidangerfjorden av fosfor vil bli redusert med ca. 30%, mens utslippene av nitrogen og organisk stoff vil være av samme størrelsesorden som i 1989.

Utslippene av termotolerante koliforme bakterier (TKB) til Eidangerfjordens overflatelag vil bli sterkt redusert pga. den utvidede tilkobling til Heistad renseanlegg.

I Eidangerfjorden er endringene såvidt betydelige at det bør kunne forventes en forbedring av bakterieforholdene og muligens også av eutrofisituasjonen.

En videre forbedring av de hygieniske forhold i Eidangerfjorden forutsetter tiltak som forbedrer den hygieniske vannkvaliteten i Skienselva og Frierfjorden. Det gjelder spesielt ved direkte utslipp til brakkvannslaget nederst i Skienselva.

En forbedring av siktedypet i Eidangerfjorden er i stor grad avhengig av tiltak som reduserer utslipp av næringsalter til Frierfjordens overflatelag.

Ormefjorden

Under forutsetning av at det nye renseanlegget for Langangen vil ha utslipp til Ormefjorden, vil forurensningsbelastningen i Ormefjorden øke. Nitrogenbelastningen vil øke med ca. 50%. Utslipp av fosfor og organiske stoff øker også, men vil fortsatt være i samme størrelsesorden som i 1989. Utslippet av TKB til Ormefjorden vil i noen grad øke. Selv med denne økning er utslippene til Ormefjorden begrensede.

Ved utslipp til Ormefjorden fra det nye renseanlegget for Langangsfjorden bør utslippspunktet legges på dypt vann utenfor Hestholmen, med innlagring av avløpsvannet. Dypvannsutslipp ytterst i Langangs-

fjorden bør også vurderes. I disse tilfeller vil de antatte utslippsendringer neppe på negative effekter av betydning for rekreasjonmessig bruk.

I likhet med for Eidangerfjorden, vil også hygieniske forhold og siktedyp i Ormefjorden påvirkes av endringer i hygienisk vannkvalitet og næringssalttilførsler til Frierfjorden

Ytterligere tiltak

Både Heistad og Salen renseanlegg har dypvannsutslipp. Nitrogenrensing vil ikke ha betydning under forussetning at det ikke er N-begrensning for algeveksten. Utslippsendringer (både mengder og dyp) i Frierfjorden og andre deler av Grenlandsfjordene vil også ha effekt for Eidanger-/Ormefjorden.

Av ytterligere tiltak kan følgende vurderes:

- Redusere tilførslene fra Frierfjorden ved at tilførslene innenfor Brevik slippes ut og innlagres på dypt vann og/eller at tilførslene reduseres.
- Landbrukstiltak.
- Ytterligere tilkobling til renseanlegg av kommunal kloakk.

6. TILTAKSALTERNATIVER - MILJØGIFTER

6.1 VALG AV ALTERNATIVER

Miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Telemark, ønsker følgende to fremtidige utslippssituasjoner vurdert (utgangspunktet er utslippssituasjonen i 1989):

- Gjennomførte og igangsatte tiltak
- I tillegg til gjennomførte og igangsatte tiltak også tiltak mot forurensning fra sedimentene i Gunnekleivfjorden

Andre tiltak har også blitt vurdert, men er funnet å være uaktuelle.

De to utslippssituasjonene benevnes hhv. Alternativ 1 og Alternativ 2. Situasjonen i 1989 betegnes Alternativ 0.

Alt. 0: Tilførslene i 1989

Dataene for tilførslene av miljøgifter i 1989 hentes fra Rapport 3 i tiltaksanalysen (Bjerkeng et al. 1991).

Alt. 0: Utslipp i 1989:

Kilde:	kg/år					g/år
	Hg	HCB	OCS	5CB	PAH	TCDD-ekv.
Direkte fra industri	0.5	238	36	37	328	200
Avløpsvann	6	0.02	-	-	8	-
Gunnekleivfjorden	8	12	2	2	35	-
Deponier på land	3.5	-	-	-	-	-
Totalt	18.0	250	38	39	371	200

Alt. 1: Gjennomførte og igangsatte tiltak

Det er allerede skjedd vesentlige reduksjoner i tilførslene av miljøgifter til Frierfjorden. Frem mot 1995 vil disse bli ytterligere redusert gjennom igangsatte tiltak, krav til industrien samt egne intensjoner om reduksjoner.

Gjennomførte eller igangsatte tiltak som vil være gjennomført i 1995

inkluderer (jfr. Kap. 2):

Hydro Porsgrunn: Utslipp av klororganiske forbindelser (inkl. dioksiner) reduseres ned til utslippskravene for 1995, som for HCB, OCS og 5CB er hhv. 2.1, 0.5 og 0.5 kg/år, og for TCDD-ekv. er 0-5 g/år. Vi forutsetter at utslippene i sin helhet går til Frierfjorden.

Endringer i direkteutslipp til Frierfjorden:

	1989	Reduksjon	1995 (krav)
kg/år HCB	238	235.9	2.1
OCS	36	35.5	0.5
5CB	37	36.5	0.5
g/år TCDD-ekv	200	>195	<5

At direktetilførsler til Gunnekleivfjorden er stoppet vil også gi redusert transport fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden. På lang sikt, og i et betydelig langsommere tempo, kan det også forventes at utlekkingen fra sedimentene vil bli redusert.

Utlekkingen fra sedimentene i Gunnekleivfjorden i 1988 er i Skei (1989) beregnet til 0-2 kg/år for sum av HCB, OCS, 5CB og DCB. Sig av klororganiske miljøgifter fra landdeponier er satt til 0 kg/år. Hvis vi forutsetter at utlekkingen (på 2 kg) i størrelsesorden fordeler seg mellom HCB, OCS, 5CB og DCB i forholdet 6:2:2:1 (jfr. utlekkingsrater ved eksperimentelle forsøk med bunnsedimenter fra Gunnekleivfjorden gjengitt i Skei (1989)) gir dette en utlekkning i 1988 på ca. 1.1, 0.4, 0.4 og 0.1 kg for hhv. HCB, OCS, 5CB og DCB.

På basis av utlekkingsforsøk er utlekkingen av kvikksølv (for 1988) beregnet til 0-5 kg/år, men beregninger med utgangspunkt i transportverdier (massebalanse) antyder en utlekkning på ca. 6.5 kg/år (Skei, 1989). Direktetilførslen av kvikksølv til Gunnekleivfjorden ble redusert fra 1 kg/år i 1988 til 0.1 kg/år i 1989. Utslippet i 1995 antas å være i samme størrelsesorden som i 1989. Sig fra landdeponier antas også å være i samme størrelsesorden som i 1988, 0.2-0.5 kg/år.

Rapport 3 i tiltaksanalysen (Bjerkeng et. al., 1991) anslår i størrelsesorden 10 års responstid for klororganisk stoffer og ca. 10-30 år for kvikksølv ved endret utslippssituasjon. Den vesentlige reduksjonen i utslipp av klororganiske forbindelser til Gunnekleivfjorden skjedde i 1989, da utslippene opphørte. For kvikksølv ble utslippene vesentlig redusert omkring 1970 (Jarandsen 1990) med videre reduksjoner i slutten av 80-årene.

De nevnte antagelser om responstider i Bjerkeng et al. (1991) må anses å være beheftet med betydelig usikkerhet. Vi anser derfor at vi ikke har tilstrekkelig grunnlag for å anta en nedgang i utlekking innen 1995.

Vi antar dermed at utlekkingen av kvikksølv er i samme størrelsesorden i 1995 som i 1988 (ca. 6.5 kg/år) og at transporten ut av Gunnekleivfjorden er på ca. 7 kg/år. Tilsvarende antar vi at utlekkingen av klororganiske stoffer i 1995 er som i 1988 og at transporten ut av Gunnekleivfjorden er i samme størrelsesorden (1.1, 0.4 og 0.4 kg/år for henholdsvis HCB, OCS og 5CB).

Med disse forutsetninger blir transporten fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden som følger:

	1989	Reduksjon	1995
kg/år HCB	12	10.9	1.1
OCS	2	1.6	0.4
5CB	2	1.6	0.4
kg/år Hg	7	-	7

Kommunal kloakk: Reduksjoner av utslipp av kvikksølv og PAH som følge av tilkobling til renseanlegg (Knarrdalstrand).

	1989	Reduksjon	1995
kg/år Hg	6	2.8	3.2
HCB	0.02		<0.02
PAH	8	5.5	2.5

Enkelte tilleggstiltak må kunne antas å bli gjennomført innen 1995, enten som følge av krav fra SFT eller bedriftens egne målsettinger:

Hydro Porsgrunn: Utslipp av PAH (til Gunnekleivfjorden) fra kondensvannet fra Elkem kraftig redusert. Vi antar at 30% transporteres ut fra Gunnekleivfjorden til Frierfjorden:

	1989	Reduksjon	1995
Til Gunnekleivfj.	kg/år PAH 115	95	20
Fra Gunnekleivfj. til Frierfj.	kg/år PAH 35	25	6

Hydro Porsgrunn vil fortsatt ha et utslipp på 130 kg PAH/år direkte til Frierfjorden.

Redusert utlekking av Hg fra deponiene på Herøya (Saltlageret etc.) (antatt):

	1989	Reduksjon	1995
kg/år Hg	3.5	2.0	1.5

Elkem: Kraftig reduksjon av PAH utslippet i henhold til bedriftens egen målsetting.

	1989	Reduksjon	1995
kg/år PAH	198	178	20

Med disse forutsetninger får vi følgende utslippssituasjon i 1995:

Alt.1. (Gjennomførte, planlagte og antatte tiltak):

	kg/år					g/år
	Hg	HCB	OCS	5CB	PAH	TCDD-ekv.
Kilder:						
Hydro Porsgrunn	-	2.1	0.5	0.5	130	5
Elkem	0.5	-	-	-	20	-
Kom.kloakk	3.2	<0.02	-	-	2.5	-
Fra Gunnekleivfj.	7	1.1	0.4	0.4	6	-
Fra deponier	1.5	-	-	-	-	-
Totalt	12.2	2.7	0.7	0.7	158	5

Vi vil påpeke at det tildels er knyttet stor usikkerhet til antagelse-
ne om enkelte av utslippsendringene og til tilførslene fra Gunnekleiv-
fjorden.

Nye målinger av transporten ut av Gunnekleivfjorden vil kunne gi
opplysninger om effekten av de endrede utslipp til fjorden.

Alt.2: Alt 1 + overdekking av sedimentene i Gunnekleivfjorden

Det finnes en rekke mulige løsninger for å dekke over hele eller deler
av Gunnekleivfjordens sedimenter. I Kap. 2.5 har vi vurdert et tiltak
som i stor grad stopper utlekkingen fra bunnsedimentene, men som ikke
gir redusert utlekking fra landdeponiene. Overdekking av sedimentene
med en fiberduk og sand vil kunne gi denne effekten.

Vi har i omtalen av Alt.1 gjort den grove antagelse av utlekkingen i 1995, uten overdekking, vil være 1.1, 0.4 og 0.4 kg/år for hhv. HCB, OCS og 5CB, og 6.5 kg/år for kvikksølv.

Etter overdekking vil transporten av miljøgifter ut av Gunnekleivfjorden utgjøre den andel av de resterende utslipp og sig fra landdeponier som ikke sedimenterer. For klororganiske stoffer forutsetter vi at det verken er utslipp eller sig fra landdeponier (jfr. Alt. 1), og at det dermed heller ikke er noen transport ut av Gunnekleivfjorden. For kvikksølv gjør vi en grov antagelse (ut fra tallene for sig fra landdeponier og tilførslen fra Hydro Porsgrunn) at transporten ut fra Gunnekleivfjorden etter en overdekking er <0.2 kg/år.

Ved vurdering av effekten av overdekking forutsetter vi at transporten ut av Gunnekleivfjorden vil reduseres med like mye som utlekkingen fra sedimentene reduseres. Endringene i utlekking fra sedimentene blir da:

	1989	Reduksjon	1995
kg/år Hg	7	6.8	<0.2
kg/år HCB	1.1	1.1	-
OCS	0.4	0.4	-
5CB	0.4	0.4	-

Beregningene gir følgende utslippssituasjon i 1995:

Alt.2. (Alt 1 + overdekking av Gunnekleivfjorden):

Kilder:	kg/år					g/år
	Hg	HCB	5CB	OCS	PAH	TCDD-ekv.
Hydro Porsgrunn	-	2.1	0.5	0.5	130	5
Elkem	0.5	-	-	-	20	-
Kom.kloakk	3.2	<0.02	-	-	2.5	-
Fra Gunnekleivfj.	<0.2	-	-	-	6	-
Fra deponier	1.5	-	-	-	-	-
Totalt	5.4	2.1	0.5	0.5	158	5

Vi vil også her påpeke at det tildels er knyttet stor usikkerhet til antagelsene om enkelte av tilførselsendringene.

Tiltak utenfor Breviksterskelen

Utenfor Breviksterskelen tilføres Grenlandsfjordene bare mindre mengder miljøgifter ved utslipp av kommunalt avløpsvann. Hovedtilførselen må antas å komme med vannmassene fra Frierfjorden, selv om disse mengdene er ukjente.

Utslippene av kommunalt avløp vil endres ved økt tilknytning til Salen og Heistad renseanlegg. Dette vil redusere direkteutslippene som følger:

kg/år	1989	Reduksjon	Etter tiltak
Hg	1.4	0.3	1.1
HCB	0.004	0.001	0.003
PAH	1.6	0.7	0.9

6.2 VURDERING AV EFFEKTER AV TILTAK PÅ MILJØGIFTINNHold I FISK OG SKALLDYR

Gjeldende restriksjoner på omsetning, samt kostholdsrad for sjømat i Grenlandsfjordene, er gitt av Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT, 1991). Målet i Miljøpakke-Grenland er at fisk og skalldyr skal kunne brukes uten restriksjoner innen år 2000. Nåværende restriksjoner kan bare endres/oppheves helt eller delvis av næringsmiddelmyndighetene.

Kriterier for tolerable inntak av miljøgifter er ufullstendige, og de som finnes er gitt i form av maksimaldoser (f.eks. for HCB og OCS hos Dybing, 1990). Foreløpig mangler offisielle maksimalkonsentrasjoner, som direkte kan sammenlignes med miljøgiftinnholdet i ulike arter, slik dette observeres innen Statlig program for forurensningsovervåking og andre undersøkelser. Foreløpige forslag til kriterier (maksimalkonsentrasjoner) for oppfyllelse av miljøpakkens mål er gitt i rapport 1 av tiltaksanalysen (Knutzen, 1990) og gjort videre operasjonelle mht. fjordavsnitt i rapport 2 (Gulbrandsen, 1990)

I det følgende er nåværende tilstand og forventet utvikling innenfor og utenfor Breviksterskelen sett i relasjon til de forslagsvise grensene. For referanser til eldre data som omtales, henvises til sammenstillingen i rapport 3 i tiltaksanalysen (Bjerkeng et al., 1991).

Uten overdekking av bunnen anses det usannsynlig at miljøgiftnivåene i fisk fra Gunnekleivfjorden kan nå akseptable nivåer innenfor det aktuelle 10-års perspektiv. Begrunnelsen for dette er at en betydelig del

av de sterkt forurensede sedimentene (Næs, 1989) ligger så grunt at de er utsatt for periodisk oppvirvling (forutsatt at ikke sedimentene i fjorden overdekkes).

1990 har vært at forandringens år ved at utslippene av klororganiske stoffer er drastisk redusert (størrelsesorden $>95\%$). Situasjonen i resipienten er derfor i betydelig bevegelse. Utslagene av minsket belastning er foreløpig bare delvis kjent, idet ikke alle analyseresultater fra overvåkingen i 1990 foreligger. Beskrivelsen av "nåværende tilstand" er følgelig med store forbehold.

6.2.1 Kvikksølv

I de senere år har kvikksølvnivåene bare vært fulgt regelmessig i torsk. Både i 1989 (Knutzen og Green, 1990) og 1990 (under rapportering) var gjennomsnittsnivået i filet av et 50-talls torsk 0.22-0.23 mg/kg v.v. Dette er under grenser som praktiseres i andre land, og nær det foreslåtte målkriterium på 0.2 mg/kg, som også tar hensyn til storspisere av fisk. Blåskjell har i lengre tid hatt et problemfritt innhold av kvikksølv, og det samme gjelder sannsynligvis krabbe, der det for omkring 10 år siden ble registrert 0.15-0.25 mg/kg v.v. I den grad torsk er representativ for fisk generelt, skulle det ut fra 1989-90 dataene være grunn til å være noe mer optimistisk enn tidligere uttrykt (Knutzen, 1990) mht. å nå miljöpakkemålene i løpet av få år og i et hvert fall innen 1995.

Det er imidlertid to forbehold til en slik konklusjon. Det ene er om nivået av kvikksølv i torsk 1989-90 gjenspeiler en reell tendens. Dette kan synes noe tvilsomt på bakgrunn av den bare svake nedadgående tendens etter den betydelige balastningsreduksjonen fra 1976 og at utviklingen i torsk og sedimenter i stor grad synes parallell og muligens koblet (Bjerkeng et al. 1991). Imidlertid har det også skjedd ytterligere reduksjoner i de direkte utslippene etter 1987, da kloralkaliefabrikken ble nedlagt (Jarandsen, 1990), samtidig som "fortynning" ved nytt sediment vil gjøre seg ytterligere gjeldende frem mot 1995.

Den andre usikkerheten gjelder virkningen av at fisk vandrer mellom Gunnekleivfjorden og Frierfjorden. Særlig vil dette gjelde ål, skrubbe (rødspette?) og sjøørret. I overvåkingsprogrammet for 1991 er det lagt inn kvikksølvanalyser på disse tre artene slik at denne siden av problemet blir noe bedre belyst.

Utenfor Breviksterskelen er det ikke indikasjoner på at kvikksølvinnholdet i fisk er betenkelig fra et næringsmiddelhygienisk synspunkt.

6.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Forekomstene av disse stoffene er bare fulgt i blåskjell (fra Croftholmen, Langangsfjorden og Helgeroa - bare fåtallige skjell i Frierfjorden). Konklusjonen fra 1989-overvåkingen var at nivået trolig hadde gått ned, samsvarende med betydelig redusert belastning etter 1987, men at tallene var usikre pga. analysetekniske problemer (Knutzen og Green, 1990).

De foreløpige resultater for 1990 synes å bekrefte et moderat PAH-innhold (forbehold pga. reanalyse), men det var fremdeles såvidt stor forekomst av potensielt kreftfremkallende forbindelser at det antagelig vil bli betraktet som betenkelig av næringsmiddelmyndighetene (således høyere enn foreslåtte målkriterier).

Flere forhold gjør det svært problematisk å spå utviklingen for PAH. Det gjelder såvel mangelfulle kunnskaper om bakgrunnsnivåer og årsaken til disses fluktasjoner (mulighet for episodisk påvirkning o.a.) som mistanke om analysetekniske problemer (Knutzen, 1990a, 1991, Knutzen og Green, 1990). Videre har grunnlaget for å beregne belastningen vært ganske usikkert inntil de siste par årene.

Såfremt de nå angitte totalbelastninger for 1989 og 1995 (etter gjennomføring av tiltakene i Alternativ 1 nevnt foran), er tilnærmet riktige, burde PAH-nivåene i blåskjell nærme seg et diffust bakgrunnsnivå. Grunnen til dette er at den diffuse belastningen via ferskvannstilrenning antagelig vil være av størrelsesorden 200-500 kg/år (antatt 20-50 µg PAH/m³ i overflatevann, kfr. Knutzen, 1989) - mao. overstige de direkte utslipp.

Siden PAH ikke anrikes med høyere ledd i næringskjedene (Knutzen, 1989), skal det teoretisk ikke opptre vesentlig forhøyede konsentrasjoner i krabbe og fisk annet enn ved vedvarende direkte kontakt med forurensede sedimenter. Sonderende analyser av krabbe, ål og skrubbe vil bli gjort innen overvåkingsprogrammet i 1991, for å få inn data som hittil har manglet fra Grenlandsfjordene.

Med forbehold for krabbe og bunnfisk fra Frierfjorden, skulle ikke PAH være medvirkende årsak til restriksjoner på utnyttelse av spiselige organismer etter 1995, med mindre episodiske påvirkninger fra skips- og småbåttrafikk er så hyppige at blåskjell stadig får betenkelig innhold av PAH. (I den forbindelse kan man også være oppmerksom på midlertidig påvirkning ved lavlandsflom om våren og tilhørende utspyling av PAH opparbeidet i nedbørfeltet gjennom vinteren).

Ovestående resonnement forutsetter at de utslippstall det opereres med er noenlunde riktige; videre at det er spillerom for en viss forekomst av potensielt kreftfremkallende PAH i spiselige organismer. Selv om slike stoffer generelt er uønsket i mat, finnes de i en rekke vanlige næringsmidler (Larsson, 1986), og det er behov for å få konkretisert faregrenser.

6.2.3 Polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner (PCDF/PCDD)

Før utslippsreduksjonene i 1. halvår 1990 måtte nivåene av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i fisk og krabber fra Frierfjorden og blåskjell fra Croftholmen/Breviksfjorden reduseres med i størrelsesorden 10-100 ganger for å komme ned til de tentative målkriteriene for spiselighet (Knutzen, 1990), avhengig av hvilke organismer og vev som ble behandlet.

Fisk og krabber fra Breviksfjorden/Langesundsfjorden lå noe bedre an med et "reduksjonbehov" på 5-50 ganger, mens blåskjell også lenger ut i fjorden viste seg å kunne ha like høyt innhold som ved Croftholmen (Berge og Knutzen, 1991), dvs. ~100 ganger så høyt som målkriteriet. Også reker fra Breviksfjorden hadde et dioksininnhold i hvert fall 20 ganger så høyt som det man kan tenke seg som "akseptabelt".

Det må understrekes både at datamaterialet av spiselige organismer er ganske sparsomt mht. artsrepresentasjon og antall observasjoner, samt at de endelige grunnverdier som næringsmiddelmyndighetene kommer til kan fravike de foreløpige forslag. Ovennevnte tall for "reduksjonsbehov" er følgelig bare omtrentlige.

Forutsigelse av utviklingen etter utslippsreduksjonen vanskelig gjøres av mangelfulle kunnskaper om hva som er viktigste opptaksvei av disse stoffene i fisk og krabber. Til dels er det motstridende erfaringer og konklusjoner som er trukket fra både eksperimenter og feltstudier. I noen grad vil stoffene kunne oppføre seg forskjellig pga. at molekylstørrelsen spiller en rolle for gjennomtrengligheten av membraner (gjeller, tarmepitel). Selv om den herskende oppfatning heller i retning av å betone opptak via vann som generelt viktigst for klorerte hydrokarboner, er det også eksempler på at opptak ved kontakt med sediment eller via næring er dominerende (se referanser i Knutzen, 1987, Eklund, 1989, Broman, 1990).

Ut fra resultater fra opptaksforsøk med skrubbe og krabbe eksponert for forurenset Frierfjordsediment (og porevann) over 3 måneder konkluderte Berge og Knutzen (1991) med at næringskjedeopptak syntes å

måtte forklare de markert høyere PCDF/PCDD-nivåer observert i de samme artene fra resipientområdet. Kuehl et al., 1987, Muir et al., 1988 og Batterman et al, 1989) konkluderte også med at næring syntes mest viktig som kilde for PCDF/PCDD i fisk.

Utskillelsestiden av PCDF/PCDD synes ikke spesielt lang i fisk (halveringstider i størrelsesordenen 10-100 dager, kfr. Niimi, 1987, se også Muir et al, 1990). Følgelig vil høye nivåer være avhengig av vedvarende høy belastning.

Antas en vesentlig del av belastningen å komme via byttedyr, vil fisk som beiter på bunnfauna i Frierfjorden i de nærmeste årene fremdeles være vesentlig mer utsatt enn tilsvarende arter som har næringen i Brevikfjorden. Analyser av bløtbunnfauna har vist ca. 6 ganger så høyt innhold av TCDD-ekv. i dyr fra Frierfjorden sammenlignet med dyr fra Brevikfjorden (Berge og Knutzen, 1991). Dette er omtrent proporsjonalt med forurensningsgraden i sedimentene fra de to områdene (Næs og Oug, 1991).

Ut fra antagelsen om at belastning via næring spiller stor rolle, vil forbedringen bli vesentlig langsommere i krabbe og bunnfisk som spiser bunndyr med høyt dioksininnhold (Berge og Knutzen, 1991). For flyndre-arter, ål og krabbe i Frierfjorden synes det tryggest å regne med et 10-års perspektiv før dioksininnholdet kan nærme seg det akseptable.

Anslaget må innrømmes å være usikkert, men det kan bl.a. pekes på data fra Kristiansandsfjorden. Med et anslått årlig utslipp på under 10 g TCDD-ekv., og sedimentniåver på omkring 1/10 av det som finnes i Frierfjorden (Næs og Oug, 1991), er det i skrubbefilet konstatert et innhold på 5-15 ng/kg våtvekt (Knutzen et al., 1991). Det synes for optimistisk å anta at sedimentnivåene og den øvrige restbelastning i Frierfjorden skal kunne reduseres til 1/10 av dagens situasjon i de innerste delene av Kristiansandsfjorden innen vesentlig kortere tid enn 10 år. Også krabbene fra indre Kristiansandsfjorden viser overkonsentrasjoner, men i mindre grad enn skrubbe.

For bunndyretende fisk og krabber må det antas da at det avgjørende vil være hvor raskt konsentrasjonene vil avta i sedimentet. Siden det er lite vitnesbyrd om nedbrytning av PCDF/PCDD hos akvatiske mikroorganismer og virvelløse dyr, forutsettes dette vesentlig å skje ved fortykning med de lite forurensede partiklene som etter juni 1990 vil overlagre bunnavleiringer. Pga. av biologisk omrøring i sedimentet vil også denne fortykningen skje langsomt.

På ovenstående grunnlag er det vanskelig å forespeile mindre enn et 10-års perspektiv for å nå akseptabelt dioksininnhold i flyndrearer, ål og krabbe fra Frierfjorden. Utgangspunktet er bedre for fremtidig utnyttelse av disse arter fra Brevikfjorden, men sedimenteringsraten (fortynningen) er generelt langsommere, og det blir spekulativt å tallfeste forskjellen mellom de to områdene.

Hurtigst reduksjon i forurensningsnivået vil sannsynligvis nås i arter som sild, brisling, sei og makrell som jager i de frie vannmasser. Her bør det kunne ventes markert forbedring og muligens akseptable nivåer i løpet av 1-2 år, også i Frierfjorden.

Mer usikkert er det med sjørret som i hvert fall delvis søker sin næring i form av bunndyr på grunt vann. Slike dyr vil neppe være så belastet som bløtbunnsfauna fra dypere vannlag (eksponert fra forurensete sedimenter), idet forurensete sedimentgrunnere enn 10-20 m stort sett vil transporteres mot dypere liggende bunn. Imidlertid er det en usikkerhet i hvilken grad sjørret fra Frierfjorden også søker næring i Gunnekleivfjorden, likeledes hyppigheten av vandring mellom Frierfjorden og utenforliggende områder.

Arter som torsk, kolje og hvitting har dyr på bløtbunn som en varierende andel av dietten. På bakgrunn av tidligere erfaringer med betydelig reduksjon i torsks innhold av andre klororganiske forbindelser ved minskning av utslippene, kan det antas at den direkte belastningen på vannmassene har spilt en betydelig rolle. Ogå dioksinanalyse av eldre blandprøver av torskelever fra før og etter forrige utslippsreduksjon (1975/1976) indikerte tydelig respons hos torsk (Knutzen, 1991c). Av dette følger at det bør kunne forventes en betraktelig bedring nokså raskt (1991-1992), men kunnskapsgrunnlaget mht. til den tidligere relative betydning av belastning som stammet fra forurenset bløtbunnsfauna er for dårlig til å antyde noe konkret tidsramme for når torsken fra Frierfjorden igjen er spiselig. Bare resultatene fra overvåkingen de kommende par år vil gi grunnlag for å bedømme utsiktene frem mot 1995-2000 på en mer tilfredsstillende måte.

Nivået av TCDD-ekv. i torsk fra Brevikfjorden har i henhold til de fåtallige data man har, ligget på 1/2-1/4 av i Frierfjordtorsk, hhv. for filet og lever (Knutzen og Oehme, 1988). Imidlertid er dette usikre forholdstall bla. pga. varierende utslag av vandring.

Blåskjell viste i opptaks/og utskillelsesforsøk relativt hurtig utskillelse av PCDF/PCDD, med en halveringstid på omkring 6 uker for TCDD-ekv. (Berge og Knutzen, 1991). Overvåkingsresultater viste også en 80-90% reduksjon i skjellenes dioksininnhold vel 3 måneder etter

utslippsreduksjon, noenlunde samsvarende med nedgangen i HCB-innholdet (Bente Jarandsen, Hydro Porsgrunn/Forskningsssenteret, pers medd.) Dette er imidlertid fremdeles mer enn 10 ganger det foreslåtte mål kriterium og enda mer i forhold til "bakgrunnsnivået".

Usikkerheten mht. blåskjells respons ligger vesentlig i følgende forhold:

- mulig langtidslager i tillegg til skjellenes korttidslager av disse stoffene.
- effekten av fortsatte utslipp på 5-10 g TCDD-ekv. pr. år.
- størrelsen av diffus belastning fra forurensede omgivelser, herunder størrelsen av transporten av PCDF/PCDD fra Gunnekleivfjorden (der det pga. tekniske vanskeligheter ikke lyktes å måle utlekkingen av sedimentene, kfr. Konieczny et al., 1991).

Om de fortsatte direkte utslipp på 5-10 g/år kan sies at med tilsvarende utslipp i Kristiansandsfjorden bare er registrert noe over 0.5 ng TCDD-ekv./kg våtvekt ("målekriteriet") mer enn 8 km fra kilden (Knutzen et al. 1991). Dette, sammen med at den totale mobiliseringen fra sedimenter er sannsynliggjort å være liten (Konieczny et al., 1991), gjør at utsiktene for blåskjell skulle være lyse. Så snart forurensningen av gruntvannsavleiringer er redusert ved utvasking/transport mot dypet (1-2 år), skulle skjellene ha nådd en ny og vesentlig lavere "likevektstilstand" Hvor langt ned mot 1 ng TCDD-ekv./kg våtvekt dette kan komme kan først antydes etter at overvåkingsresultater for 1991 foreligger. Noe lavere enn dette er usannsynlig for skjell fra Brevikfjorden.

6.2.4 Øvrige klororganiske stoffer

Med "øvrige" stoffer siktes ikke bare til de kjente hovedkomponenter (HCB/OSC etc.) i avløpsvannet fra magnesiumfabrikken, men også mulig forekomst av klorerte naftalener og coplanare (plane) PCB mm. Før kriterier for restriksjonsfritt bruk av spiselige organismer fastsettes er det påkrevet med en totaloversikt. Sonderende undersøkelser av forekomsten av hittil lite observerte klor-/bromorganiske stoffer vil gjøres innen Statlig program for forurensningsovervåking i 1991.

De tidligere hovedkomponenter i utslippet til magnesiumfabrikken behandles ikke videre her fordi PCDF/PCDD uten sammenligning er mest

kritisk mht. oppfyllelse av målet for utnyttelse av fjordområdenes ressurser av spiselige organismer. Dette ses hvis man ser på forholdet mellom tolerable ukedoser (Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988, Dybing, 1990) og anslag for tenkelige fremtidige konsentrasjoner av TCDD, HCB og OCS i Breviksfjordorganismer. Mens tolerabelt livslangt ukeinntak ut fra TCDD-kravene henholdsvis for torskelever, krabbeinnmat, sjøørret og blåskjell ligger i størrelsesordenen 0.02, 0.04, 0.4 og 1 kg fås ut fra OCS-kravene i størrelsesordenen 0.5, 10, 2 og 100 kg.

6.2.5 Oppsummerende kommentarer

Det nåværende grunnlag tillater ikke tilforlidelige prognoser for når målet om fritt konsum av fisk/skalldyr kan oppfylles. Årsaken er en kombinasjon av manglende kunnskaper om flere naturforhold, usikkerhet omkring restbelastningen fra forurensede omgivelser (herunder Gunnekleivfjordens direkte (transportmessige) og indirekte (næringskjedemessige) rolle), samt at det ikke foreligger offisielle maksimalt tillatelige konsentrasjoner for de aktuelle stoffene.

Så lenge det bare foreligger maksimalt tolerable doser, må det konstrueres dietter for tenkte utsatte grupper for å bedømme hva som kan anses akseptabelt. Konkretisert synes dette nærmest å måtte bety en vurdering av hvilke ekstremtilfeller for inntak av torskelever/krabbeinnmat o.l. som er tenkelige.

Kritisk for om og når kravene til spiselighet av fisk/skalldyr skal kunne oppfylles er grensen for tolerabelt inntak av TCDD-ekvivalenter. Hvis problemet hadde begrenset seg til hovedkomponentene av klororganiske stoffer (HCB, OCS, etc.) hadde man antagelig kunnet forespeile måloppfyllelse for Frierfjorden innen en 5 års periode og for utenforliggende områder innen et par år (med forbehold for mulig kritiske nivåer av hittil ikke registrerte stoffer, spesielt plane PCB).

På bakgrunn av de meget små mengder PCDF/PCDD som skal til for å gi uakseptable nivåer i spiselige organismer fremtrer følgende som viktig for å begrense belastningen og følge utviklingen:

- Fortsatte bestrebelser for å minimalisere utslippene fra magnesiumfabrikken - regelmessige kontrollmålinger av avløpsvannets innhold av PCDF/PCDD.
- Måling av transporten av PCDF/PCDD ut fra Gunnekleivfjorden.
- Minst mulig forstyrrelse av forurensede sedimenter,

aktpågivenhet i forbindelse med mudring, samt ved skipstrafikk på grunt vann (<20 m) i Frierfjorden. Vurdering av overvåkingsbehov i forbindelse med påkrevet mudring.

- Undersøkelse av i hvilken grad sjøørret kan ha periodisk opphold i Gunnekleivfjorden.

7. AVSLUTTENDE KOMMENTARER

Målene for Grenlandsfjordene er knyttet til badevannskvalitet og spiselighet av fisk og skalldyr.

I Rapport 2 i tiltaksanalysen (Gulbrandsen, 1990) foreslo vi fire ulike ambisjonsnivåer med hensyn på fremtidig måloppnåelse for badevannskvalitet og spiselighet av fisk og skalldyr. Nedenfor vil vi se de ulike ambisjonsnivåer i relasjon til de vurderinger av effekter av tiltak som er gjort i denne rapporten.

Badevannskvalitet

Ambisjonsnivåene nedenfor refererer til klassebetegnelser i SFTs vannkvalitetskriterier (SFT, 1989) gjengitt i Gulbrandsen (1990).

Ambisjonsnivåer:

1. Skienselva, Volls fjorden, Eidangerfjorden og Ormefjorden skal ha badevannskvalitet av Klasse 1.
2. Skienselva og Volls fjorden skal ha hygieniske forhold av Klasse 1, mens andre parametre skal tilfredsstillende Klasse 2. Eidangerfjorden og Ormefjorden skal ha badevannskvalitet av Klasse 1.
3. Skienselva og Volls fjorden skal ha badevannskvalitet av Klasse 2. Eidangerfjorden og Ormefjorden skal ha hygieniske forhold av Klasse 1, mens andre parametre skal tilfredsstillende Klasse 2.
4. Skienselva, Volls fjorden, Eidangerfjorden og Ormefjorden skal ha badevannskvalitet av Klasse 2.

Selv etter etablering av Knarrdalstrand renseanlegg må man regne med at overløpsutslipp i perioder vil medføre hygieniske forhold i Skienselva av Klasse 3, kanskje også Klasse 4, særlig i øvre deler av elven. Hygieniske forhold i Volls fjorden vil antagelig være av Klasse 2, men periodevis muligens i Klasse 3. Eidanger- og Ormefjorden vil antagelig ha hygieniske forhold tilsvarende Klasse 1(-2).

Siktedypet antas å tilfredsstillende kravene til Klasse 1 dersom utslippene av organisk stoff fra Union reduseres som beskrevet i Kap. 3.

Dette innebærer at de hygieniske forhold, særlig Skienselva, medfører at ingen av ambisjonsnivåene, selv ikke det laveste, vil nås. Am-

bisjonsnivåene 3 og 4 vil antagelig bli nådd med unntak for Skienselva.

For å bedre de hygieniske forholdene i Skienselva og Volls fjorden (med effekt også i Eidanger- og Ormefjorden) bør overløpsutslippene til elven reduseres og/eller legges som dyputslipp samt at utslippet fra Knarrdalstrand føres ut på dypt vann i Frierfjorden.

Spiselighet av fisk og skalldyr

Ambisjonsnivåene nedenfor refererer til målkriteriene fra Rapport 1 i tiltaksanalysen (Knutzen, 1990). Uttrykket "full måloppnåelse" som brukes nedenfor innebærer at alle målkriteriene mht. ubegrenset konsum av sjømat fra Grenlandsfjordene gitt i Knutzen (1990) oppfylles.

Ambisjonsnivåer:

1. Full måloppnåelse for hele fjordområdet, inkl. Gunnekleivfjorden.
2. Full måloppnåelse for hele fjordområdet, ekskl. Gunnekleivfjorden.
3. Full måloppnåelse utenfor Brevik. Måloppnåelse for fiskefilet, også innenfor Brevik (ekskl. Gunnekleivfj.), men restriksjoner mht. konsum av krabbeinmat, torskelever o.l.
4. Måloppnåelse for fiskefilet for hele fjordområdet (ekskl. Gunnekleivfj.), men restriksjoner mht. konsum av blåskjell, krabbeinmat, torskelever o.l.

I forhold til dagens situasjon innebærer Nivå 1 at alle restriksjoner mht. konsum av fisk og skalldyr oppheves. Fra og med Nivå 2 settes det ikke lenger krav til spiselighet av fisk og skalldyr fra Gunnekleivfjorden. Ved Nivå 3 oppheves alle restriksjoner utenfor Brevik samt restriksjonene mht. konsum av fiskefilet innenfor Brevik. Nivå 4 innebærer at restriksjonene mht. konsum av fiskefilet oppheves i hele fjordområdet.

Uten overdekking av bunnen anses det usannsynlig at miljøgiftnivåene i fisk fra Gunnekleivfjorden kan nå akseptable nivåer innenfor en 10-års periode.

Kritisk for om og når kravene til spiselighet av fisk/skalldyr skal kunne oppfylles, er grensen for tolerabelt inntak av TCDD-ekvivalenter.

Det kan synes at det minst vil gå 10 år før man oppnår akseptabelt dioksininnhold i flyndrearter, ål og krabbe fra Frierfjorden. Tidsperioden frem til akseptable nivåer kan nås, vil variere for de ulike artene.

I hovedsak er utgangspunktet bedre for Breviksfjorden, men det er vanskelig å anslå hvor mye raskere forholdene vil bedre seg utenfor enn innenfor Breviksterskelen.

Gjeldende restriksjoner på omsetning, samt kostholdsråd for sjømat i Grenlandsfjordene er gitt av Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT, 1991). Nåværende restriksjoner kan bare endres/oppheves helt eller delvis av næringsmiddelmyndighetene.

LITTERATUR

- Akselberg, Ø., 1990. Forurensningstransport i Børsesjøvassdraget i flomperioden januar og februar 1990. Fylkemannen i Telemark, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 13/90. 13 s. + vedlegg.
- Batterman, A.R., P.M. Cook, K.B. Lodge, D.B. Lothenbach og B.C. Butterworth, 1989. Methodology used for a laboratory determination of relative contributions of water, sediment and food chain routes of uptake for 2, 3, 7, 8-TCDD bioaccumulation by lake trout in Lake Ontario. *Chemosphere* 19:451-458.
- Berdal Strømme a.s., 1990. Skien og Porsgrunn kommuner, Systemanalyse Knarrdalstrand rensedistrikt. 57 s. + bilag
- Berge, J.A. og J. Knutzen, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3. Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgiftinnhold i bunndyr fra Frierfjorden og Brevikfjorden. NIVA-rapport O-8959041E-90406, L.nr. 2573, 143 s.
- Bjerkeng, B. og J. Molvær, 1981. Knarrdalstrand kloakkrensning anlegg. Innlagring av avløpsvann i Frierfjorden. NIVA-rapport O-80088. L.nr. 1267. 28 s.
- Bjerkeng, B., J. Knutzen, R. Gulbrandsen og J. Skei, 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3. Omsetning av miljøgifter. NIVA-rapport O-900227, E-90425. In prep.
- Broman, D., 1990. Transport and fate of hydrophobic organic compounds in the Baltic environment - polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. Doktorgradsavhandling, Stockholm Univ. Akademityck. 76 s + vedlegg. ISBN 91-87272-20-2
- Baalsrud, K. og J. Mangnusson, 1990. Eutrofisituasjonen i Ytre Oslofjord. Hovedrapport. Statlig program for forurensningsovervåking rap. nr. 427/90. NIVA-rapport O-8907509. L.nr. 2480. 116 s.
- Dybing, E., 1990. Langtidsforsøk med heksaklorbenzen (HCB) og okta-klorstyren (OCS). Upubl. notat, Statens institutt for folkehelse, 4 s.

- Eklund, R., 1989. Bioaccumulation and biomagnification of hydrophobic persistent compounds as exemplified by hexachlorobenzene. S. 128-149 i L. Landner (red.): Chemicals in the aquatic environment. Advanced hazard assessment. Springer-Verlag, Berlin, etc.
- Gameson, A.L.H., 1986. Investigations of Sewage Discharges to some British Coastal Waters. Chapter 8. Bacterial Mortality. Part 3. TR. 239, Water Research Centre. Medmenham. England.
- Gulbrandsen, R., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene, Rapport 2, Operasjonalisering av målene. NIVA-rapport 0-90027. L.nr. 2485. 23 s.
- Golmen, L. og Molvær, J., 1990. Resipientovervåking i Volls fjorden i Telemark. Oppfølgende undersøkelser i 1989. NIVA-rapport nr.2390.
- Helsedirektoratet, 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann. Rev. utgave nov. 1976.
- Ibrekk, H.O. og R. Gulbrandsen, 1989. Overvåking av Grenlandsfjordene. Delprosjekt: Forurensningstilførsler. Statlig program for forurensningsovervåking rap. nr. 356/89. NIVA-rapport 0-8000371. L.nr. 2253. 36 s.
- Jarandsen, B., 1990. Miljøovervåking - Grenland. Nivå av kvikksølv i blåskjell fra Grenlandsfjordene (1975-1989). Hydro, Forsknings-senteret Porsgrun. Prosj.nr. P30095.061. 12 s. + bilag.
- Knutzen, J. og K. Øren, 1983. Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 4. Avløpsvannets innhold av miljøgifter. NIVA-rapport 0-81006. L.nr. 1508. 35 s.
- Knutzen, J. og K. Øren, 1983. Miljøgifter i kommunalt avløpsvann - Vurderinger av effekter ved utslipp i sjøvann. VANN-3-83
- Knutzen, J. 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 0-87189/E-88445, L.nr. 2205), 107 s.
- Knutzen, J., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene, Rapport 1, Forslag til målekriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat. NIVA-rapport 0-90027. L.nr. 2469. 45 s.
- Knutzen, J., 1990c. Polyklorete dibenzofuraner (dioksiner og andre

- persistente klororganiske forbindelser i sjøørret fra Klosterfoss/Skienselva oktober 1989. NIVA-rapport O-89227 (løpenr. 2393), 13 s.
- Knutzen, J., 1991a. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1990. NIVA-rapport O-899504/E-90446, L.nr. F-529, 15 s.
- Knutzen, J., 1991b. Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i krabber fra Grønlandsfjordene og Telemarkskysten høsten 1990. NIVA-rapport O-90194 (in prep.)
- Knutzen, J., 1991c. Overvåking av miljøgifter i skalldyr og fisk fra Grønlandsfjordene 1990. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking (in prep.)
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357, L. nr. 2554, 183 s.
- Konieczny, R., J. Knutzen og J. Skei, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2. Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport O-895902/E-90406 (løpenr. 2572), 80 s.
- Kuehl, D.W., Cook, P.M., Batterman, A.R., Lothenbach, D. og Butterworth, B.C., 1987. Bioavailability of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans from contaminated Wisconsin river Sediment too carp. Chemosphere 16:667-679.
- Källqvist, T., P. Brettum og U. Efraimsen, 1991. Eutrofiundersøkelse i Grønlandsfjordene. Planteplankton og næringsalter i overflatelaget. NIVA-rapport O-800371, O-800374.
- Larsson, B., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Swedish foods. Aspects on analysis, occurrence and intake. Akademisk avhandling for doktorgrad. SLU, Uppsala. 59 s + vedlegg.
- Lindestrøm, L., 1987. En bedömning av nuvarande och framtida miljöförhållanden i recipientsystemen nedströms Union Bruk, Skien. Svenska MiljöForskarGruppen F7/055

- Magnussen, K. og J.H. Sandberg, 1989. Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning. Oslo, november 1989.
- Miljøstyrelsen, 1983. Vejledning fra Miljøstyrelsen. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del II. Kystvande. København.
- Molvær, J., 1987. Håsteinfjorden som resipient. Vurdering av vannkvalitet. NIVA-rapport 0-86103. L.nr. 1973. 39 s.
- Molvær, J., Bokn, T., Kirkerud, L., Kvalvågnæs, K., Nilsen, G., Rygg, B. og Skei, J., 1979. Resipientundersøkelse av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport nr. 8. Sluttrapport. NIVA-rapport nr. 1103.
- Molvær, J. og Stigebrandt, A., 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Undersøkelser av vannutskiftning i fjordene. Statlig program for forurensningsovervåking rapp. nr. /91. NIVA-rapport nr. . (in prep.)
- Muir, D.C.G., A.L. Yarechevski, D.A. Metner m.fl., 1990. Dietary accumulation and sustained hepatic mixed function oxidase enzyme inductions by 2, 3, 4, 7, 8- pentachlorodibenzofuran in rainbow trout. Environ. Toxicol. Chem. 9: 1463-1472.
- Niimi, A.J., 1987. Biological half-lives of chemicals in fishes. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 99:1-46.
- NIVA, 1961. Undersøkelse av forurensningen av Skienselva, Frierfjorden og Eidangerfjorden, sommeren 1960. 0-190. 27 s.
- Næringsmiddelkontrollen i Porsgrunn, 1969. Undersøkelse av forurensning av Eidangerfjorden, sommeren 1969. Notat. Upublisert. 26 s.
- Næs, J. og E. Oug, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konstrasjoner og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport 0-895903/E-90406 (løpenr. 2570), 193 s.
- Ormerod, K.S. og J. Molvær, 1983. Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 6: Hygieniske effekter. NIVA-rapport 0-81006. L.nr. 1568. 43 s.
- Senter for jordfaglig miljøforskning, 1990. Avrenning og effekter av

- tiltaket i landbruket, Delrapport Nordsjøplanen. Jordforsk. Ås.
- Skei, J., K.L. Seip, I. Tveit, P. Strømsnes, O. Skeie og R. Bøen, 1989. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 3. Tiltaksanalyse. NIVA-rapport 0-89052, L.nr. 2261. 68 s.
- Skei, J., 1991. Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensende masser i det marine miljø. Fase 1: Evaluering av dagens kunnskap. NIVA-rapport, L.nr. 2560. 26 s.
- Statens forurensningstilsyn, 1990. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Rapport TA-630. Hovedredaktør: H. Holtan, NIVA.
- Staten forurensningstilsyn, 1990. Årsrapport 1989 for industriforurensning i Nedre Telemark.
- Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), 1989. Kostholdsrad. Orientering om miljøgifter i fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene. Omsetningsforbud. Krabber fra kysten av Telemark. Fakta om dioksiner. Fakta om PAH. Brosjyre, juni 1989.
- Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), 1991. Pressemelding om omsetningsforbud og kostholdsrad Grenlandsfjordene. Forskrifter om omsetningsforbud for fisk og skalldyr fanget i nærmere angitte geografiske områder. Juni, 1991.
- Stigebrandt, A. og J. Molvær, 1990. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 2. Modell for miljøeffekter fra utslipp av næringsalter, oppløst og partikulært materiale. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport nr. 429/90. NIVA-rapport 0-8000378. L.nr. 2534. 74 s.
- Ødegaard, H., G. Thorvaldsen, B. Storebråten og J. Skjefstad, 1978. Reduksjon av E.coli ved kjemisk felling av avløpsvann. VANN-3-78.

VEDLEGG

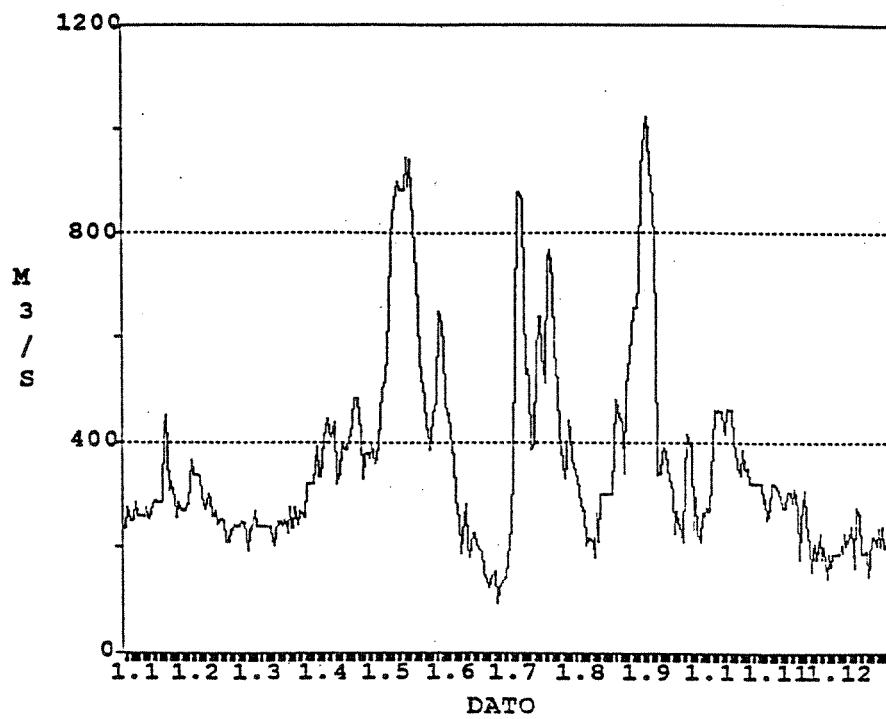
Vedlegg 1

Vannføring ved Skotfoss i 1988.

Vedlegg 2

Resultater av kjøring av Frierfjordmodellen for 6 alternativer.

Vedlegg 1.



Døgnverdier av vannføring ved Skotfoss 1988

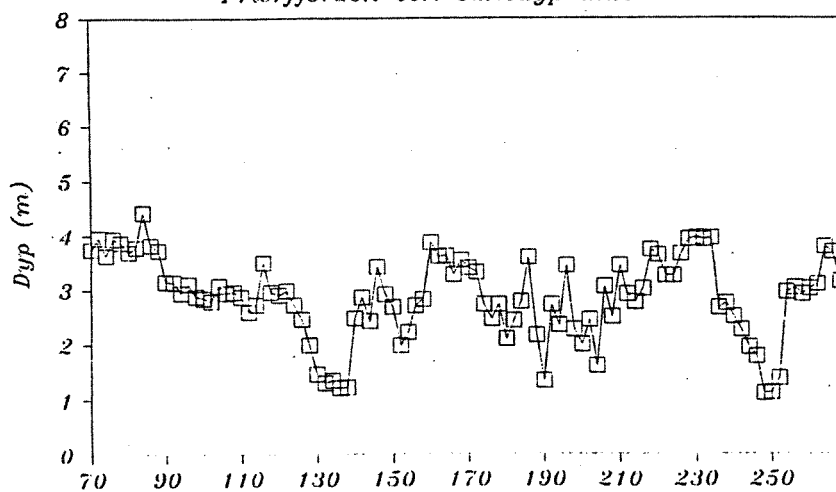
Vedlegg 2.**RESULTATER AV KJØRING AV FRIERFJORDMODELLEN FOR ALT. 0,1,2,5,6 OG 7.
(Jfr. Kap. 3.1)**

For hvert alternativ har modellen beregnet:

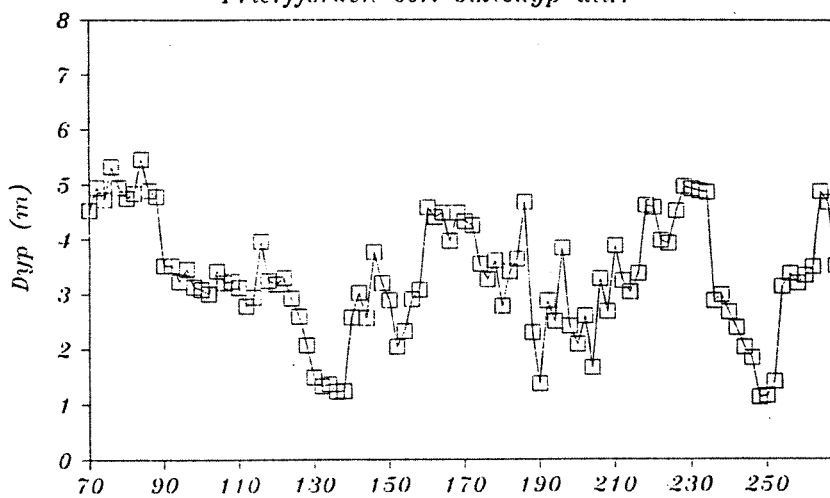
- siktedyp
- brakkvannsplankton
- oksygenmetning
- innlagringsdyp
- fosfor
- marint plankton

Kjøring av Frierfjordmodellen er utført av Anders Stigebrandt,
Ancylus.

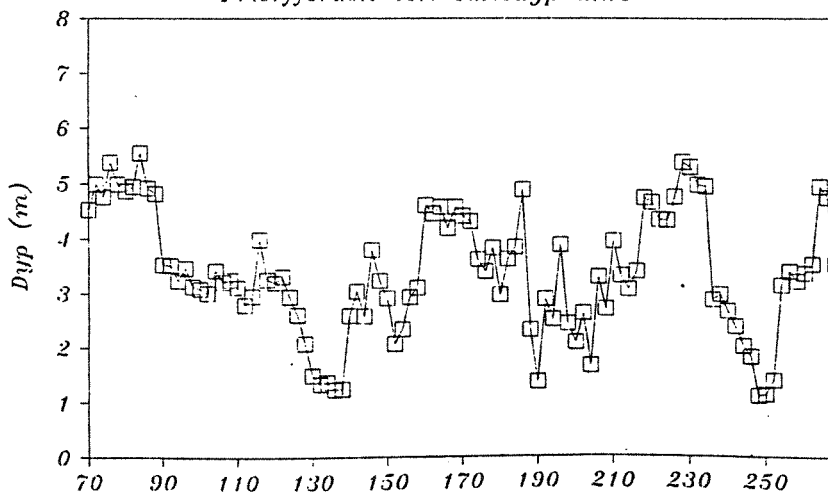
Frierfjorden ber. siktedyp alt.0



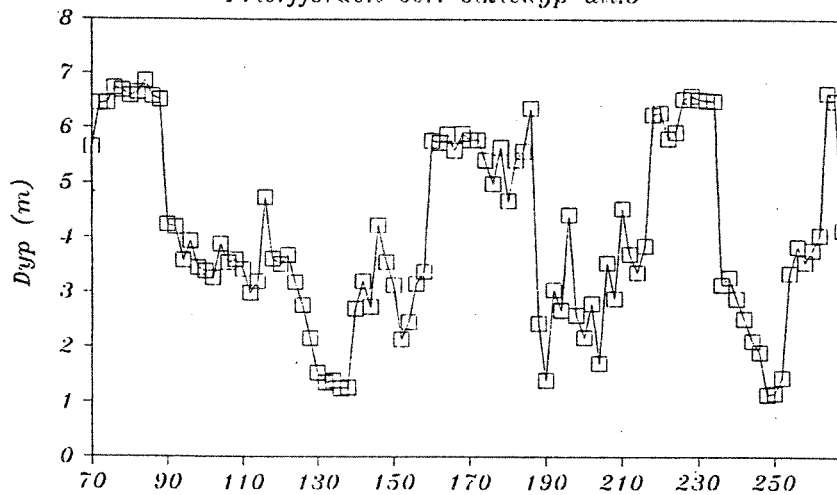
Frierfjorden ber. siktedyp alt.1



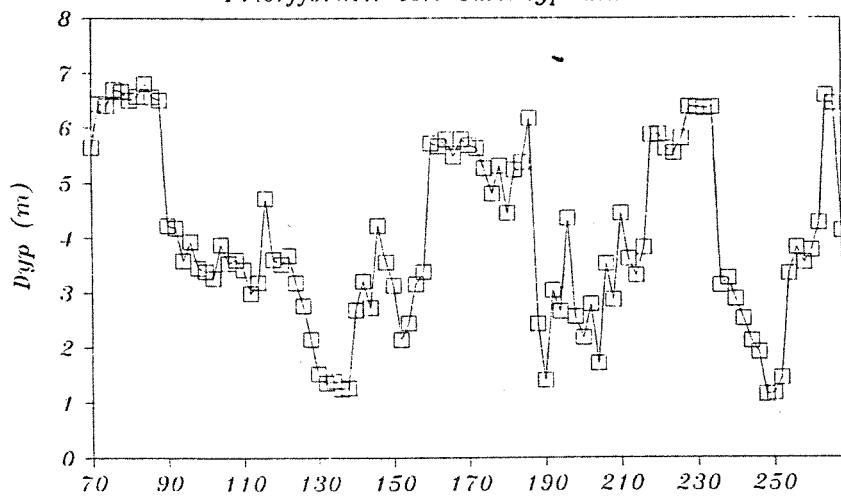
Frierfjorden ber. siktedyp alt.2



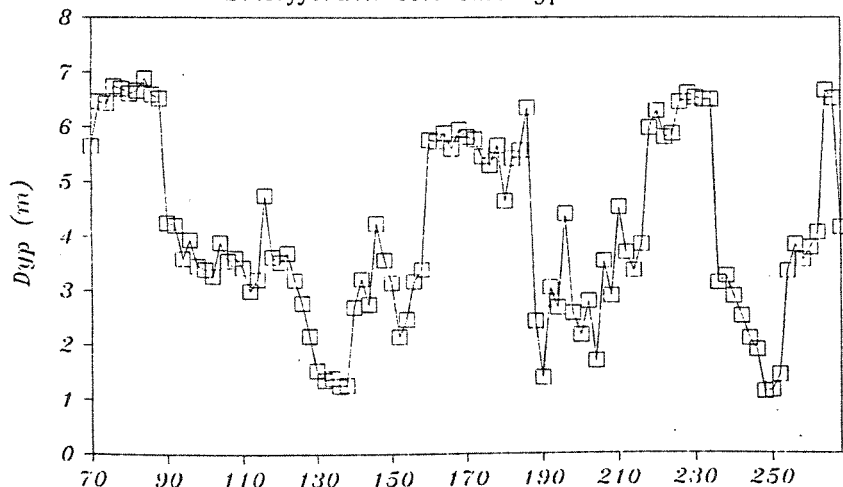
Frierfjorden ber. siktedyp alt.5



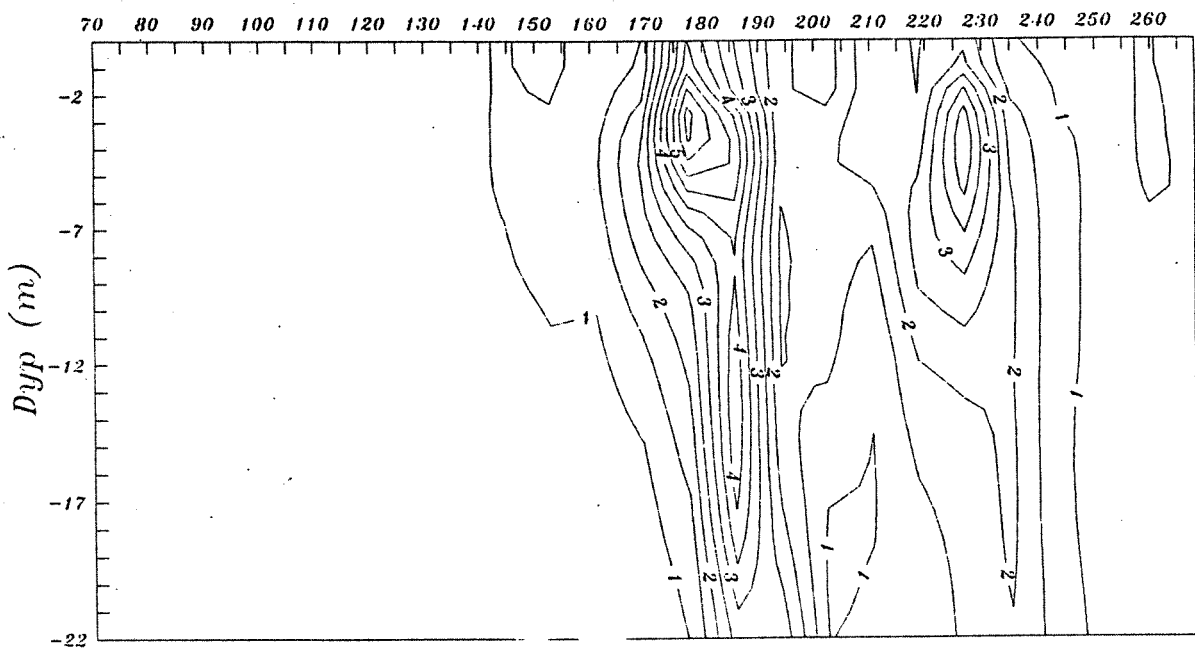
Frierfjorden ber. siktedyp alt.6



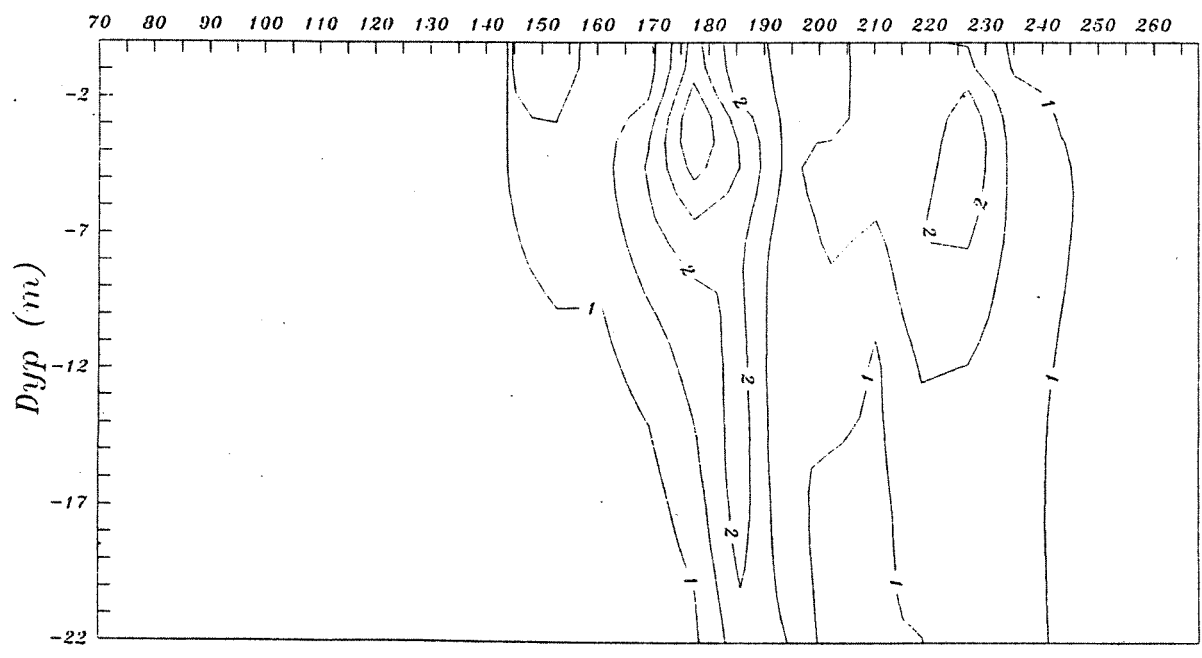
Srierfjorden ber. siktedyp alt.7

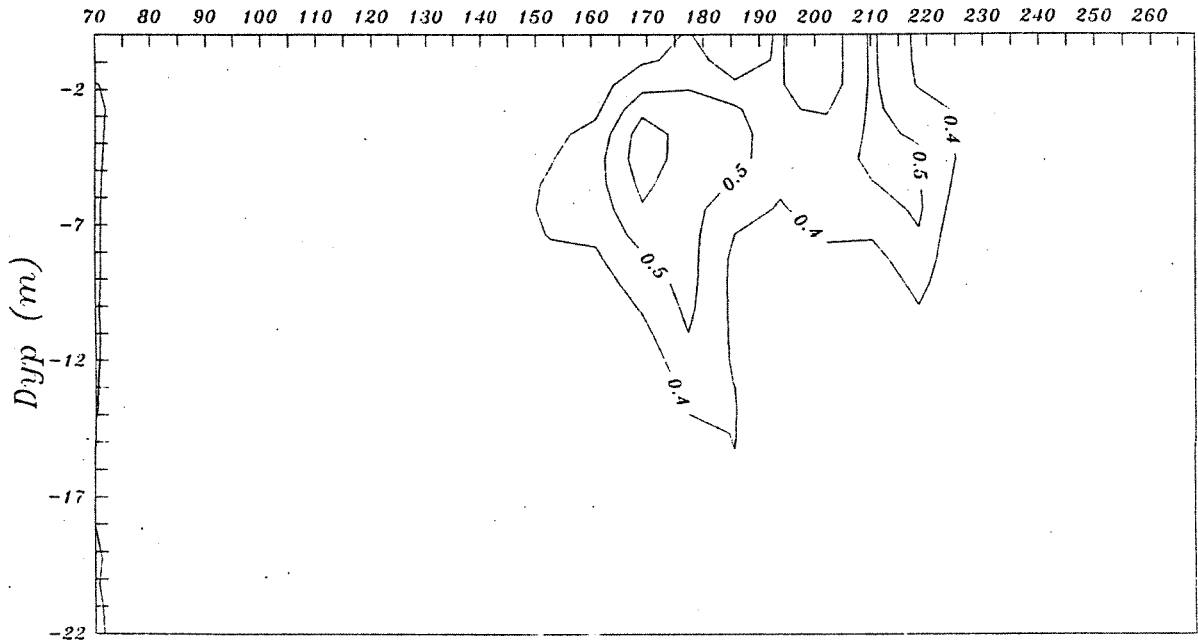
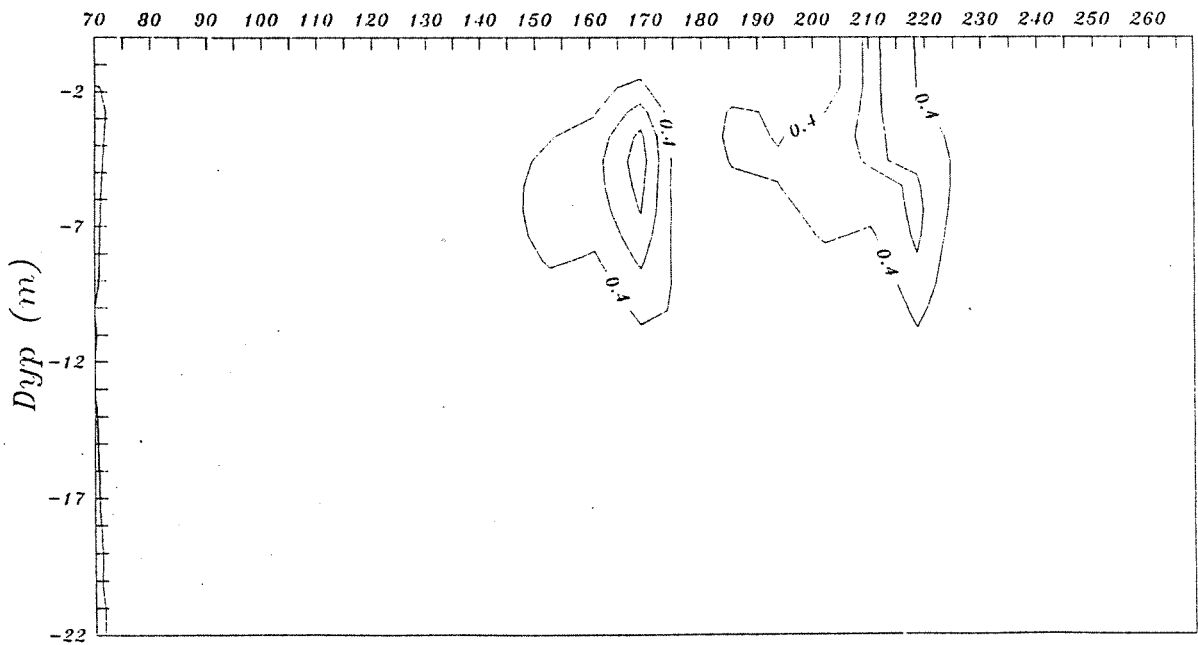


Frierfjorden alt.0 brakkvannsplankton

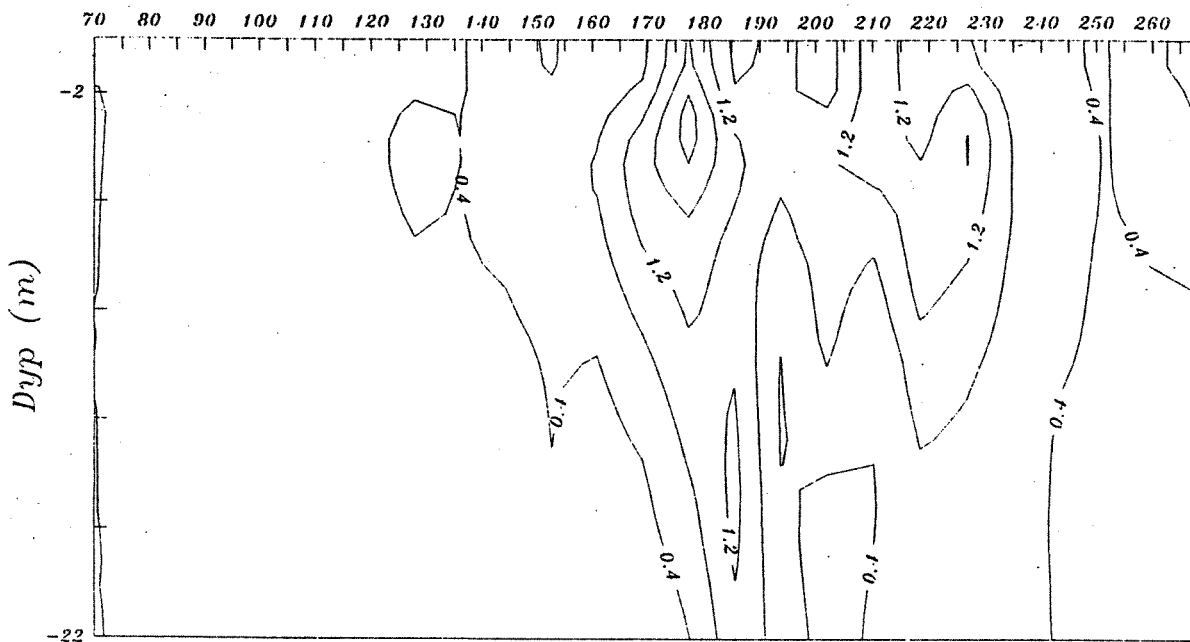


Frierfjorden alt.1 brakkvannsplankton

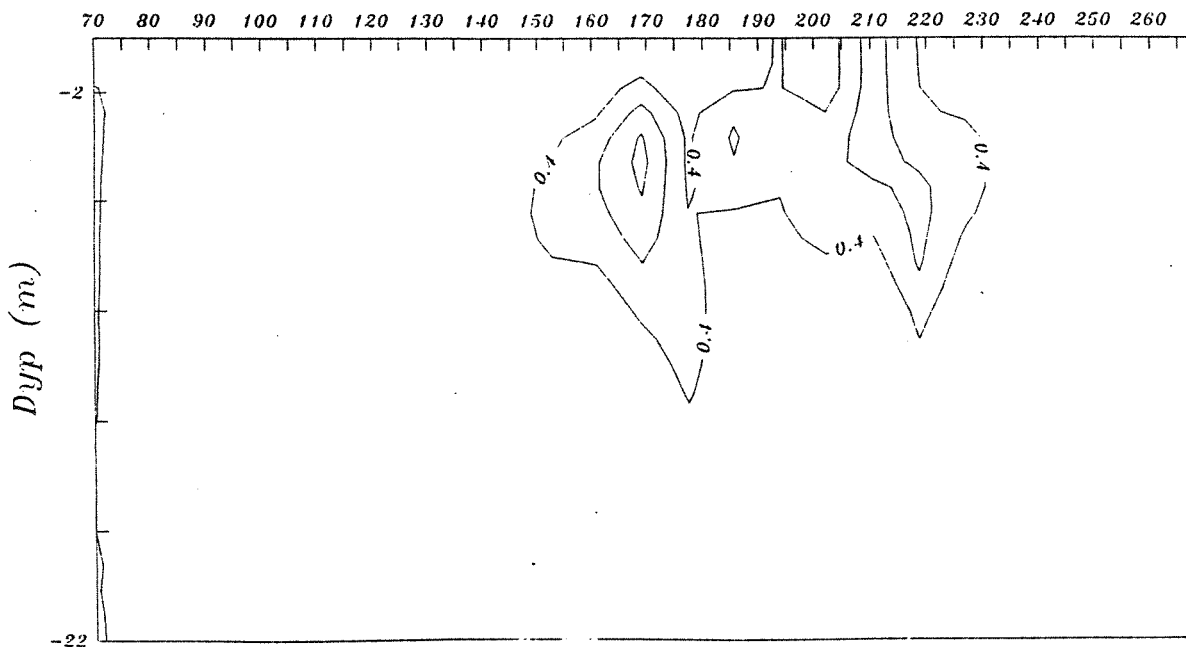


Frierfjorden alt.2 brakkvannsplankton*Frierfjorden alt.5 brakkvannsplankton*

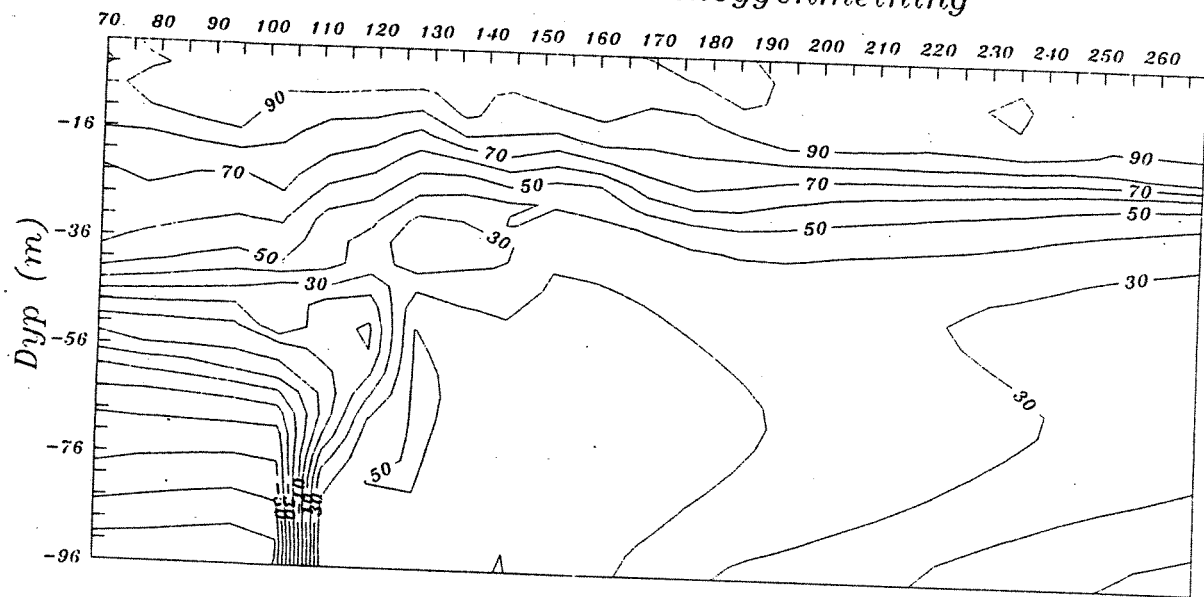
Frierfjorden alt.6 brakkvannsplankton



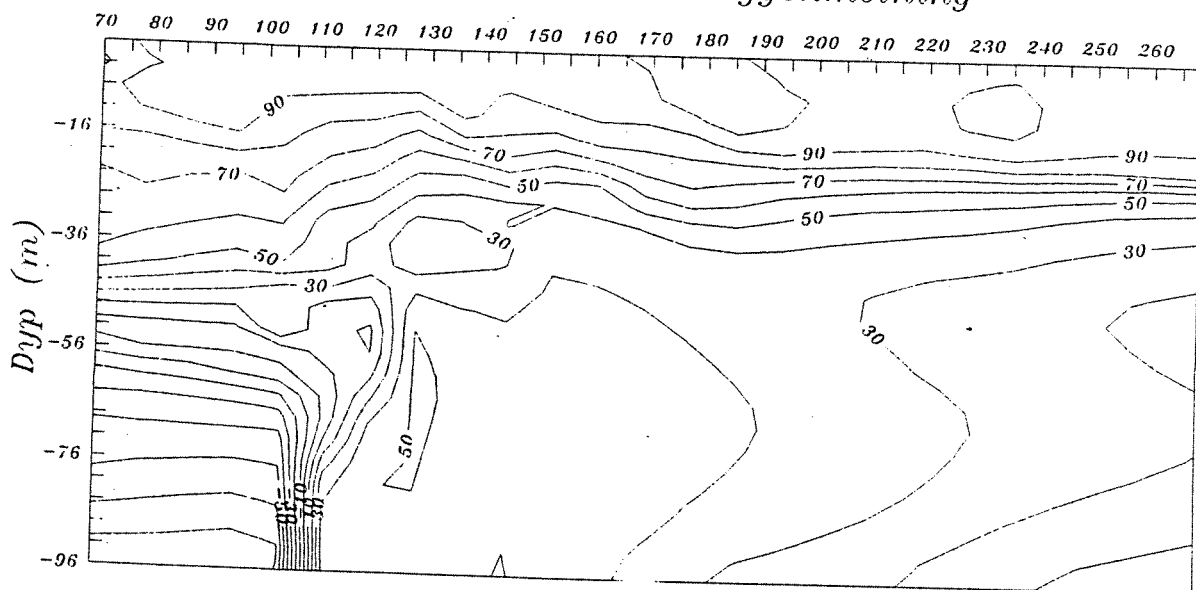
Frierfjorden alt.7 brakkvannsplankton



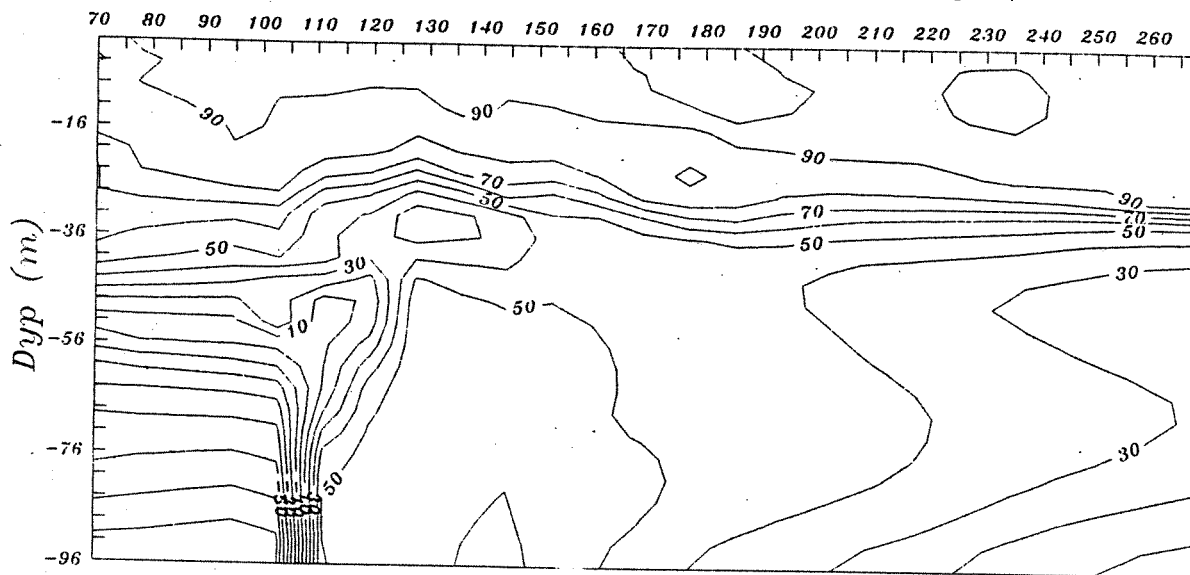
Frierfjorden alt.0 oksygenmetning



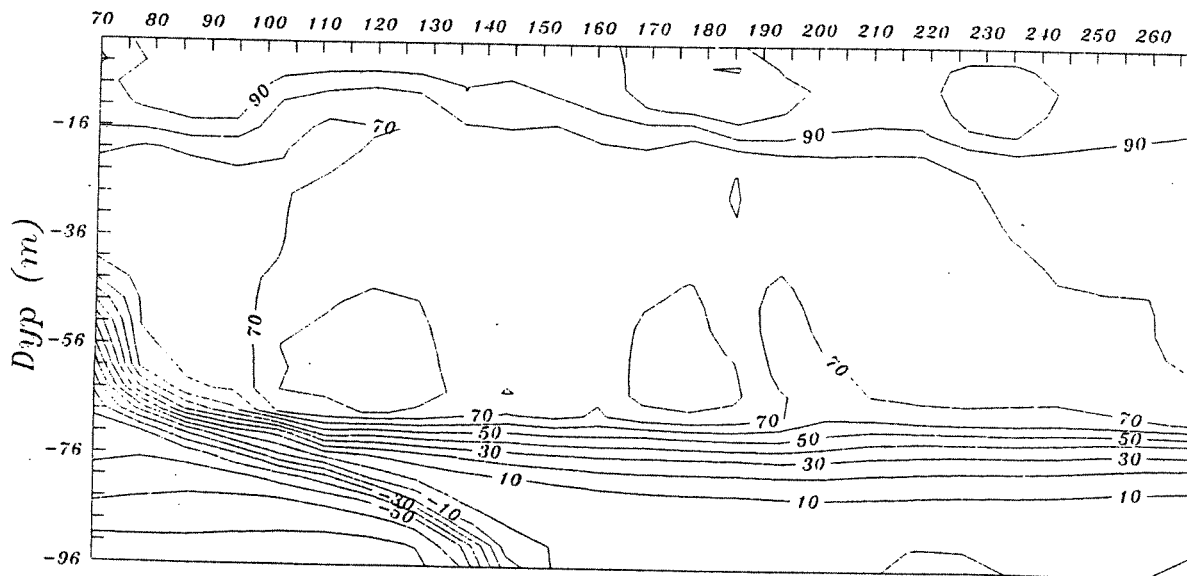
Frierfjorden alt.1 oksygenmetning



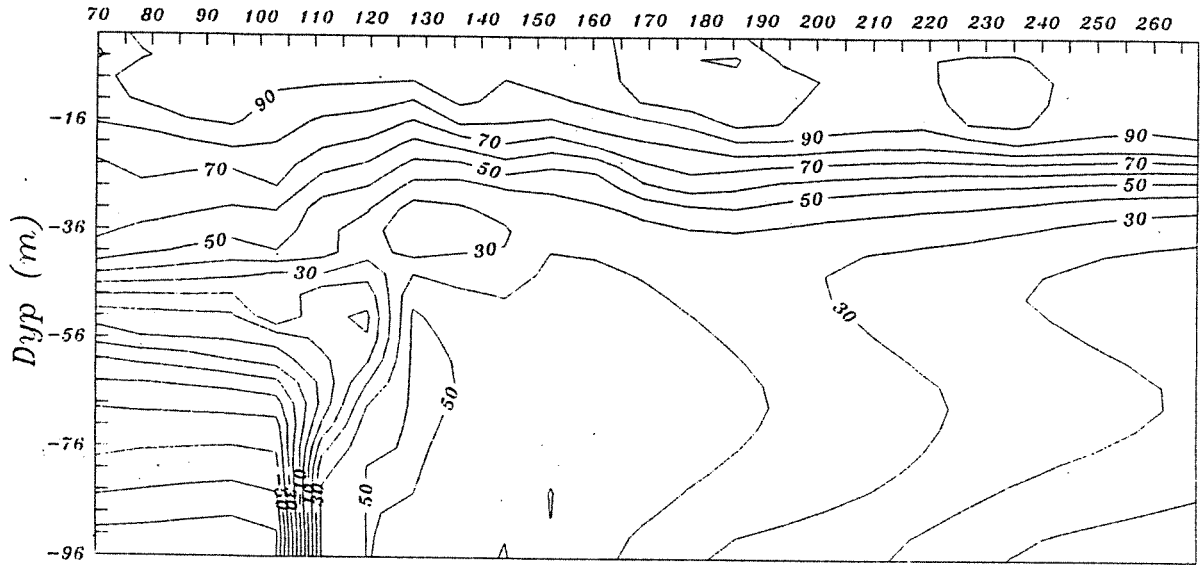
Frierfjorden alt.2 oksygenmetning



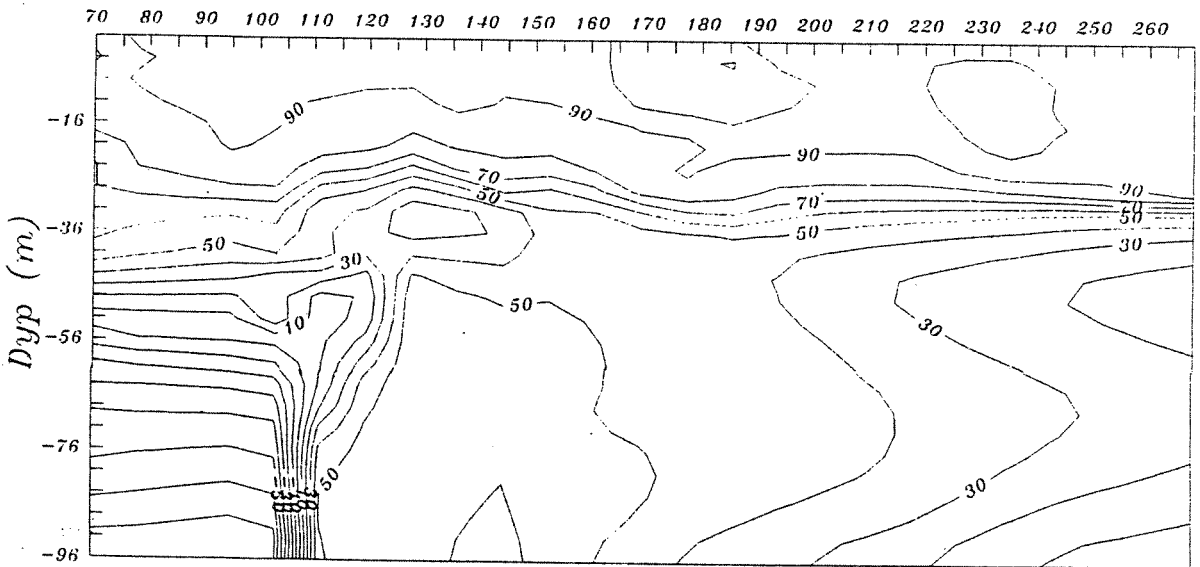
Frierfjorden alt.5 oksygenmetning

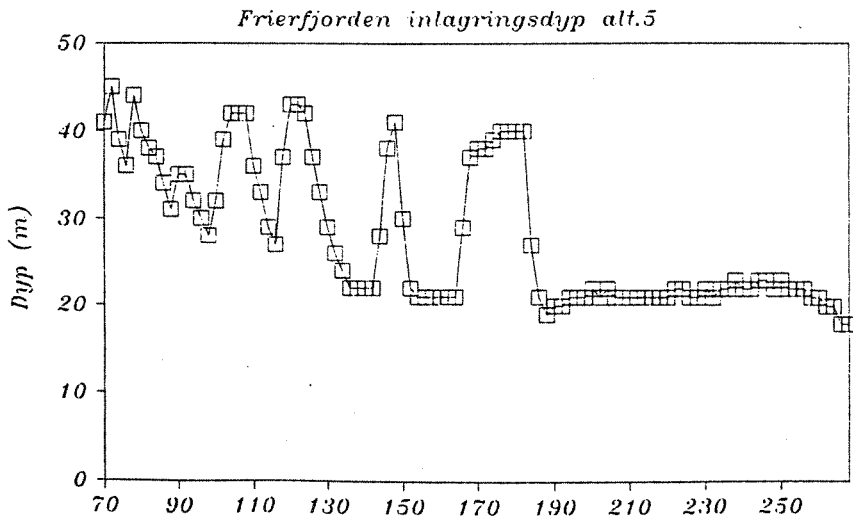
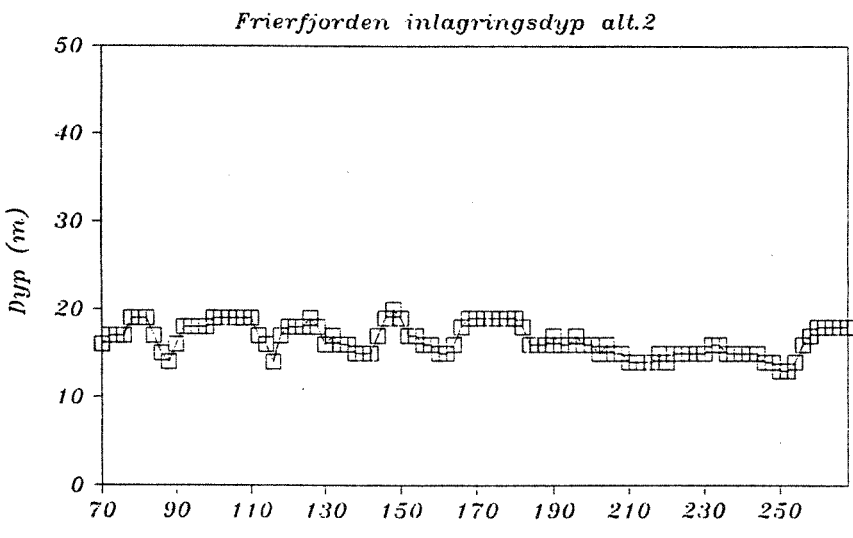


Frierfjorden alt.6 oksygenmetning

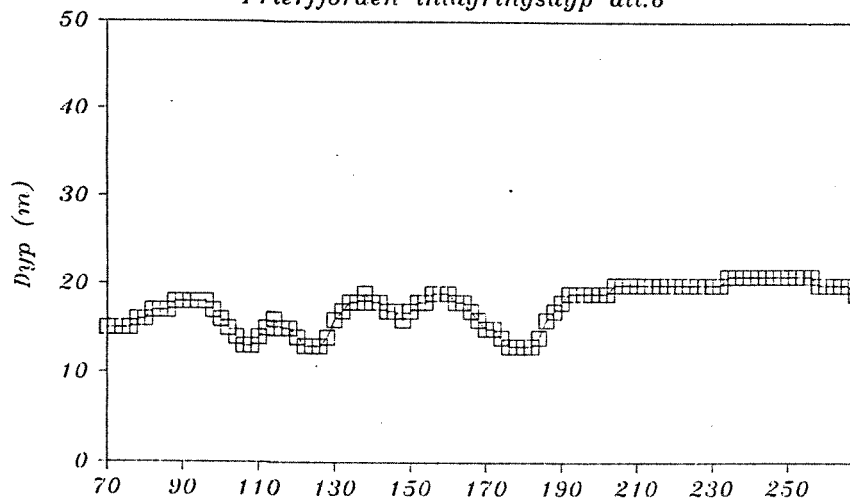


Frierfjorden alt.7 oksygenmetning

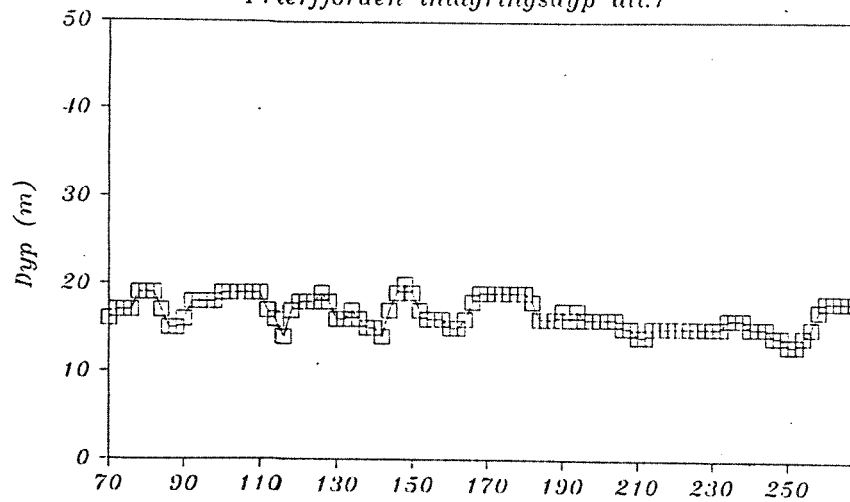




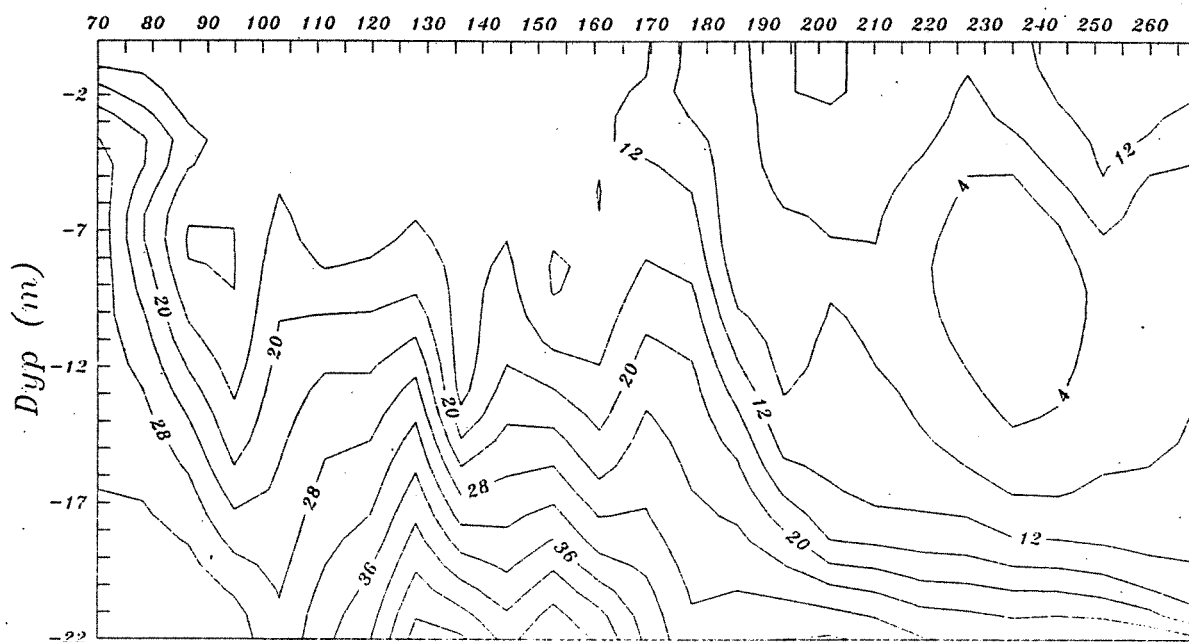
Frierfjorden inlagringsdyp alt.6



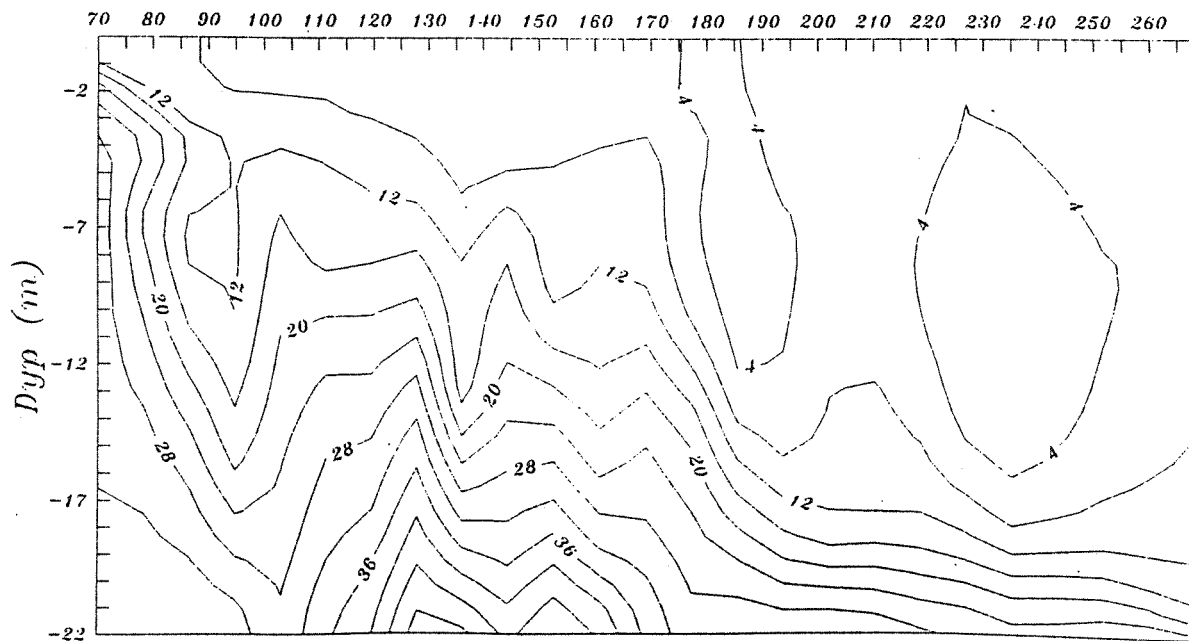
Frierfjorden inlagringsdyp alt.7



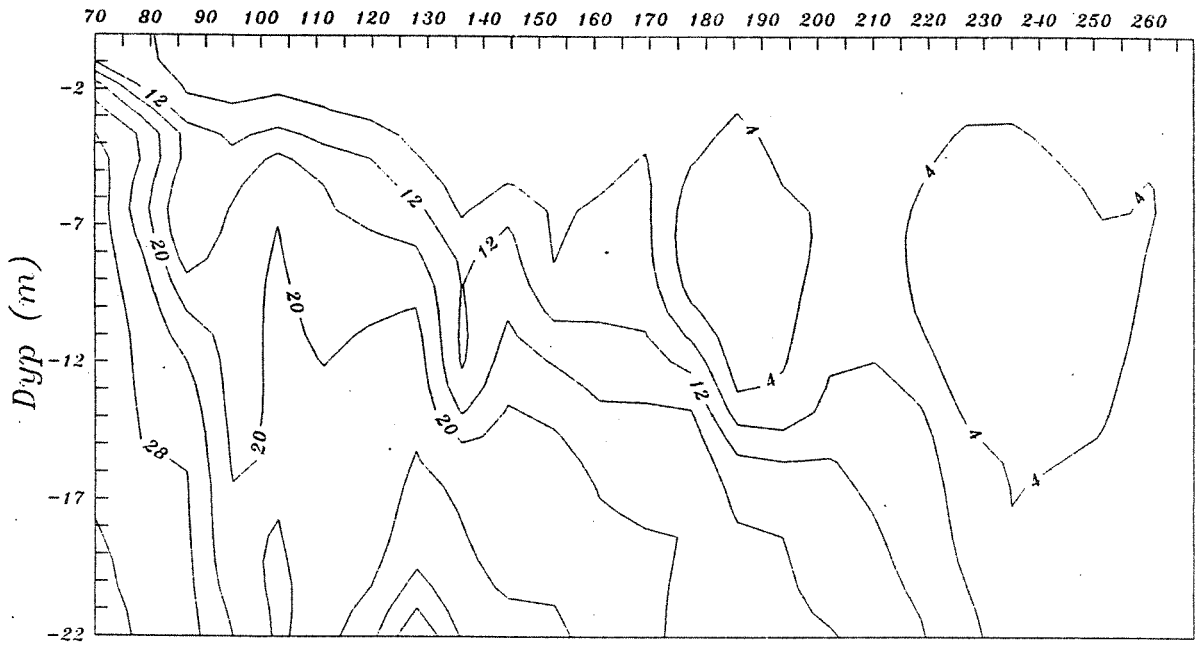
Frierfjorden alt.0 fosfor



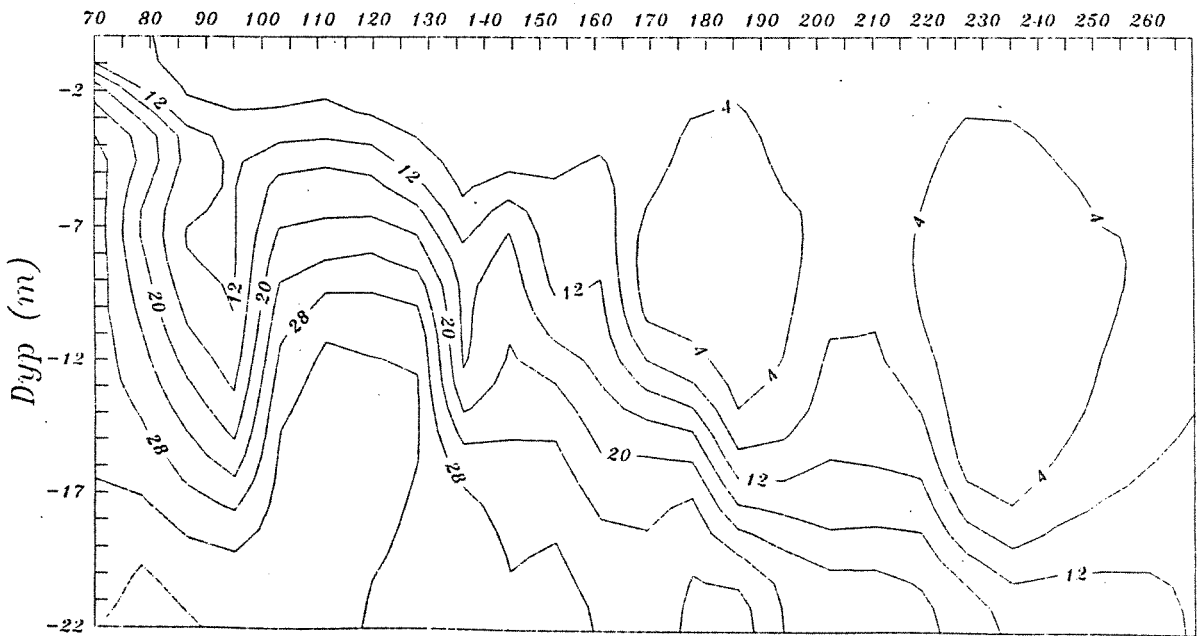
Frierfjorden alt.1 fosfor



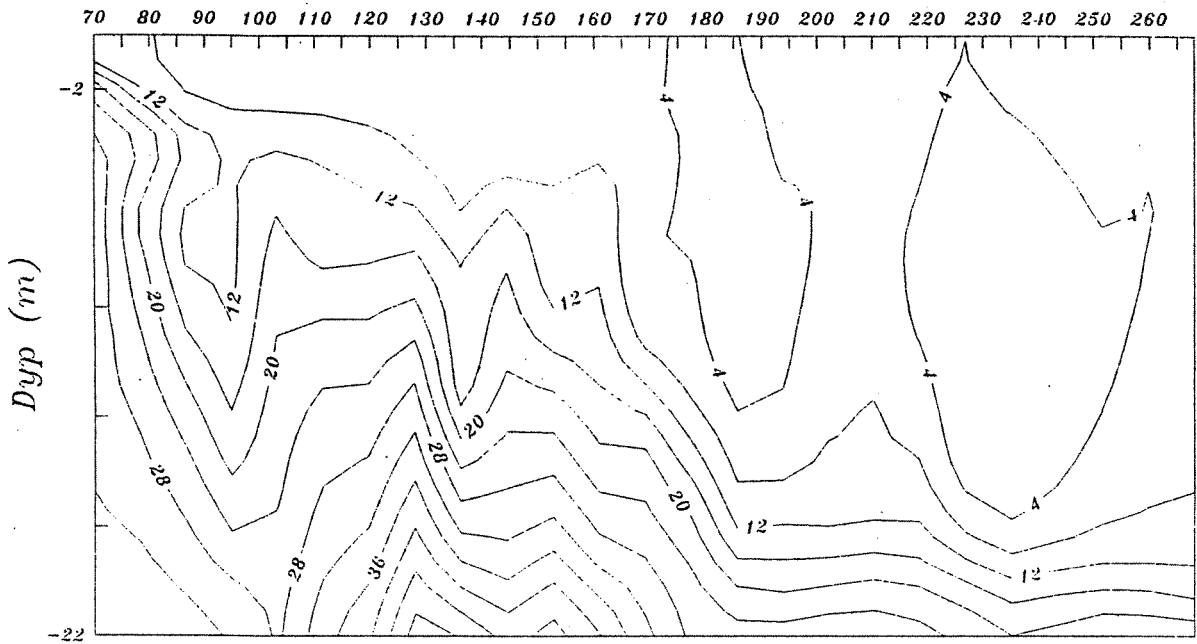
Frierfjorden alt.2 fosfor



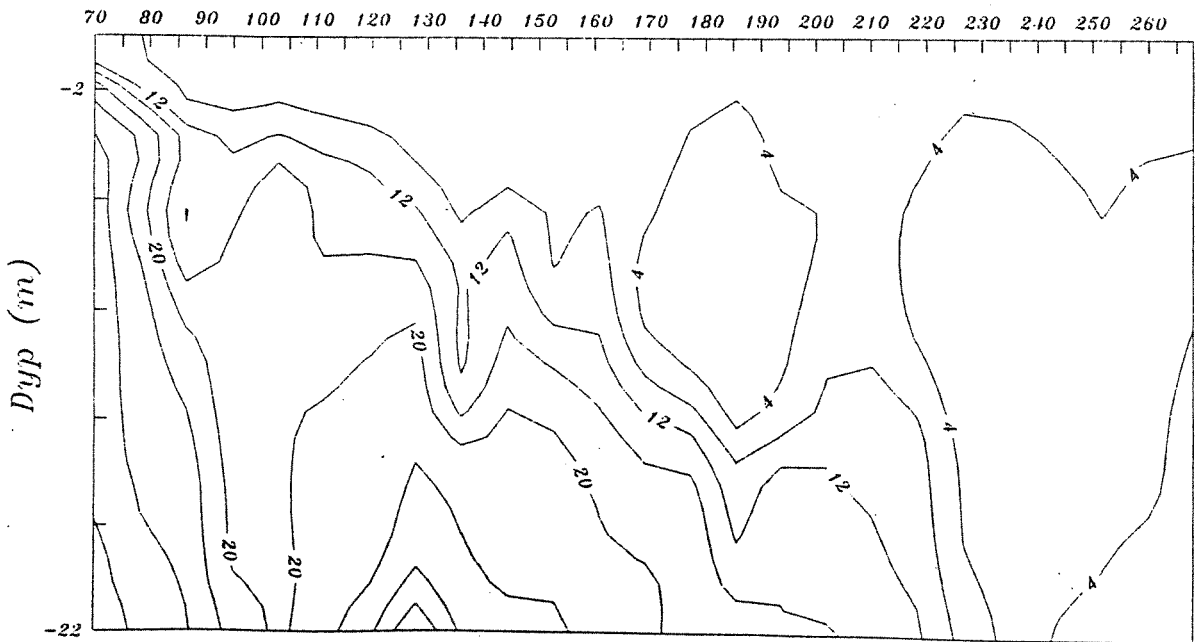
Frierfjorden alt.5 fosfor



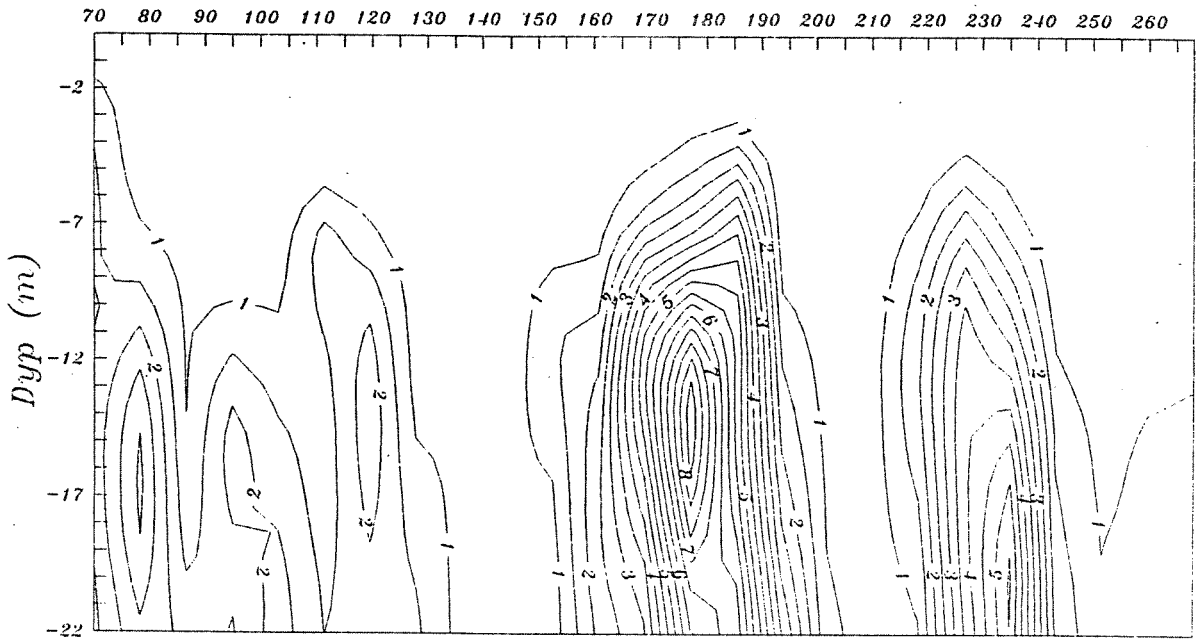
Frierfjorden alt.6 fosfor



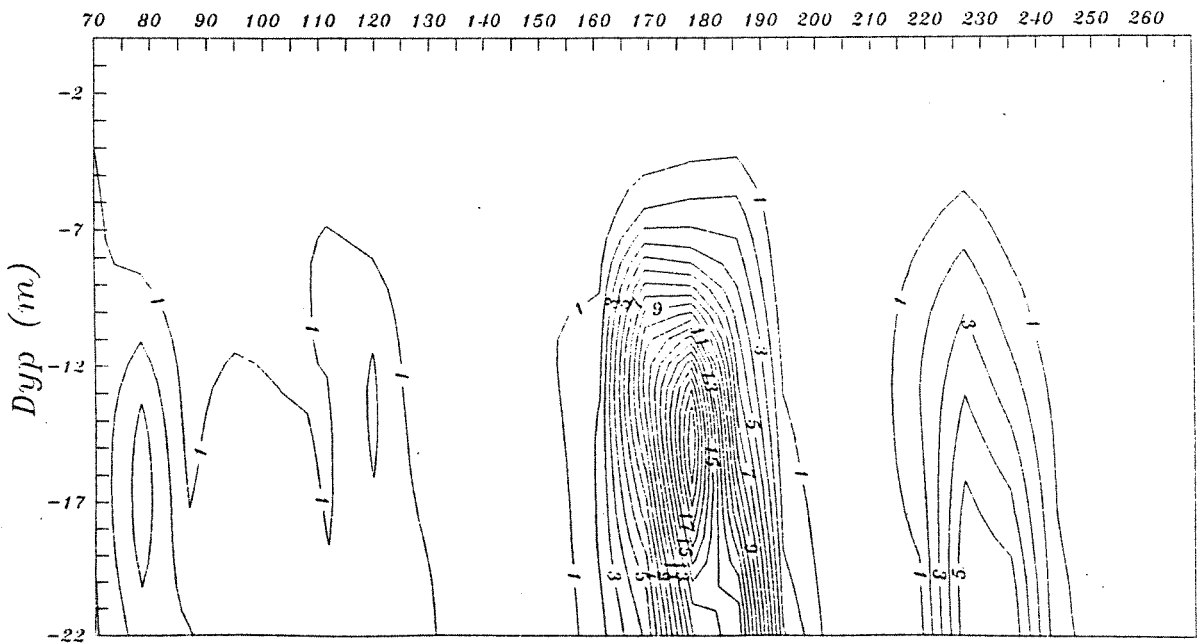
Frierfjorden alt.7 fosfor



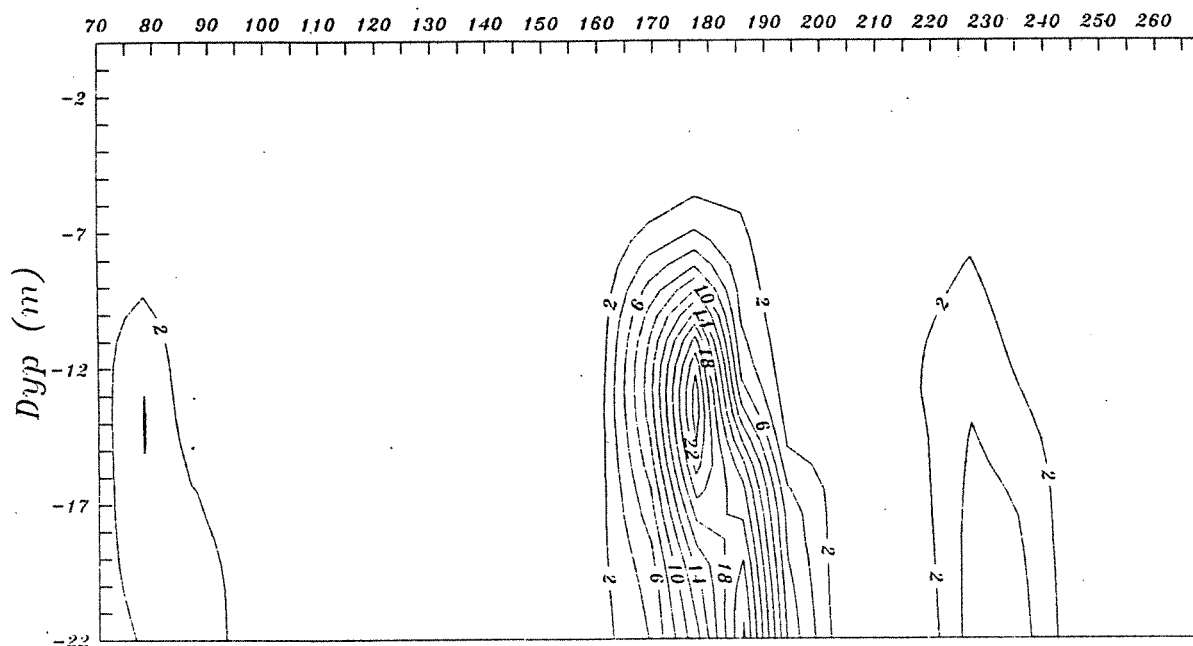
Frierfjorden alt.0 marint plankton



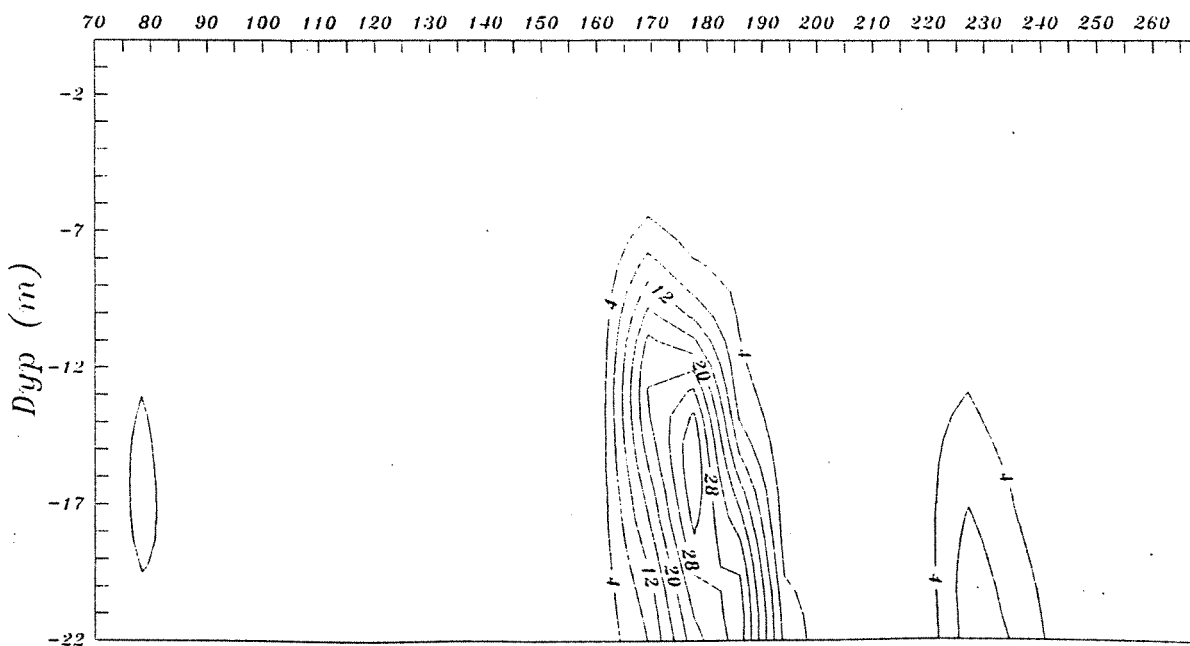
Frierfjorden alt.1 marint plankton



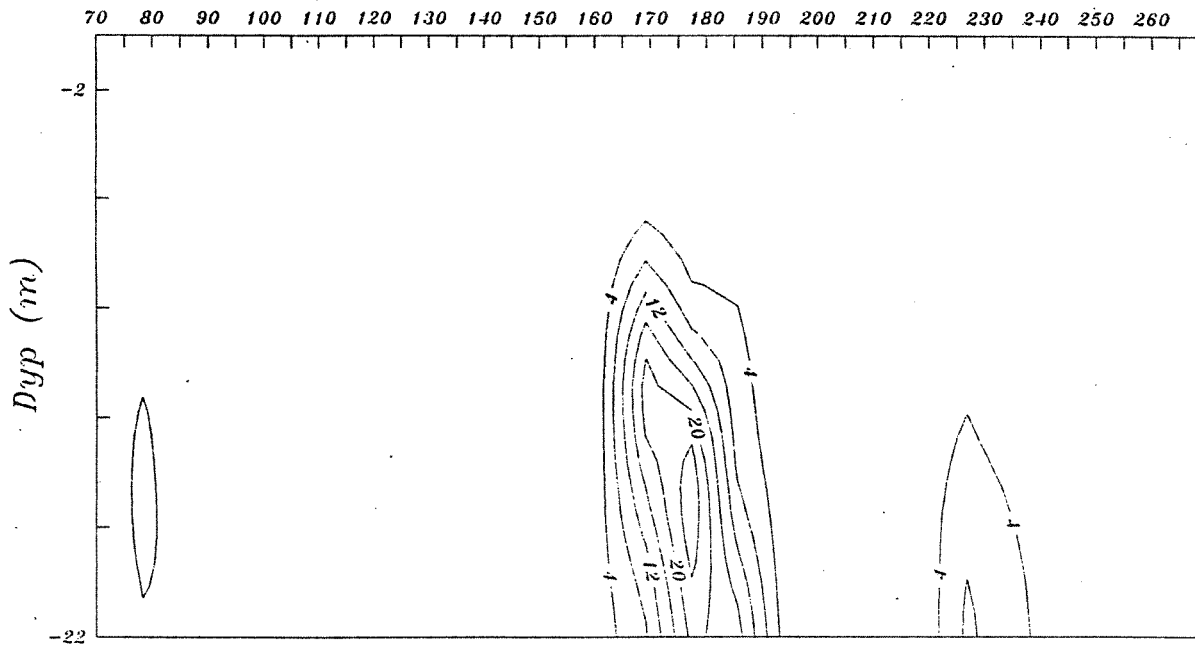
Frierfjorden alt.2 marint plankton



Frierfjorden alt.5 marint plankton



Frierfjorden alt.6 marint plankton



Frierfjorden alt.7 marint plankton

