

O-88151

Resipientvurderinger av

# Otra og Kristiansandsfjorden

for utslipp fra treforedlingsindustri

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

**Hovedkontor**  
Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

**Sørlandsavdelingen**  
Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

**Østlandsavdelingen**  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

**Vestlandsavdelingen**  
Breiviken 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:

0-88151

Undernummer:

Løpenummer:

2218

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Resipientvurdering av Otra og Kristiansandsfjorden for utslipp fra treforedlingsindustri	Dato: 6. mars 1989
	Prosjektnummer: 0-88151
Forfatter (e): Jarle Molvær Sven Torsten Källqvist Tor S. Traaen	Faggruppe: Vassdrag/ Marinøkologi
	Geografisk område: Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag): 42
Oppdragsgiver: Styringsgruppen for Flerbruksplanen for nedre Otra. Kontaktperson: Tom Egerhei	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):

Ekstrakt: <p>Resipientvurderingen omfatter 3 alternativer for utslipp fra treforedlingsindustri: utslipp av alt fremtidig avløpsvann til Otra (alternativ 1) vil gi moderate forbedringer i Otra og Kristiansandsfjordens overflatelag. Delt avløp mellom Otra og dypvannet i Kristiansandsfjorden (alternativ 2) vil gi markerte forbedringer i Otra og delvis også i fjordens overflatelag. Over et areal på 1-2 km<sup>2</sup> i fjordens dypvann vil det i innlagingsdypet (2-3 m tykkelse) være giftvirkninger på følsomme marine organismer. Ved alt fremtidig avløpsvann til Kristiansandsfjordens dypvann (alternativ 3) vil Otra bli helt avlastet og gi ytterligere forbedringer i fjordens overflatelag. Forholdene i innlagingsdypet vil trolig bli omtrent som i alternativ 2.</p>
--

4 emneord, norske

1. Otra
2. Kristiansandsfjorden
3. Resipientvurderinger
4. Treforedlingsindustri

4 emneord, engelske:

1. Otra
2. The Kristiansand Fjord
3. Receiving water evaluation
4. Pulp and Paper Industri

Prosjektleder:

*Tom S. Traaen*

For administrasjonen:

*Dag Berge*

ISBN - 82-577-1511-5

0-88151

RESIPIENTVURDERINGER AV OTRA OG KRISTIANSANDSFJORDEN  
FOR UTSLIPP FRA TREFOREDLINGSINDUSTRI

Oslo, 6.mars 1989

Prosjektleder: Tor S. Traaen

Medarbeidere : Jarle Molvær

Torsten Källqvist

## INNHOLDSFORTEGNELSE.

	side
FORORD	3
1. KONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING	6
3. AVLØPSVANNETS SAMMENSETNING OG EFFEKTER	8
3.1 Avløpsvannets sammensetning og mengde.	8
3.2 Avløpsvannets effekter.	11
3.2.1 Saprobiering i elva.	11
3.2.2 Oksygenforbruk i fjorden.	12
3.2.3 Eutrofiering i elva.	14
3.2.4 Eutrofi-effekter i fjorden.	15
3.2.5 Forsuring i elva.	15
3.2.6 Forsuring i marint miljø.	15
3.2.7 Giftvirkning.	18
3.2.8 Hygieniske forhold.	22
4. ALTERNATIV 1. ALLE FREMTIDIGE UTSLIPP TIL OTRA.	23
4.1 Beskrivelse av alternativet.	23
4.2 Effekter i Otra.	23
4.3 Effekter i Kristiansandsfjorden.	24
5. ALTERNATIV 2. DELT UTSLIPP MELLOM OTRA OG FJORDEN.	25
5.1 Beskrivelse av alternativet.	25
5.2 Effekter i Otra.	25
5.3 Effekter i Kristiansandsfjorden.	26
5.3.1 Beregning av innlagringsdyp og primærfortynning.	26
5.3.2 Datamaterialet.	28
5.3.3 Resultater.	29
6. ALTERNATIV 3. ALLE FREMTIDIGE UTSLIPP TIL FJORDEN.	36
6.1 Beskrivelse av alternativet.	36
6.2 Effekter i Otra.	36
6.3 Effekter i Kristiansandsfjorden.	36
6.3.1 Innlagring og fortynning.	36
6.3.2 Vurdering av effekter i dypvannet.	39
7. LITTERATUR.	40

## FORORD

Denne resipientvurderingen av Otra og Kristiansandsfjorden er utført etter oppdrag fra Styringsgruppen for Flerbruksplanen for Nedre Otra. Bakgrunnen for utredningen er fornyet konsesjonsbehandling for utslipp fra Hunsfos Fabrikker. Konsekvenser av ulike utslippsalternativ blir belyst. For Otra er effektene vurdert ut fra Styringsgruppens ønske om badevannskvalitet i Otra. For Kristiansandsfjorden er hovedvekten lagt på å vurdere faren for negative effekter ved dypvannsutslipp.

Utredningen bygger i hovedsak på tidligere undersøkelser, samt konsesjonssøknaden fra Hunsfos Fabrikker datert 1/9-88. Hunsfos og Norsk Wallboard har bidratt med ytterligere detaljopplysninger om utslippene. Hunsfos Fabrikker har videre bidratt med supplerende prøvetaking av utslippene.

Vurdering av hvorvidt konsekvensene av utslippene til fjorden ut fra miljøforvaltningshensyn vil være akseptable eller ei, har ikke inngått i prosjektet.

Hovedansvarlig for vurderingen av Kristiansandsfjorden har vært Jarle Molvær. Torsten Källqvist har vurdert utslippenes eventuelle giftvirkning i fjorden. Tor Traaen har vært ansvarlig for vurderingene av Otra.

Tor S. Traaen

## 1. KONKLUSJONER.

Effekter i Otra og Kristiansandsfjorden er vurdert for 3 ulike utslippsalternativer for avløp fra treforedlingsindustrien:

1. Alle fremtidige utslipp går til Otra.
2. Delt utslipp mellom Otra og Kristiansandsfjorden. Bare avløp fra sedimenteringsbassenget ved Hunsfos går til Otra. Øvrige utslipp går i ledning til Kristiansandsfjorden.
3. Alle fremtidige utslipp går i ledning til Kristiansandsfjorden.

### Alternativ 1. Alle fremtidige utslipp til Otra.

Otra.

-----

Soppbegroingen på bunnen av elva vil neppe bli vesentlig redusert sammenlignet med dagens forhold. Det vil fremdeles lukte av vannet og fisk vil få usmak. Blakkingen av vannet vil bli redusert, men vil fremdeles være synlig. Stasjonær ørret vil kunne leve og muligens reproducere. Voksen laks vil overleve. Man vil neppe få smoltproduksjon. Elva vil ikke bli egnet for bading.

Kristiansandsfjorden.

-----

I fjorden vil trolig den mest merkbare effekten være redusert belastning av partikulært materiale og derved mindre nedslamming av bunnen i OTRAS munningsområde. Reduksjonen av klororganiske forbindelser (AOX) med 10-15% i forhold til dagens nivå ventes å ha liten effekt i fjorden hvor andre kilder enn treforedlingsindustri dominerer belastningen med persistente klororganiske forbindelser.

### Alternativ 2. Delt utslipp mellom Otra og Kristiansandsfjorden.

Otra.

-----

Soppbegroingen på elvebunnen vil trolig bli merkbart redusert. Det er imidlertid usikkert om den vil bli redusert i så stor grad at den ikke fortsatt vil bli synlig. Blakkingen av vannet vil neppe bli sjenerende. Det vil ikke bli lukt av vannet, og det vil sannsynligvis ikke bli usmak på fisken. Stasjonær ørret vil kunne leve og trolig reproducere i elva. Voksen laks vil overleve. Det vil neppe bli smoltproduksjon av særlig omfang uten ytterligere kalking. Det er usikkert om utslippene vil være hygienisk betenkelige. Det kan ikke sies med sikkerhet om elva blir egnet til bading.

Kristiansandsfjorden.

-----

For fjordens overflatelag vil dette alternativet redusere belastningen med partikulært materiale, næringssalter og klororganiske forbindelser. Dette vil bidra til klarere vann og eventuelt mindre algevekst i strandsonen. Lukt av overflatelaget i Otras munningsområde forsvinner.

Etter primærfortynning og innlagring i fjordens dypvann vil det i skyen av fortynnet avløpsvann (tykkelse 2-3 m) opptre giftvirkninger på følsomme marine organismer. Dette gjelder også organismer på hard- og bløtbunn. Utstrekningen av området som dette gjelder er ikke beregnet, men kan anslås til 1-2 km<sup>2</sup> omkring utslippspunktet. For å oppnå best mulig fortynning og innlagring under fotosyntesesesonen, bør avløpsvannet slippes ut på 50-60 m dyp. Fordeling av utslippet gjennom flere hull vil bedre forholdene noe.

Siden virkningen av den nåværende belastningen ikke er kjent, er det ikke grunnlag for å forutsi hva en endring i utslippsmønsteret vil bety for effekter av klororganiske forbindelser i resipienten.

### Alternativ 3. Alle fremtidige utslipp til Kristiansandsfjorden.

Otra.

-----

Otra blir helt avlastet for avløp fra treforedlingsindustrien. Når også de kommunale utslipp føres utenom elven, vil både de fysiske/kjemiske og hygieniske forhold tilsi at badevannskvaliteten blir god.

Stasjonær ørret vil kunne vokse opp og trolig reproducere i elva. Voksen laks vil kunne overleve. Grunnet sur nedbør er det tvilsomt om man får smoltproduksjon uten kalking av vassdraget.

Kristiansandsfjorden.

-----

For fjordens overflatelag gir dette alternativet en ytterligere avlastning, og resulterer i klarere vann og bedre hygieniske forhold.

I forhold til alternativ 2, vil konsentrasjonen av toksiske stoff og BOF<sub>7</sub> være lavere pga. større vannmengde (fortynning). På den annen side blir fortynningen mindre i fjordens dypvann, og effektene vil trolig bli tilnærmet like ved de to alternativene.

## 2. INNLEDNING.

Otra har i flere tiår vært preget av utslipp fra treforedlingsindustri. Utslippene består i hovedsak av oksygenforbrukende organiske stoffer (COD), suspendert stoff (fiber og fyllstoffer), syre (lav pH), klororganiske forbindelser (AOX), samt fosfor (P) og nitrogen (N). Den mest iøynefallende virkning i resipienten er heterotrof begroing på elvebunnen. Vannet er også blakket og har en ubehagelig lukt. Lav pH på avløpet bidrar til giftvirkninger på fisk og bunndyr. I midten av 70-årene ble det foretatt betydelige rensetiltak ved Hunsfos, og forholdene i elva ble noe bedre. Men Otra er fremdeles sterkt preget av utslippene.

Denne resipientvurderingen er utført på oppdrag av Styringsgruppen for Flerbruksplanen for Nedre Otra i forbindelse med fornyet konsesjonsbehandling av utslippene fra Hunsfos. Vurderingen omfatter Otra og Kristiansandsfjorden.

Resipientvurderingen omfatter i utgangspunktet 2 hovedalternativer:

1. Utslipp til Otra. Rensetiltak ved Hunsfos i følge ny konsesjonssøknad (datert 1/9-88) innebærer ca. 50% reduksjon av suspendert stoff, ca. 35% reduksjon av COD og 10-20% reduksjon av AOX. Sure komponenter nøytraliseres.
2. Alle utslipp fra Hunsfos og Norsk Wallboard med unntak av avløp fra sedimenteringsbassenget ved Hunsfos føres i en 450mm ledning til Kristiansandsfjorden. Belastningen på Otra reduseres med ca. 75% med hensyn til COD og suspendert stoff. Sure komponenter, samt AOX går i sin helhet til fjorden.

Etter ønske fra oppdragsgiver er det også foretatt en vurdering av et tredje alternativ som innebærer at alt industriavløp føres i ledning til Kristiansandsfjorden. Fordi dette alternativet kom sent inn i bildet har det av tidsmessige grunner fått en mindre omfattende behandling enn øvrige alternativer.

Effekter i Otra vurderes primært ut fra Styringsgruppens ønske om badevannskvalitet. For vurdering av badevannskvalitet i Otra er det lagt vekt på begroing (spesielt av sopp), lukt og suspendert stoff (turbiditet). Hygieniske forhold er også berørt. Videre er eutrofiering og effekter på fisk omtalt.

Vurderingen av effekter i Kristiansandsfjorden er foretatt med utgangspunkt i beregnet innlagringsdyp, primærfortynning og



vannutskifting. Arbeidet har ikke omfattet beregning av spredning og konsentrasjoner utover primærfortynnings-området. Konsekvenser for oksygen-og pH-forholdene står sentralt. Når det gjelder effekter av klororganiske forbindelser fra blekeriavløp foreligger det fra fjorden bare få data (lave konsentrasjoner av monoklorcymener i torsk og skrubbe). Vurderingen av denne stoffgruppen er derfor hovedsakelig basert på litteraturdata for lignende utslipp. Det er også utført tester av de aktuelle avløpsvann m.h.p. giftvirkninger på marine planktonalger. Videre er utslipp via ledning sammenlignet med utslipp via Otra.

Vurderingene bygger hovedsakelig på tidligere undersøkelser i Otra og Kristiansandsfjorden, samt data i konsesjonssøknaden og opplysninger fra bedriftene. Det er utført noen supplerende analyser på avløpsvann fra Hunsfos.

### 3. AVLØPSVANNETS SAMMENSETNING OG EFFEKTER.

#### 3.1 Sammensetning og mengder.

I konsesjonssøknaden er det søkt om utslipp av følgende stoffgrupper til vann: 1. Suspendert stoff, 2. Organisk stoff (KOF), 3. Klororganiske forbindelser (AOX) og 4. Næringssalter (Nitrogen (N) og Fosfor (P)).

Det suspenderte stoffet består hovedsakelig av fibre og fyllstoffer. Organisk stoff (mest løste forbindelser) består hovedsakelig av ulike lett nedbrytbare sukkerarter og tungt nedbrytbare ligniner. De klororganiske forbindelsene utgjør en stoffgruppe med flere titalls forbindelser.

I en nylig publisert oversikt (Suntio et al. 1988) er ca. 250 identifiserte kjemiske forbindelser listet. Kokeriavluten inneholder en rekke harpikssyrer, umettede fettsyrer, alkoholer og aldehyder.

Ved klorbleking av cellulose dannes en rekke klorerte organiske forbindelser. Avhengig av analysemetode angis mengdene av disse forbindelsene med samleparametrene EOC1 (ekstraherbart organisk bundet klor), EPOC1 (ekstraherbart, persistent organisk bundet klor) eller AOX (adsorberbart organisk bundet halogen). Klorat inngår i avløpsvann fra blekerier hvor klordioksid brukes som blekemiddel.

I mangel på analysedata for avløpsvann fra Hunsfos kan data fra Saugbrugsforeningen tjene som eksempel på sammensetningen av avløpsvann fra bleking av sulfittcellulose. Analyser av avløpsvann fra Saugbrugsforeningens blekeri viste at utslippet av AOX tilsvarte 3.6-4.8 kg/tonn masse og at EOC1 var ca. 15% av AOX. Det betyr at mesteparten av de klororganiske forbindelsene var meget vannløselige. Hovedmengden av identifiserte enkeltkomponenter var lettflyktige (metylenklorid og kloroform). I tillegg ble det funnet klorerte cymener (3.6 g/tonn), fenoler (2.9 g/tonn), guajakoler (2.9-3.9 g/tonn) og katekoler (3.0-4.2 g/tonn) (Källqvist og Carlberg 1987).

I konsesjonssøknaden for Hunsfos er utslippet av AOX angitt til 0.8 tonn/døgn, som svarer til ca. 4.3 kg/tonn bleket masse. Dette er i samsvar med analysene fra Saugbrugsforeningen.

I tabell 3.1 og 3.2 er gjengitt mengder (tonn/døgn) og volumer (l/s) av de ulike utslipp i dag og fremtidige utslipp. Tabellene er fremkommet av konsesjonssøknaden og muntlige informasjoner fra bedriften.

Tabell 3.1 Utslipp av suspendert stoff (>70 $\mu$ m) til Otra.

Kilde	tonn/døgn		Vannføring, fremtidig	l/s dagens	Utslippssted
	dagens	fremtidig			
Hunsfoss blekeri	1.0	1.0	160 - 210 50	ca 650	Otra, eventuelt ledning til sjøen
sileri	0.9	0.4			
Hunsfoss sediment basseng	2.0	0.4	210	290	Otra
Sum Hunsf.	3.9	1.8	420	ca 940	
-----					
fra Norsk Wallboard		0.8	20		Otra, event. ledn. til sjø

Tabell 3.2 Utslipp av organisk stoff (KOF/COD) til Otra.

Kilde	tonn dagens	0/døgn fremtidig	Vannføring fremtidig	l/s dagens	utslippssted
Hunsfoss: sileri	31	9.0	50	ca	Otra, eventuelt ledning til sjøen.
0 -trinn	4.7	5.7	210	ca	
blekeri	9.3	10.5	160	650	
kondensater	11.0	8.0	14		
		33			
Hunsfoss: diverse sediment.- basseng	3.0	1.5			Otra
	15	15	210	290	
		16.5			
sum Hunsfos	74	50	410*)	940	
=====					
Fra Norsk Wallboard		9.2	20		Otra, event. sjøen

\*) Kan gå opp til 520 l/s.

I tillegg til utslippene som fremgår av tabell 3.1 og 3.2 er det søkt om konsesjon på utslipp av klororganiske forbindelser (AOX) på 0.8 tonn pr. døgn. Ut fra dagens nivå er dette en reduksjon på ca 10-15 %. Videre er utslipp av næringssalter anslått til 15-20 kg P/døgn og 300-400 kg N/døgn. Utslipp fra Norsk Wallboard er ca 8 kg P/døgn og 4 kg N/døgn.

For å få et bedre grunnlag for vurdering av mulighetene for heterotrof begroing og turbiditet i elva etter at forurensningsbegrensende tiltak er satt i verk, ble det foretatt enkelte supplerende analyser av avløpsvannet. Resultatene er vist i tabell 3.3. Til tørrstoffanalysene (suspendert stoff) ble glassfiberfiltre av type Whatman GF/C benyttet. Disse filtrene har en midlere porestørrelse på ca 1µm. For den videre vurdering av heterotrof begroing i Otra og oksygenforhold i fjorden er det regnet med at BOF utgjør ca 1/3 av KOF for begge de analyserte avløpskvalitetene.

Tabell 3.3 Kjemiske analyser av avløpsvann fra Hunsfos Fabrikker, 1988. Analysene er fra utløpet av sedimenteringsanlegget og fra en blanding av øvrige utslipp (blekeri-, sileri- og kondensatavløp i forholdet 160:50:14).

Dato 1988	Prøvetype	Turb. FTU	Tørrest. mg/l	KOF mg O/l	BOF <sub>7</sub> mgO/l	%BOF av KOF	A1/R µg/l	A1/I1 µg/l
9/9	Sedimentering	183	76	860	320	37	-	-
	Øvrige utslipp	80	74	370	103	27	-	-
13/12	Sedimentering	104	104	360	140	39	368	311
	Øvrige utslipp	110	81	660	250	38	27	< 10
19/12	Sedimentering	176	67	390	110	28	405	243
	Øvrige utslipp	130	88	710	240	34	31	11
21/12	Sedimentering	86	54	350	80	23	347	259
	Øvrige utslipp	100	97	720	340	47	73	< 10
Middel	Sedimentering	137	75	490	162	32	373	271
"	Øvrige utslipp	105	85	615	233	36	44	10

=====

### 3.2 Effekter.

#### 3.2.1 Saprobiering i elva.

-----

Avløpsvannet inneholder lett nedbrytbare organiske stoffer (sukkerarter) som er velegnet føde for bakterier og sopp (heterotrof begroing). I Otra er den heterotrofe begroingen dominert av Fusarium aquaeductuum. Denne soppen er spesialist på å utnytte svært lave konsentrasjoner av lett nedbrytbare forbindelser. Forsøk med kontinuerlig kultur av soppen i kjemostat viste at den hadde en halvmetningskonstant på 0.3 mg glucose/l, tilsvarende en BOF på ca 0.3 mg O/l (Steensland 1973). (Halvmetningskonstanten er den konsentrasjonen hvor soppens veksthastighet er halvert i forhold til den laveste konsentrasjonen som gir maksimal veksthastighet). Dette stemmer godt overens med resultater fra renneforsøk med sulfittavlut som har gitt heterotrof begroing ned til en BOF på 0.25 mg O/l (Amberg og Cormack 1960). Ved langtidsforsøk i utendørs forsøksresipienter fant Hall (1985) at heterotrofe prosesser oversteg primærproduksjonen ved en belastning på 2 mg O/l (BOF) med

biologisk rensed avløpsvann fra treforedlingsindustri. Under en omfattende undersøkelse i britiske elver fant Curtis og Harrington (1971) synlig heterotrof begroing fra en BOF på ca 2 mg O/l.

Heterotrof begroing er altså rapportert å opptre fra en nedre BOF-grense varierende fra 0.25 til 2 mg O/l, avhengig av graden av lettnedbrytbarhet. Man kan følgelig ikke fastlegge en sikker nedre grense basert på BOF der heterotrof begroing opphører. Likevel er BOF den mest utsagnskraftige standardparameteren. For å fastlegge en sikker nedre grense må man utføre omfattende eksperimentelle undersøkelser med de aktuelle avløpsvanntyper og resipientvann.

### 3.2.2 Oksygenforbruk i fjorden.

-----

Avløpsvannet har stort oksygenforbruk (jfr. tabell 3.2). Det framtidige utslippet fra sileri, oksygen-trinn mm. vil ha et oksygenforbruk på inntil 33 tonn oksygen/døgn regnet som KOF. Dertil kommer 9.2 tonn/døgn fra Norsk Wallboard. Til sammen utgjør dette et oksygenforbruk på inntil ca. 42 tonn/døgn (KOF).

Med en midlere vannmengde på 230 l/s, blir midlere oksygenforbruk ca. 2100 mg O/l regnet som KOF.

For vurdering av oksygenforbruket i fjordens vannmasser etter primærfortynning og innlagring av avløpsvannet, er det riktigere å anvende  $BOF_7$  heller enn KOF. De utførte testene (tabell 3.3) tyder på at  $BOF_7$  utgjør ca. 1/3 av KOF, og for våre beregninger mht. kondensat mm. utgjør det ca. 700 mgO/l.

Erfaringer fra tester av lignende avløpsvann viser at oksygenforbruket går over relativt lang tid, og neppe mer enn 20% av BOF'en (140 mgO/l) blir brukt i løpet av første døgnet. Videre må man ta i betraktning at tiden fra utslipp til avløpsvannet er innlagret og primærfortynningen er avsluttet, bare vil være noen titalls sekunder. Over det tidsrommet som vi betrakter vil derfor bare en enda mindre del av  $BOF_7$  bli realisert. For å være på den sikre siden vil vi imidlertid anta at 1/5 av døgnforbruket av oksygen skjer under primærfortynningen, og like etter. Det tilsvarer 28 mgO/l.

Sjøvannets oksygeninnhold mellom overflaten og 60 m dyp i Kristiansandsfjorden må ventes å variere i intervallet 6-9 mg/l, normalt i den øvre halvdel av intervallet. Det kan nevnes at i 1983-84 ble laveste konsentrasjon i 150-175 m dyp målt til 7.4 mg/l (Molvær et al. 1986). Fig. 3.1 viser beregnet oksygenkonsentrasjon i skyen av fortynnet

avløpsvann ved oksygeninnhold i fortynningsvannet på 6, 7 og 8 mg/l og fortynning i intervallet 10-100 ganger. Som vurderingsgrunnlag kan brukes at oksygenkonsentrasjoner under 1 mg/l anses uegnet for de fleste marine organismer, mens stress-symptomer inntreffer hos fisk ved i underkant av 3 mg/l (FAO 1069, Perkins 1976). Oksygenkonsentrasjoner over 5 mg/l regnes som tilfredsstillende for marine organismer.

Ved ca. 15xfortynning vil den teoretiske oksygenkonsentrasjonen være i intervallet ca. 4-6 mg/l, avhengig av sjøvannets oksygeninnhold.

Vi vil bedømme muligheten for at det oppstår oksygenproblem i skyen av fortynnet avløpsvann etter primærfortynningen. Ved 40xfortynning vil vil midlere oksygenkonsentrasjon være minst 5 mgO/l, og høyere enn 4 mgO/l i skyens sentrum (jfr. fig. 3.1). Hvis avløpsvannet utgjør 230 l/s, vil dette etter fortynning tilsvare ca. 9000 l/s. Etter våre forutsetninger vil denne vannmassen da inneholde 45000 mg oksygen.

Vi antok videre at oksygenforbruket første døgn var 140 mgO/l, som for tidsrommet etter primærfortynning tilsvare:

$$140 \text{ mgO/l} * 230 \text{ l/s} * 0.8 = \underline{\text{ca. 25000 mgO}}$$

Uten innblanding av nytt vann vil middelkonsentrasjonen etter ett døgn være 2.2 mgO/l. Det er imidlertid rimelig å anta at denne "vannpakken" i løpet av dette døgnet minst fortynnes med 50%, dvs. innblanding av 4500 l sjøvann. Dermed tilføres 27000-36000 mg oksygen, avhengig av konsentrasjonen i sjøvannet, noe som kompenserer for oksygenforbruket.

Ut fra disse vurderingene er det rimelig å anta at primærfortynningen og tiden rett etter innlagring er den kritiske fasen mht. oksygen. Vi vil imidlertid tilføye at i området nord for utslippet, f.eks. inn mot Østerhavn vil fortynning og vannutskiftning være på det dårligste. Her kan man ikke se bort fra midlertidige problemer.

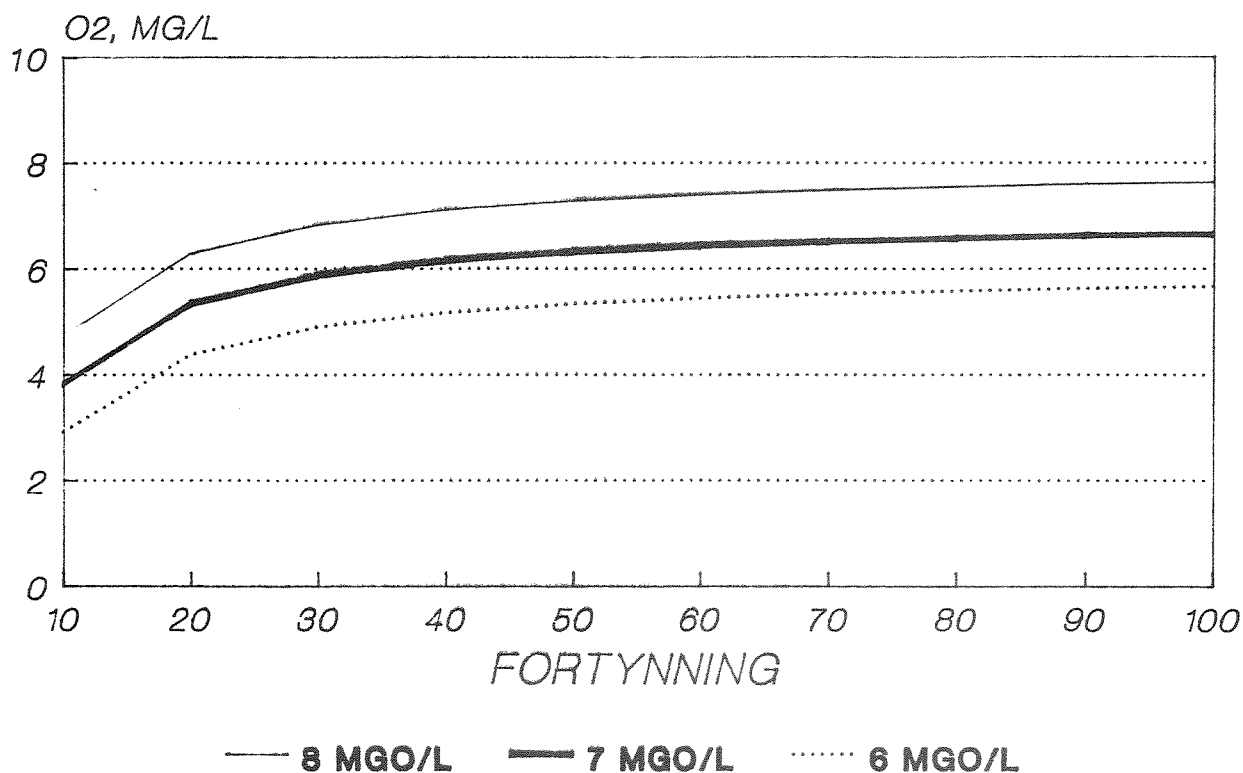


Fig. 3.1. Oksygenkonsentrasjon i skyen av avløpsvann som funksjon av fortynning og oksygenkonsentrasjon i sjøvannet.

### 3.2.3 Eutrofiering i elva.

Avløpsvann fra treforedlingsindustri inneholder også næringsalter som kan stimulere algebegroing. Hunsfos og Norsk Wallboard slipper ut ca 25 kg P og ca 300 kg N per døgn. Fosforutslippene tilsvarer ca 10 000 personekvivalenter.

Hall (1985) observerte vekststimulans av alger ved en økning av løst reaktivt fosfor på under 1/10  $\mu\text{g P/l}$  ved biologisk rensert avløpsvann fra treforedlingsindustri. Man kan altså få vekststimulans ved svært små fosfortilsatser. En liten vekststimulans kan imidlertid være en fordel ved at bunndyrproduksjonen øker. Det er først når begroingen blir påfallende stor at forholdene blir uønsket.



Ved minstevannføring i Otra ( $50 \text{ m}^3/\text{s}$ ) kan utslippene fra Hunsfos og Norsk Wallboard øke konsentrasjonen av totalfosfor med over  $5 \mu\text{g P/l}$ . Dette vil trolig gi en markert vekststimulans for alger. P-utslippene vil også redusere mulighetene for en effektiv fosforbegrensning av den heterotrofe begroingen når utslippene av kommunalt avløpsvann føres utenom elven i ledning. Halvmetningskonstanten (se foran) for Fusarium aquaeductuum med hensyn på fosfor er målt til  $7.5 \mu\text{g P/l}$  (Laake 1976). Dette er en såpass høy verdi at en effektiv fosforreduksjon trolig ville fremme algebegroing på bekostning av F. aquaeductuum.

Ved lavvannsføring i Otra fører utslippene fra treforedlingsbedriftene til en økning på ca  $70 \mu\text{g N/l}$ . Grunnet høye bakgrunnskonsentrasjoner er nitrogen neppe begrensende for begroingen i Otra. Utslippene av nitrogen har derfor trolig liten effekt.

#### 3.2.4 Eutrofi-effekter i fjorden.

-----

Klorofyllmålinger i Kristiansandsfjorden tyder på at primærproduksjonen i hovedsak foregår i intervallet 0-15 m. I vurdering av innlagringsdyp bør det tas hensyn til at det er en fordel med innlagring dypere enn 15 m i tidsrommet mars-oktober.

#### 3.2.5 Forsuring i elva.

-----

Sure utslipp fra inndampingskondensater og blekeriets klortrinn utgjør ca  $200 \text{ kekv H}^+/\text{døgn}$ . Dette har en markert forsurende virkning på Otra og bidrar derved til giftvirkninger for fisk og næringsdyr. Kalkbehovet for å nøytralisere de sure utslippene er beregnet til ca 15 tonn/døgn (Traaen og Johannessen 1988). Innholdet av reaktivt aluminium i avløpet fra sedimenteringsbassenget (tab.3.3) øker konsentrasjonen i Otra ved minstevannføring med kun  $2 \mu\text{g Al/l}$ . Dette er helt uten betydning. Til sammenligning er det observert bakgrunnskonsentrasjoner av reaktivt aluminium i Otra på hele  $300 \mu\text{g Al/l}$  (Hindar og Grande 1987).

#### 3.2.6 Forsuring i marint miljø.

-----

Normalvariasjonen for pH i sjøvann er ca. 8.0-8.2. De viktigste avvik forekommer ved sterk brakkvannspåvirkning og intens primærproduksjon. I Kristiansandsfjorden vil brakkvannspåvirkning være begrenset til de øverste 3-4 m, og den sterkeste primærproduksjonen foregår trolig i

intervallet 0-15 m.

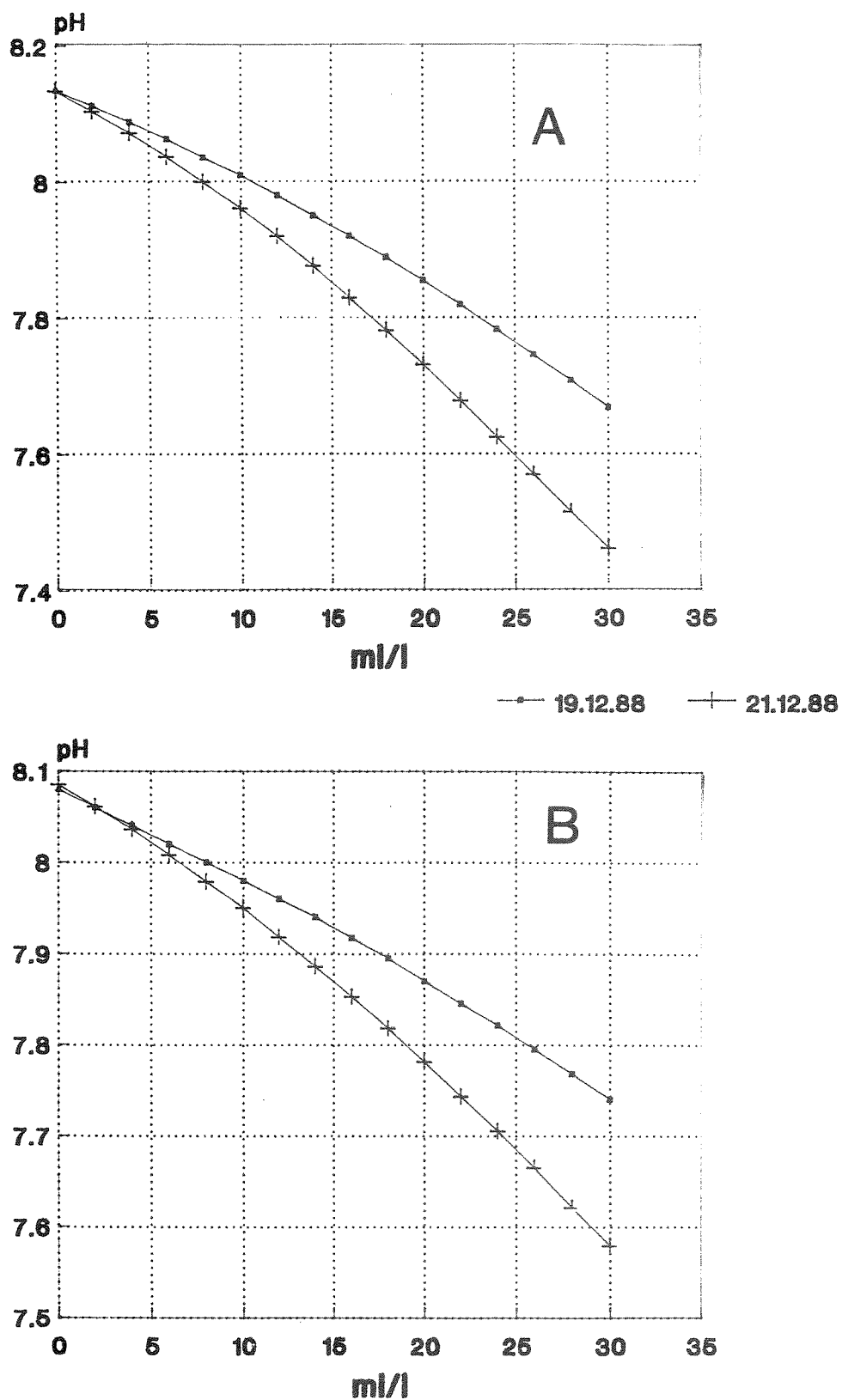
Feltobservasjoner av pH-effekter i sjøvann er det gjort lite av. Sjøvannets gode bufferegenskaper har gjort at problemet vanligvis har hatt liten aktualitet, og under alle omstendigheter av lokal karakter.

En sammenstilling av data om effekter av lav pH på marine organismer (Knutzen 1981) viser at mange organismer påvirkes negativt av pH-verdier under 7.

Environmental Protection Agency i USA angir at pH-verdien i prinsippet ikke bør avvike mer enn to pH-enheter fra det normale variasjonsområdet på stedet (EPA 1976). Subsidiært angis et tolerabelt variasjonsområde på 6.5-8.5.

Perkins (1976) anbefaler ikke mer enn 0.1 pH-enhet avvik fra det vanlige variasjonsintervallet, og i hvert fall ikke utover 6.7-8.5.

Vi kjenner ikke til at det er utført pH-målinger i Kristiansandsfjordens sjøvannslag, men vil anta at det vanlige variasjonsintervallet er ca. 8.0-8.2. Under denne forutsetning blir pH-effekten i fjorden som vist i figur 3.2. Kurvene er bestemt med titrering med dagens avløpsvannblanding (kondensater, sileri og blekeri). Siden den fremtidige avløpsblanding vil ha en vannføring som er ca 1/3 av dagens, må vi anta at syren blir ca 3x konsentrert i forhold til i dag (jfr. tab.3.1). En fortykning på 100x av det fremtidige avløpsvannet vil være mer enn tilstrekkelig for å unngå uheldige pH-effekter. Trolig må fortykningen være dårligere enn 1:50 før pH-effekter gjør seg gjeldende. Som det vil fremgå av kap.3.2.7 vil avløpsvannet inneholde komponenter som gir giftvirkninger ved større fortykninger enn 1:50. pH-effekter vil derfor ikke være avgjørende for vurdering av negative effekter i resipienten.



Figur 3.2 Effekter av avløpsvann (blanding av kondensater, sileri og blekeri) på pH i sjøvann ved salinitet 28 promille (A) og 34 promille (B).

### 3.2.7 Giftvirkning.

-----

Gifteffekter av treforedlingsindustriens avløpsvann på liv i vann er vært gjenstand for mange undersøkelser. Resultatene er tildels sprikende. Årsakene er at avløpsvannets sammensetning varierer, avhengig av råvarer, prosesser og tilsatskjemikalier.

I sin sammenstilling konkluderer Suntio et al. (1988) at avløpsvannets giftvirkning bestemmes av kanskje 50 ulike kjemikalier som hver for seg opptre i konsentrasjoner under det toksiske nivå. I kokeriavluten bidrar særlig harpikssyrene til giftvirkningen. (Landner 1976). De giftige komponentene i kokeriavluten er, i hvert fall til en del, lett nedbrytbare og gifteffekten avtar derfor relativt raskt ved fortykning i resipientvann. Harpikssyrenes gifteffekt er pH-avhengig (mest giftige ved lav pH) og virkningen av utslipp er derfor avhengig av resipientvannets buffertkapasitet.

Ved klorbleking av cellulose dannes en rekke klorerte organiske syrer, fenoler, guajakoler og katekoler. Flere av disse er undersøkt m.h.t. akutt gifteffekt på bl. a. fisk. Resultatene viser LC50-verdier i områder 0.1-1 mg/l for en rekke klorerte fenoler og guaiakoler. Man regner med at de klorerte organiske forbindelsene bidrar til blekeriavløpsvannets giftvirkning selv om konsentrasjonene av enkeltforbindelser som regel er langt under de akutt-toksiske nivåene.

Ved vurdering av effekter av blekeriavløpsvann må det også tas hensyn til at mange av de klorerte forbindelsene er tungt nedbrytbare og har høyt bioakkumuleringspotensiale. Ved at de kan akkumuleres i organismer er det nødvendig å se på mulige langtidseffekter av eksponering til sub-letale konsentrasjoner. Undersøkelser utenfor celluloseindustrier med klorblekeri i Sverige har vist forhøyede konsentrasjoner av organisk klor (EOCl) i fisk i resipienten (Østersjøen). Det er også påvist fysiologiske effekter på fisk i samme område som tyder på forurensningspåvirkning opp til 10 km fra utslippet. Man mener at forurensingen bl. a. har betydning for fiskens reproduksjon og resistens mot infeksjoner. I modelløkosystemtester og feltundersøkelser ble det funnet fysiologiske effekter på fisk ved opp til 2000 gangers fortykning av blekeriavløpsvann. Liknende effekter er ikke funnet i resipienter til cellulosefabrikker uten blekeri og man har derfor konkludert med at effektene har sammenheng med klorerte forbindelser i avløpsvannet, uten at man har kunnet knytte dem til bestemte forbindelser. (Sødergren 1988).

Ved bleking med klordioksid dannes klorat, som er giftig for planteliv

i vann. Spesielt tang synes å være følsom for klorat. Ved forsøk i Sverige er det vist effekter på blæretang av konsentrasjoner ned til 10-20  $\mu\text{g ClO}_3/\text{l}$  og skader på blæretang er påvist i resipienten til blekeriavløpsvann i Østersjøen (Lehtinen et al. 1988).

De seneste undersøkelser av gifteffekter fra avløpsvann fra Hunsfos ble foretatt for ca. 15 år siden. (Laake og Grande 1976).  $LC_{50}$  for laksyngel var 0.08 ml/l i sulfittavlut og 0.1 ml/l i kondensat. ( $LC_{50}$  er den konsentrasjon som gir 50% dødelighet hos fisk etter en gitt eksponeringstid). Blekeriavløpene hadde lavere akutt giftighet med  $LC_{50} = 5$  ml/l for klortrinnet og 75 ml/l for alkalitrinnet. Ved tidligere undersøkelser ble det vist at gifteffekten av sulfittavluten er sterkt pH-avhengig (Grande 1974).

Det er usikkert i hvilken grad de tidligere undersøkelsene av avløpsvannet er representative for dagens situasjon etter at flere forurensningsbegrensende tiltak er iverksatt. En orienterende test med alger i sjøvann (Skeletonema costatum) ble utført med avløpsvann tatt i desember 1988. Avløpsvann fra blekeri, sileri og kondensat ble blandet i proporsjonene 160/50/14, som tilsvarer blandingsforholdet i det vann som er foreslått ledet til Kristianssandsfjorden i rørledning. Resultatet er vist i form av et konsentrasjon/responsdiagram i figur 3.3. Ved konsentrasjoner over 10 ml/l (1%, eller 100 x fortynning) ble algeveksten redusert og ved ca. 30 ml/l (33 x fortynning) var hemmingen fullstendig.  $EC_{50}$  (den konsentrasjon som gir 50 % effekt) var ca. 15 ml/l (70 x fortynning). Fordi det fremtidige avløpet fra blekeri, sileri og kondensater vil gå ned fra ca 650 til 210 l/s, vil konsentrasjonene av giftstoffer trolig bli 2 til 3 ganger høyere enn vannet som er testet i fig 3.3, avhengig av om giftstoffene reduseres i samme grad som organisk stoff (tab. 3.2) eller ikke blir redusert i særlig grad. Man må derfor trolig fortynne det fremtidige avløpet 200-300 ganger for å unngå gifteffekter på følsomme marine organismer.

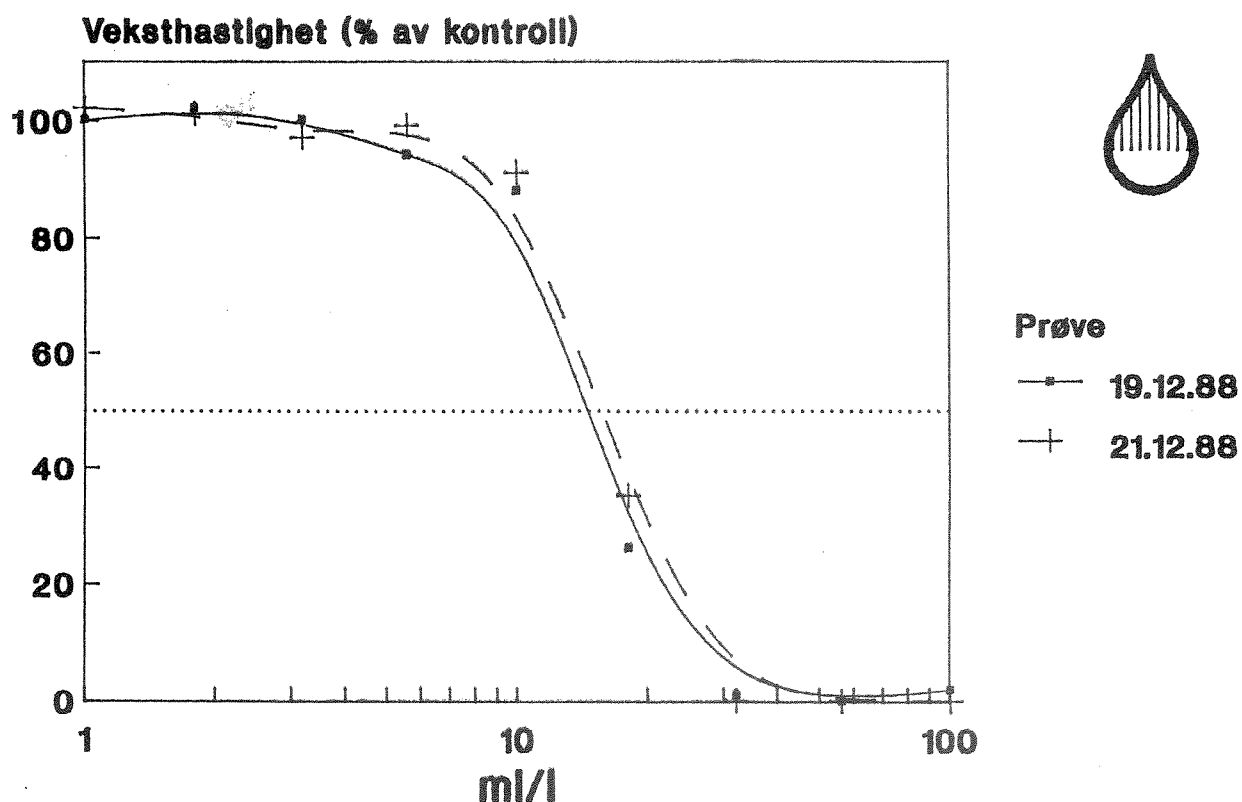


Fig. 3.3 Effekt av avløpsvann (blanding av blekeri, sileri og kondensat) på vekst av alger (Skeletonema). En konsentrasjon på 10 ml/l tilsvarer 100xfortynning.

Titring av sjøvann (34‰ salinitet) med de samme avløpsvannsprøvene som ble brukt i algetesten viste at gifteeffekten ikke skyldes direkte pH-effekter. Ved konsentrasjonen 15 ml/l, hvor veksten ble redusert til ca 50% var pH-verdien ca. 7.9 (fig.3.2).

Resultatet av den orienterende algetesten kan sammenlignes med en nylig utført undersøkelse av avløpsvann fra Saugbugsforeningen i Halden som også produserer klorblekt sulfittcellulose. (Källqvist og Carlberg 1987). Med den samme testalgen (Skeletonema) var  $EC_{50}$ -verdiene for delstrømmene fra blekeriet 6-18 ml/l, d.v.s. i samme område som de testede prøvene fra Hunsfos. Sulfittavluten og kondensatet var de mest giftige delstrømmene med  $EC_{50}$ -verdier mellom

0.4-2.7 ml/l. Akutte effekter på andre testede organismer (laks, stingsild, rur, blåskjell, bakterier) ble registrert ved noe høyere konsentrasjoner enn for alger. Dette tyder på at planktonalgen Skeletonema er spesielt følsom for denne typen avløpsvann.

Effekten av blekeriavløpsvann fra Saugbrugsforeningen er også undersøkt ved langtidsforsøk i brakkvanns modelløkosystem. Ved en dosering av 25 ml/l over 6 måneder ble det ikke konstatert synlige gifteffekter på sagtang, tangreker og strandsnegl. Analyser av blåskjell viste ca. 5 ggr. økning av innhold av EOCL (250 ppm). Det ble også registrert en stimulert algebegroing som følge av avløpsvannets innhold av næringsalter. Det er også foretatt eksponering av fisk i konsentrasjonene 5 og 50 ml/l blekeriavløpsvann for undersøkelse av fysiologiske effekter. Materialet er ikke ferdig analysert, men fra de data som foreligger er det ikke mulig å påvise noen klare effekter av eksponeringen p.g.a. stor spredning i materialet.

På denne bakgrunn er det vanskelig å forutsi mulige subletale effekter ved langtidspåvirkning av utslipp av blekeriavløp i Otra eller Kristiansandsfjorden. Analyser av bekkerøye fra Otra (Boman og Grande 1985) har vist forhøyede konsentrasjoner av EOCL. Nivåene var 300-530 mg/kilo på fettvektsbasis i filét. Dette er ca. 3-5 ggr. høyere enn den bakgrunnsbelastning man har funnet i abbor i svenske innsjøer. (Sødergren 1988). Andelen persistente klorerte forbindelser (EPOCL var ca. 5%. Det er påvist at de indre delene av Kristiansandsfjorden er sterkt preget av miljøgifter (metaller og klororganiske forbindelser), men det er ikke foretatt noen undersøkelser som viser hvor mye utslippene fra treforedlingsindustrien bidrar til denne situasjonen. Konsentrasjonene av EPOCL som er funnet i skrubbe og torsk fra Kristiansandsfjorden er betydelig større enn i regnbueørret i nedre Otra noe som tyder på at andre kilder enn blekeriutslipp dominerer. (Knutzen og medarb. 1986).

Med utgangspunkt i resultatene fra undersøkelsene av Saugbrugsforeningens avløpsvann synes det ikke være grunn til å vente alvorlige toksiske effekter ved fortyninger over 100 ganger av dagens avløpsvann. Siden det fremtidige avløpsvannet fra Hunsfoss blir ca 2-3 ganger konsentrert bør man imidlertid øke fortyningen til 200 - 300 ganger for å unngå toksiske effekter. Et usikkerhetsmoment er imidlertid effektene av bioakkumulerbare klororganiske forbindelser. Så lenge det ikke er undersøkt kan det ikke utelukkes at fysiologiske effekter på fisk liknende dem som er funnet ved undersøkelser av blekeriavløpsvann fra sulfatcelluloseproduksjon i Sverige (Larsson et al. 1988) forekommer i resipienten. Ved undersøkelsene utenfor

Norrsundets cellulosefabrikk var EOC1-nivået i fisk i det området hvor fysiologiske effekter og reproduksjonsforstyrrelser ble funnet lik det som er funnet i ørret fra Otra (Sødergren 1988, Boman og Grande 1985). Den store usikkerheten som knytter seg til tolkingen av EOC1-konsentrasjoner gjør det imidlertid vanskelig å trekke slutninger om effekter av en gitt EOC1-belastning. Sannsynligvis skyldes de fysiologiske effektene noen bestemte forbindelser og mer spesifikke analyser enn samleparametre som EOC1, eller EPOC1 må til for å klarlegge forholdet.

### 3.2.8 Hygieniske forhold.

-----

En undersøkelse av termotolerante coliforme bakterier i Iddefjorden (Ormerod 1984) viste at bakterier av slekten Klebsiella utviklet seg i avløp fra treforedlingsindustrien i Halden. Enkelte arter av Klebsiella kan forårsake urin- og luftveisinfeksjoner hos mennesker. Det er imidlertid ikke avklart om dette er et reelt problem i resipienter som mottar treforedlingsavløp. Dette er en vurdering som er helsemyndighetenes ansvar. Det foreligger ikke undersøkelser av disse forhold i Otra.



## 4. ALTERNATIV 1. ALT FREMTIDIG AVLØP TIL OTRA.

### 4.1 Beskrivelse av alternativet.

Dette er det primære utslippsalternativet i konsesjonssøknaden til Hunsfos. Utslippene til Otra vil da bli som det fremgår i kap. 3.1. I tillegg vil sure komponenter i avløpsvannet bli nøytralisert. Alternativet vil redusere utslippene av kjemisk oksygenforbrukende stoffer med ca 32 % ut fra dagens situasjon (reduksjon fra 74 til 50 tonn KOF/døgn, jfr. tab. 3.2). Reduksjonen av suspendert stoff ( $>70 \mu\text{m}$ ) vil reduseres med ca 60%. Utslipp av finpartikulært materiale ( $<70 \mu\text{m}$ ) er ikke angitt. Utslippene av klororganiske forbindelser (AOX) blir redusert med 10-15%.

### 4.2 Effekter i Otra.

En reduksjon av KOF-belastningen fra 74 til 50 tonn O/døgn vil tilsvare en reduksjon av BOF i Otra fra 5.7 ned til 3.9 mg O/l ved minstevannføring ( $50 \text{ m}^3/\text{s}$ ). I tillegg kommer ca 9.2 tonn O/døgn fra Norsk Wallboard, tilsvarende 2 mg KOF/l eller ca 0.7 mg BOF/l. Ved minstevannføring vil følgelig den totale BOF-konsentrasjonen ligge på ca 4.6 mg O/l. Denne konsentrasjonen er fremdeles høy, og man kan ikke forvente vesentlige reduksjoner av heterotrof begroing i elva. Den fremtidige avskjæring av boligkloakk kan muligens føre til en viss nedgang grunnet fosforbegrenset vekst, men denne effekten vil trolig bli begrenset grunnet industriens egne fosforutslipp.

Lukten av vannet og usmak på fisk i elva må forventes å bli omtrent som i dag. Avsyring av vannet vil imidlertid føre til at stasjonær ørret kan leve i elva, muligens også reprodusere. Voksen laks kan trolig også leve i elva, men neppe reprodusere.

Siden det ikke foreligger data om suspendert finmateriale som blakker elven må man ty til antagelser. Ut fra analysene i tabell 3.3 vil utslipp fra sedimenteringsanlegget ved minstevannføring øke turbiditeten i Otra med 0.8 FTU. Øvrige utslipp vil bidra med 1.4 FTU i Otra. Totalt blir altså økningen 2.2 FTU. Hvis man antar at det finpartikulære materiale vil få en like stor prosentvis reduksjon som grovpartikulene (60%) vil økningen i Otra bli ca 0.9 FTU. Dette vil gi en synlig, men ikke spesielt påfallende blakking. Det er vel forøvrig usikkert om det finpartikulære materialet vil bli redusert i samme grad som det grovpartikulære. Blakkingen kan derfor bli større enn beregnet. I tillegg kommer også utslippet fra Norsk Wallboard. Det er ikke datagrunnlag for å beregne fremtidig turbiditet for dette utslippet, men for tiden er utslippet så påfallende at det på folkemunne blir kalt "melkeveien".

Totalt sett vil elva bli lite egnet som badevann.

#### 4.3 Effekter i Kristiansandsfjorden.

Ved dette alternativet vil avløpsvannet innblandes i ellevannet og følge med det til fjorden som før. Transporten av partikulært materiale vil imidlertid bli mindre. Undersøkelsene i 1982- 84 viste en sterk nedslamming av bunnen med redusert bunnfana utenfor Otras munning (Rygg 1985, Næs 1985). Størrelsen av dette bunnarealet er ikke kartlagt, men dreier seg trolig om 1-2 km<sup>2</sup>. Denne nedslammingen vil bli redusert.

Hvilke mengder partikulært materiale som i dag tilføres fjorden er ikke kjent, og ikke alt kommer fra Hunsfos. Når forholdene i Otra har stabilisert seg, er det imidlertid ikke usannsynlig at transporten reduseres med 20-40% på årsbasis. Kvantifisering av forbedringene i fjorden lar seg ikke gjøre innen denne utredningen, men det er klart at arealet som nå er nedslammet etterhvert vil bli betydelig mindre. Et tilsvarende areal vil dermed få mulighet til å opprettholde en naturlig, eller tilnærmet naturlig bunnfauna.

Den stoffgruppe som ellers har størst betydning for Kristiansandsfjorden ved utslipp i Otra er de persistente klororganiske forbindelsene, som i liten grad blir omsatt i elven. Effektene av dagens belastning er ikke kjent, men det er antatt at andre kilder (særlig Falconbridge Nikkelverk) betyr mest for den totale belastningen av klororganiske forbindelser i Kristiansandsfjorden. (Molvær 1986). På denne bakgrunn er det ikke sannsynlig at den planlagte reduksjonen i utslipp av AOX fra 0.9 til 0.8 tonn/døgn vil gi store utslag i forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden, men den vil bidra til en nødvendig reduksjon av belastning med klororganiske forbindelser.

## 5. ALTERNATIV 2. DELT UTSLIPP TIL OTRA OG KRISTIANSANDSFJORDEN.

### 5.1 Beskrivelse av alternativet.

Alternativet innebærer at utslippene kalt sileri, 0-trinn, blekeri og kondensater i tabellene 3.1 og 3.2 føres i en 450mm ledning til Kristiansandsfjorden. Utslipp betegnet sedimenteringsbasseng og diverse går til Otra. Alternativet innebærer at Otra blir helt avlastet for sure utslipp og klororganiske forbindelser (AOX). Det meste av stoffer som lukter vondt og setter usmak på fisk vil også gå direkte til fjorden. Belastningen fra Hunsfos til Otra med organiske stoffer (KOF) og suspendert materiale ( $>70 \mu\text{m}$ ) vil reduseres med ca 75%. Utslipp av finpartikulært materiale ( $<70 \mu\text{m}$ ) er ikke angitt. Utslippene fra Norsk Wallboard blir ført i ledning til sjøen. Vannføringen i ledningen vil bli ca 230 l/s, hvorav ca 20 l/s fra Norsk Wallboard. Ledningskostnadene er beregnet til ca 40 mill. kr.

### 5.2 Effekter i Otra.

Belastningen fra Hunsfos til Otra vil bli ca 16.5 tonn KOF/døgn. Ved minstevannføring tilsvarer dette en KOF i elven på 3.8 mg O/l, eller en BOF på 1.3 mg O/l. Dette ligger i grenseområdet hvor det er usikkert om man får synlig heterotrof begroing (jfr. kap. 3.2). Trolig vil begroingen bli merkbart redusert, men neppe helt eliminert ved lave vannføringer.

Fosforutslippene fra Norsk Wallboard vil gå direkte til sjøen. Hvis vi regner med at fosforutslippene er tilnærmet likt fordelt mellom delutslippene fra Hunsfos, vil fosforbelastningen til Otra bli redusert til ca 1/3 av dagens nivå. Dette tilsvarer mellom 1 og 2  $\mu\text{g P/l}$ . Siden fosforinnholdet i avløpet fra sedimenteringsanlegget trolig er noe høyere enn i øvrige avløp kan økningen av fosforkonsentrasjonen bli noe høyere enn dette estimatet. Når de kommunale utslipp blir ført utenom elven, vil både de heterotrofe (sopp, bakterier) og autotrofe (alger) organismer bli klart fosforbegrenset. Dette kan bidra til å redusere begroingen.

I tillegg til de kjemiske analysene i tabell 3.3 ble også luktgrenseverdier bestemt for enkelte prøver. Luktgrenseverdien er definert som den laveste fortykning som ikke gir merkbar lukt. For blandingen av avløp fra blekeri, sileri og kondensater ble det funnet luktgrenseverdier i området 800 til 50000. Disse avløpene vil i dette alternativet gå utenom Otra. For avløp fra sedimenteringsbassenget ble det funnet luktgrenseverdier mellom 20 og 40. Fortyningen av dette avløpet vil bli ca 1:240 ved minstevannføring. Det vil derfor ikke bli merkbar lukt av

vannet i Otra. Det vil sannsynligvis heller ikke bli usmak på fisk.

Stasjonær ørret vil trolig vokse opp og reprodusere. Voksen laks vil også kunne overleve i elva. På grunn av sur nedbør er det tvilsomt om det vil bli smoltproduksjon.

Hvis turbiditeten i avløpet fra sedimenteringsbassenget reduseres i samme grad som grovpartiklene vil turbiditetsøkningen i Otra kun bli ca 0.2 FTU. Hvis den reduseres i samme grad som avløpets vannføring, vil økningen bli ca 0.6 FTU. Trolig vil økningen ligge et sted mellom disse tallene. Turbiditeten (blakkingen) i elva vil derfor ikke bli særlig påfallende under normale driftsforhold. Episoder med synlig blakking kan ikke utelukkes.

Totalt sett vil Otras egnethet til badevann være avhengig av hvorvidt man får eliminert den synlige heterotrofe begroingen. Det er usikkert om dette vil bli resultatet. Det er også visse usikkerheter knyttet til de hygieniske forhold (jfr. Klebsiella-bakterier). Dette bør avklares med helsemyndighetene (Statens Institutt for Folkehelse).

### 5.3 Effekter i Kristiansandsfjorden.

For fjordens overflatelag betyr dette alternativet mindre belastning av partikulært materiale, næringssalter og klororganiske forbindelser. Man kan vente at dette vil gi noe klarere vann, og eventuell "treforedlingslukt" av brakkvannet ved Otras munning vil opphøre. Belastningen i fjordens sjøvannslag vil imidlertid øke. Dette vurderes i det etterfølgende.

#### 5.3.1 Beregning av innlagingsdyp og primærfortynning.

-----

I forhold til sjøvannet i Kristiansandsfjorden, kan avløpsvannet betraktes som ferskvann. Når avløpsvannet slippes ut på dypt vann vil det derfor være lettere enn det omkringliggende sjøvannet og begynne å stige mot overflaten. Fig. 5.1 illustrerer det som da skjer.

Mens det stiger, fortynnes avløpsvannet pga. innblanding av sjøvann. Dermed får blandingsvannmassen stadig større egenvekt. Til slutt vil den oppadrettede bevegelsen stoppe, og det fortynnete avløpsvannet innlagres i et dyp der dets egenvekt er lik sjøvannets egenvekt. Fortynningen i denne fasen kalles primærfortynning.

Etter innlagring vil avløpsvannet bre seg utover som en sky. De vanlige

fortynningsprosessene og strømsystemene i fjorden vil fort overta, og bestemme fortynning (sekundærfortynning) og videre spredning. Denne fasen er imidlertid ikke vurdert i dette prosjektet.

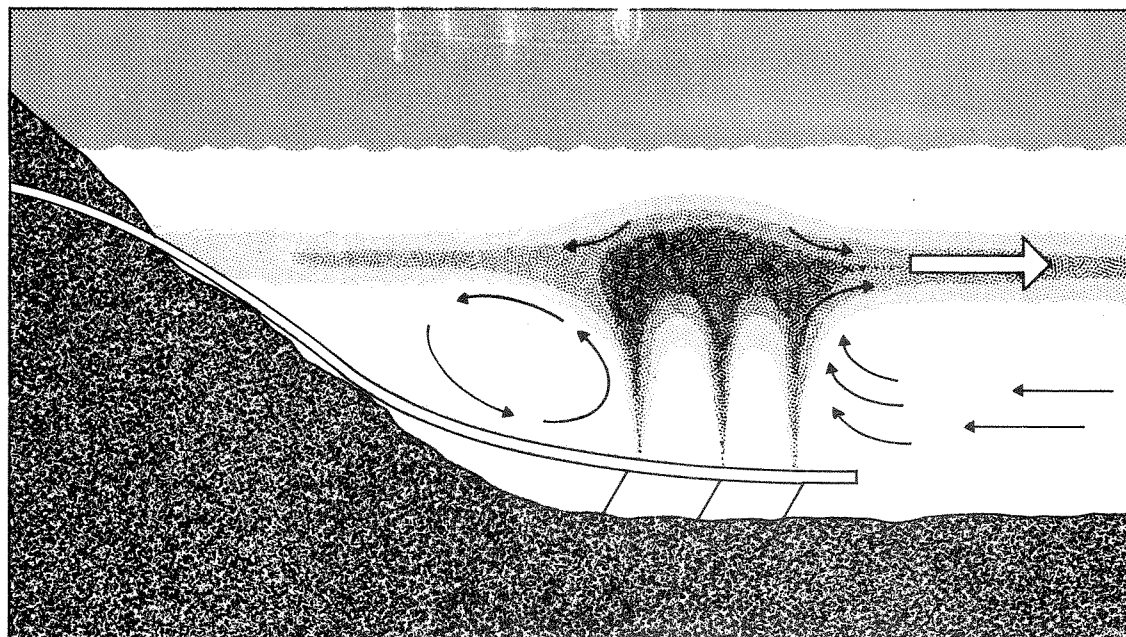


Fig. 5.1. Prinsippskisse av innlagring og primærfortynning ved dyputslipp.

Beregningene av innlagring og primærfortynning er utført med et EDB-program, NIVA\*JET.MIX, utviklet av Bjerken og Lesjø (1973).

Programmet beregner fortynning og innlagringsdyp for en enkelt avløpsvannsstråle i en sjiktet resipient, på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet.

Beregningsprogrammet gir ikke eksakt innlagringsdyp, men beregner det nivået der avløpsvannets egenvekt, mens det stiger mot overflaten, oppnår samme egenvekt som omgivelsene. Avløpsvannets bevegelsesenergi gjør imidlertid at det stiger forbi dette "likevektsnivået", før det synker tilbake og innlagres mellom vendepunktet og likevektsnivået. Programmet beregner også vendepunktet.

Hvor langt ned avløpsvannet synker etter å ha nådd vendepunktet, vil variere fra tetthetsprofil til tetthetsprofil. For enkelhets skyld

antar vi at innlagringen skjer halvveis mellom vendepunkt og likevektsnivå.

Vi kjenner ikke tykkelsen av skyen når det fortynnede avløpsvannet innlagres horisontalt, men en rimelig antakelse kan være at tykkelsen er ca. halvparten av avløpsskyens bredde da den vertikalt steg opp til vendepunktet.

Beregningsprogrammet angir primærfortynningen (F) i sentrum av strålen idet den når opp til likevektsnivået. Fortynningen vil være minst i strålens sentrum, og høyest i ytterkant på sidene. Midlere fortynning for avløpsvannet er  $1.7 \times F$ . Som beskrevet ovenfor vil midlertid avløpsvannet stige forbi likevektsnivået før det innlagres. Fortynningen vil dermed bli litt større. Vi anslår midlere fortynning i innlagringsnivået til  $2 \times F$ .

### 5.3.2 Datamaterialet.

-----

Til beregningene har vi vurdert vertikallprofiler av temperatur og saltholdighet målt utenfor munningen av Otra i forbindelse med undersøkelsen av Kristiansandsfjorden i 1982-84 (Molvær et al. 1986). I alt 56 profiler er gjennomgått. Innledende beregninger viste at med utslippsdyp mindre enn 40 m, ville man få gjennomslag til overflaten. De videre beregningene ble derfor utført for utslippsdyp større enn 40 m dyp.

Dette reduserte antall profiler betraktelig, ettersom bare 16 av disse inkluderte målinger dypere enn 40 m. Disse profilene stammer fra følgende tidspunkt:

Profil nr.	Tidspunkt
-----	
1	840209
2	840316
3	840405
4	840426
5	840516
6	840601
7	840614
8	840702
9	840718
10	840806
11	840823

12	840906
13	840920
14	841016
15	841120
16	841213

-----

Det hadde vært ønskelig med profiler som dekket to år for bedre å få med ulikheter i sjiktning fra år til år, men det er ikke noe i datamaterialet som tyder på at sjiktningen i Kristiansandsfjorden i 1984 var unormal.

Beregninger ble utført både med ett hull i ledningen, med diameter 0.45 m, og med to hull. I det siste tilfelle ble diameteren satt til 0.32 m. For to hull gir det samme tverrsnittsareal som ett hull med diameter 0.45 m. Utløpshastighet var i begge tilfeller ca. 1.4 m/s.

Beregninger ble utført for utslippsdyp 40 m, 50 m og 60 m.

### 5.3.3 Resultater.

-----

Resultatet for utslipp fra ett hull i 40 m, 50 m og 60 m dyp er vist i fig. 5.2-5.4, der også tykkelsen av skyen av fortynnet avløpsvann er framstilt.

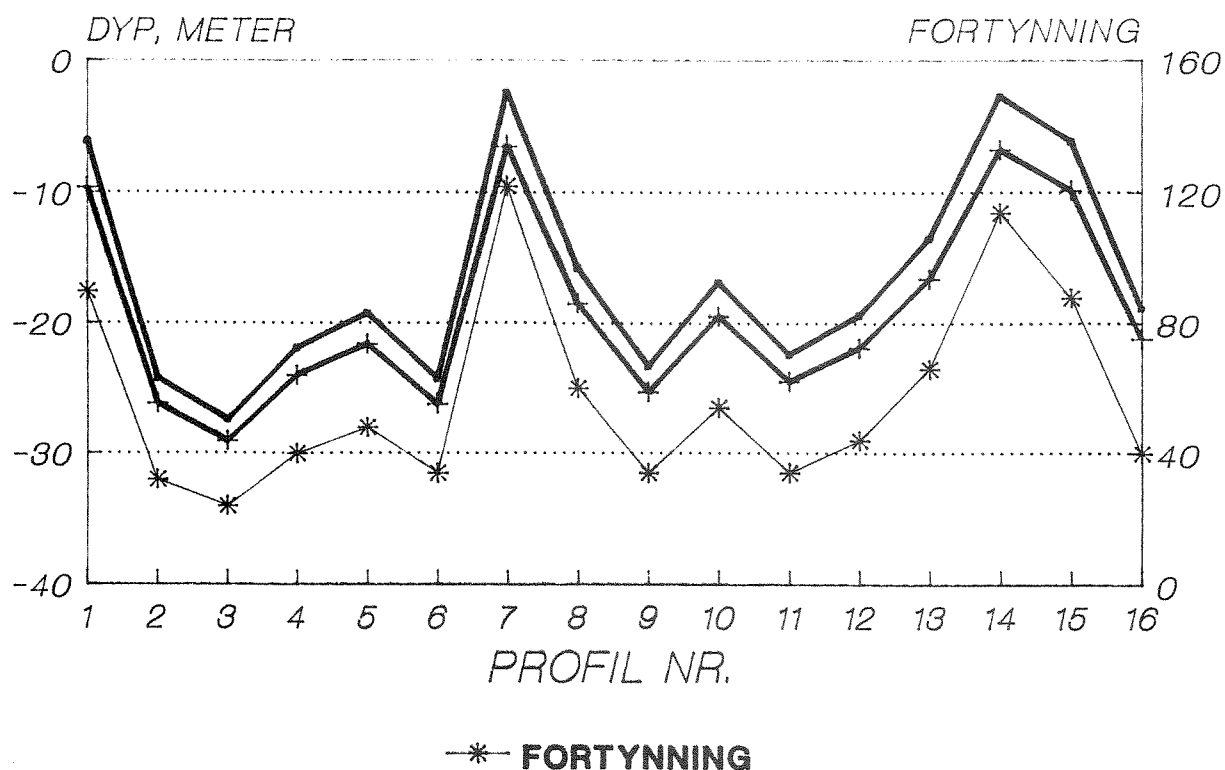


Fig. 5.2. Utslipp gjennom ett hull i 40 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortykning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.

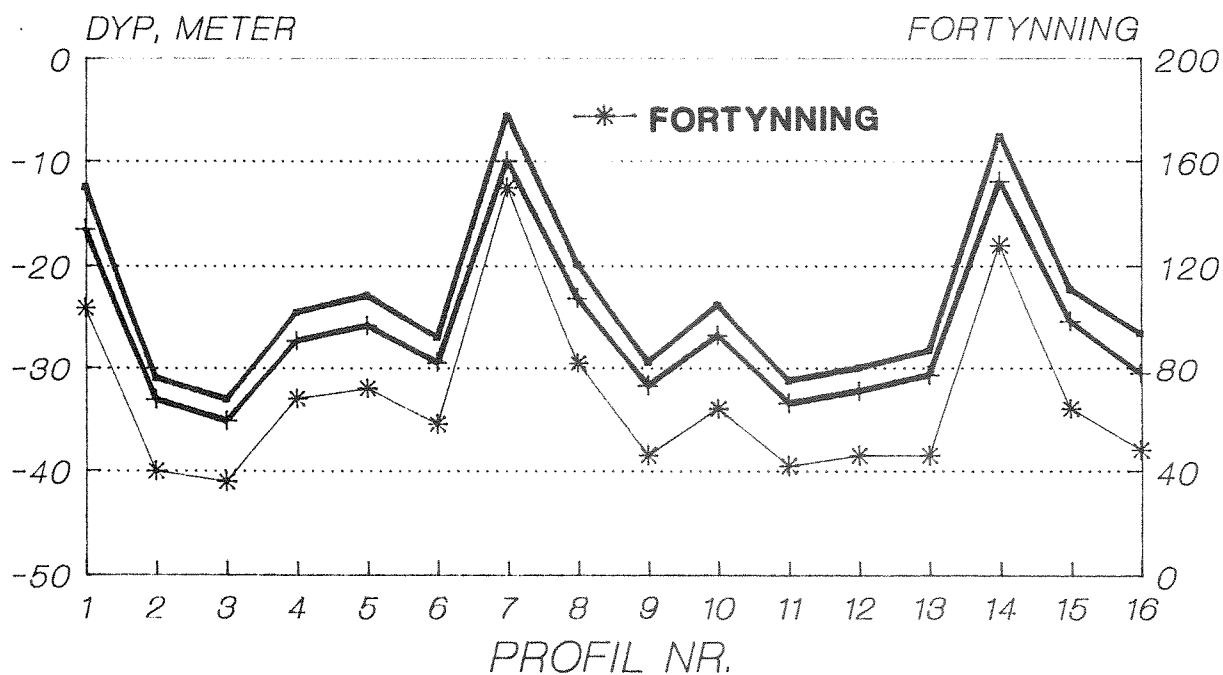


Fig. 5.3. Utslipp gjennom ett hull i 50 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortykning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.



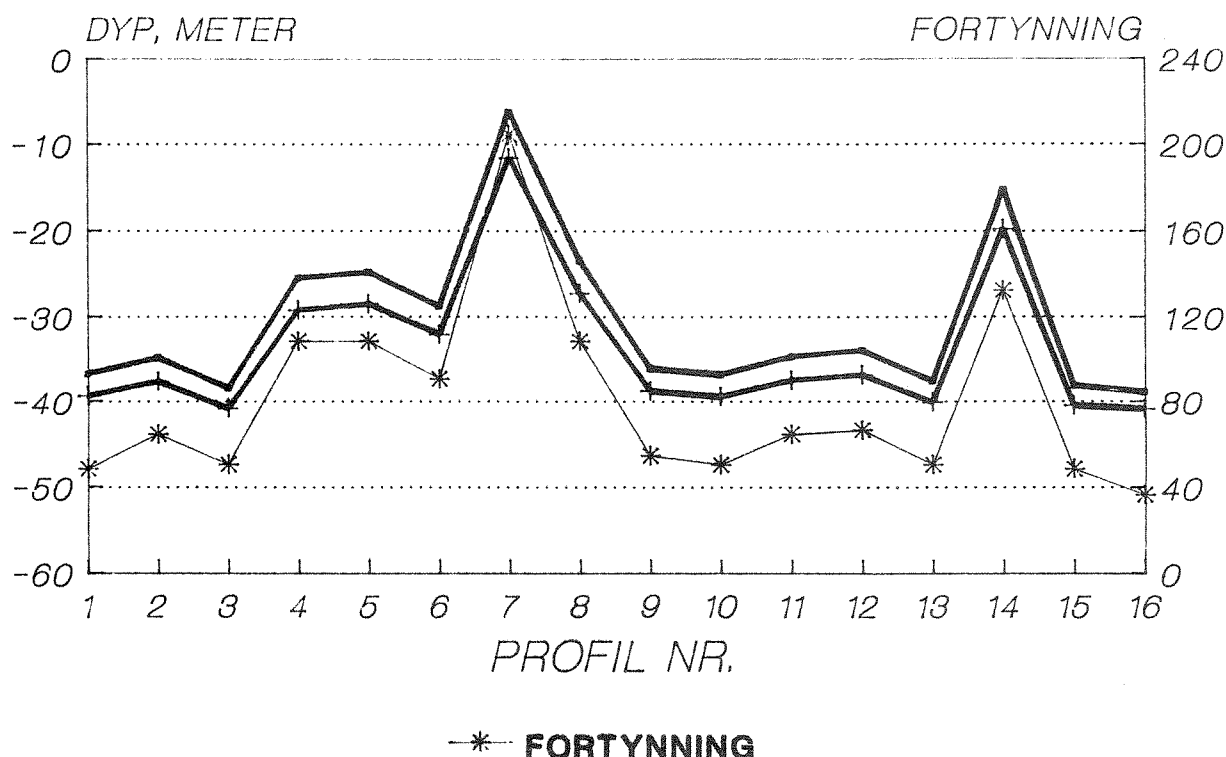


Fig. 5.4. Utslipp gjennom ett hull i 60 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortytning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.

Resultatene kan oppsummeres i to hovedpunkter:

1. Innlagringsdyp og fortytning varierer mye med tiden. Dette skyldes tilsvarende variasjoner i vannmassenes vertikale lagdeling i fjorden. Som regel vil innlagringsdypet være størst sommerstid, men det vil opptre situasjoner med høy opptrengning av avløpsvannet. Fortytningen er da tilsvarende stor: typisk 100-200 ganger.
2. Innlagringsdypet øker med økende utslippsdyp. I hovedtrekk gjaldt det samme for fortytningen, spesielt for tidsrommet vår - sommer. Ser man bort fra situasjonene med høy opptrengning av avløpsvannet, kan resultatene oppsummeres slik:

Utslippsdyp	Innlagring	Fortytning
40 m	ca. 15-25 m	ca. 30-70
50 m	20-35 m	40-80
60 m	25-40 m	45-100

Resultatene fra de orienterende algetestene (se avs. 3.2) viste at det

fremtidige avløpsvannet ved utslipp i sjøvann må fortynnes ca 200-300 ganger for å unngå fare for akutte toksiske effekter på følsomme organismer nær utslippspunktet. På grunn av at den akutte giftvirkningen i første rekke skyldes nedbrytbare komponenter i avløpsvannet, er det ikke grunn til å vente langtidsvirkninger av eksponering til lavere konsentrasjoner på større avstand fra utslippet, med unntak for eventuelle effekter av bioakkumulerbare klororganiske forbindelser.

Vi minner om at fortynningen i skyens sentrum umiddelbart etter innlagring bare vil være halvparten av midlere fortynning, dvs. ca. 15-50x for tilfellene i tabellen ovenfor.

Konklusjonen blir dermed at etter innlagring vil avløpsvannet fortsatt være toksisk ovenfor enkelte arter planteplankton, og evt. andre følsomme marine organismer (jfr. kap. 3.2) uansett hvilket utslippsdyp som velges. Når det gjelder oksygen, vil det neppe oppstå problemer (jfr. fig. 3.1 i kap. 3.2).

Når det gjelder klororganiske forbindelser, som til dels er persistente og bioakkumulerbare, må det legges vekt på de totale utslippsmengdene og ikke bare på konsentrasjonen etter primærfortynning i resipienten. Utslipp av blekeriavløpsvann fra Hunsfos via rørledning til Kristiansandsfjorden endrer ikke den totale belastningen av organiske klorforbindelser i resipienten, men vil sannsynligvis føre til en endret fordeling. Ved å velge utslippsdyp slik at innlagringen skjer under det sjikt hvor mesteparten av den biologiske produksjonen foregår (0-15 m), kan effekter på hardbunnsamfunn i strandsonen og fyttoplankton unngås. Dette ventes også å føre til at en større del av de klororganiske forbindelsene ender opp i bunnsedimentet.

Ut fra eutrofiensyn er utslipp i 50-60 m dyp å foretrekke. Det understrekes at sjøvannet som innblandes i avløpsvannet også vil inneholde relativt mye næringssalter.

Resultatene for utslipp fra to hull er framstilt i fig. 5.5-5.7. Variasjonsmønstret er det samme som allerede vist ved utslipp fra ett hull. I noen tilfelle vil det fortynnede avløpsvannet trenge opp til 10 m dyp, eller høyere. Midlere fortynning er da ca. 110-280, økende med utslippsdypet.

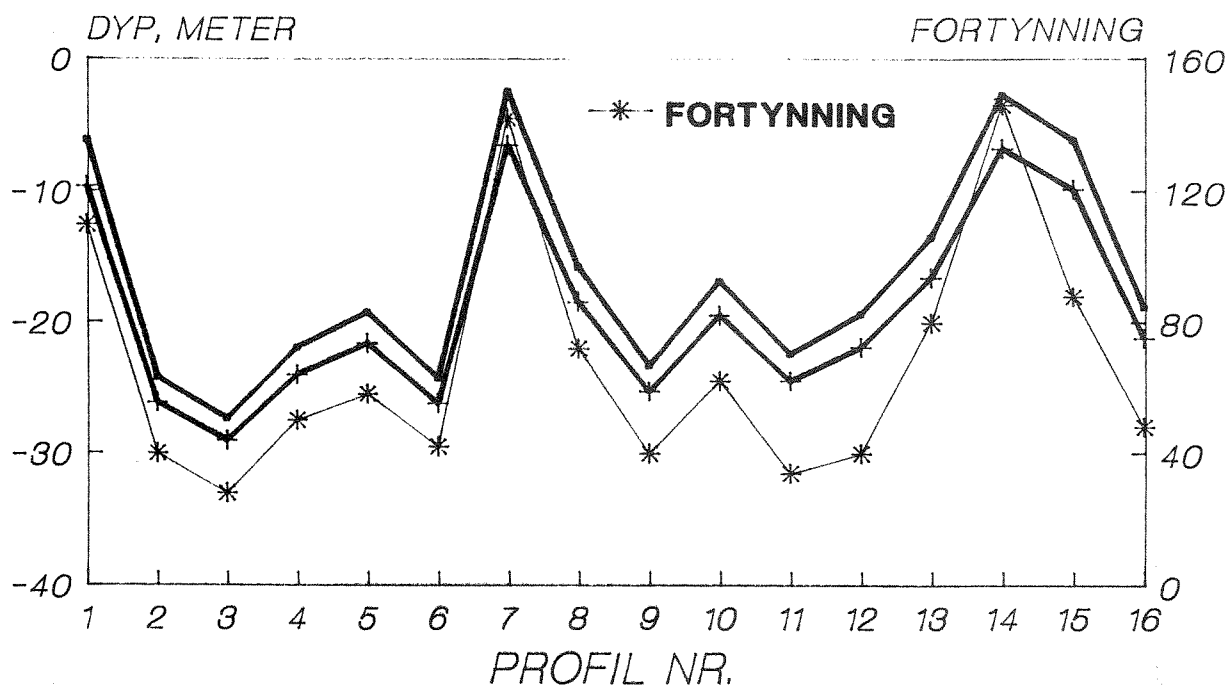


Fig. 5.5. Utslipp gjennom to hull i 40 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortykning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.

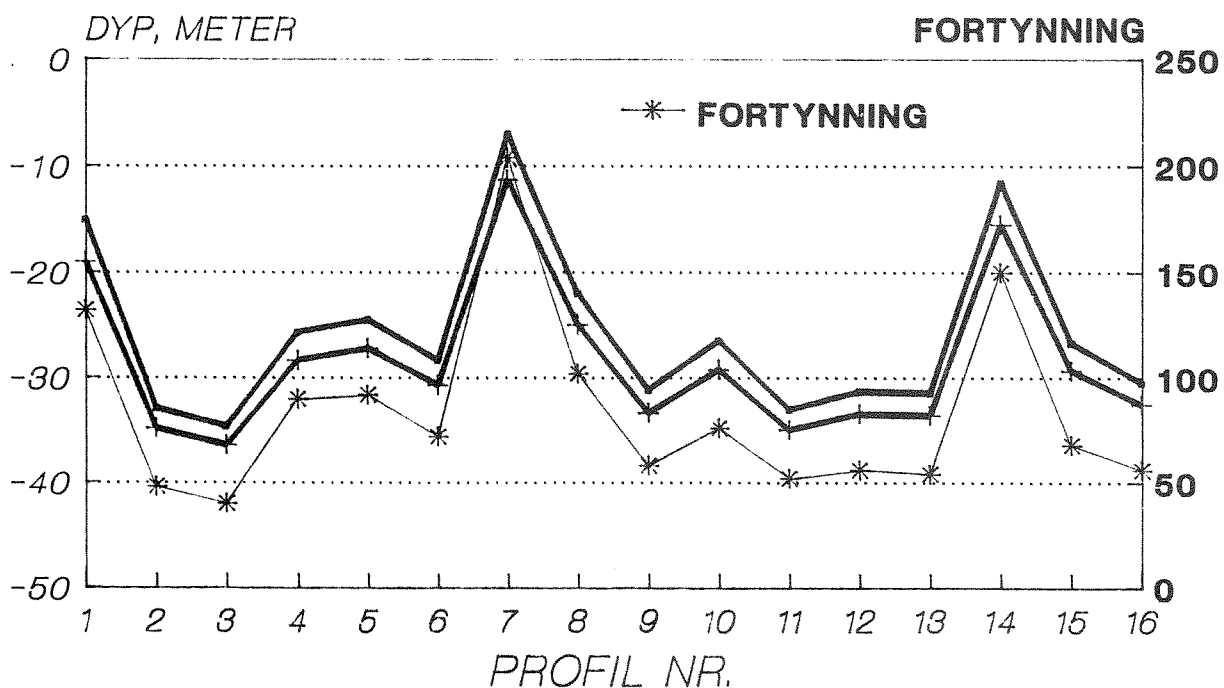


Fig. 5.6. Utslipp gjennom to hull i 50 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortykning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.

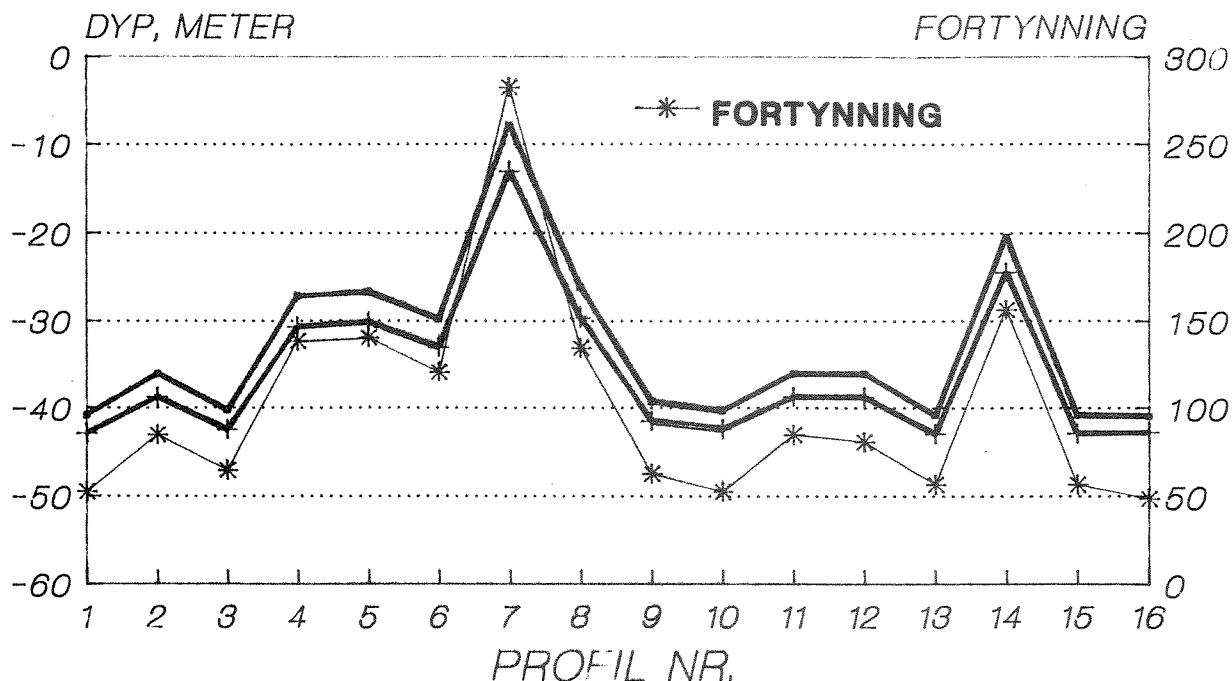


Fig. 5.7. Utslipp gjennom to hull i 60 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortynning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.

Ser vi igjen bort fra tilfellene med opptrengning mot overflaten, blir hovedtrekkene som følger (midlere fortynning):

Utslippsdyp	Innlagring	Fortynning
40 m	ca. 18-28 m	ca. 40-80
50 m	25-35 m	50-100
60 m	30-40 m	50-150

Jevnført med utslipp fra ett hull er resultatene noe gunstigere:

- \* typisk innlagring ca. 5 m dypere.
- \* typisk fortynning ca. 15-25 % større.

Heller ikke ved dette alternativet unngås toksiske effekter av avløpsvannet. Det vil neppe oppstå oksygenproblemer (jfr. fig. 3.1 i kap. 3.2).

Man vil oppnå noe større fortynning og ytterligere reduksjon av negative effekter ved å anvende diffusor (f.eks. 5-10 hull). I så fall vil også

utslippsdyp kunne reduseres. En annen interessant mulighet er fortynning av avløpsvannet med ferskvann umiddelbart før utslipp. Tilsettes f.eks. 400-600 l/s, vil det trolig langt på vei eliminere de akutte problemene med toksisitet. Fordi man ikke med sikkerhet kan forutsi de toksiske egenskapene av det fremtidige avløpet fra Hunsfoss, bør avløpet testes etter at forurensningsbegrensende tiltak er gjennomført. Man vil da kunne angi nødvendig fortynning med større sikkerhet.

## 6. ALTERNATIV 3. ALT INDUSTRIAVLØP FØRES DIREKTE TIL SJØEN.

### 6.1 Beskrivelse av alternativet.

Dette alternativet vil i prinsippet avlaste elven fullstendig for utslipp fra treforedlingsindustri. Uforutsette utslipp i overløp kan ikke helt utelukkes. Et tunnellalternativ som kan føre 1.5 m<sup>3</sup>/s til fjorden er kostnadsberegnet til ca 100 mill. kr. Et eventuelt ledningsalternativ som kan ta summen av de fremtidige utslipp fra Hunsfos og Norsk Wallboard (anslagsvis 600 l/s) er ikke fullgodt kostnadsberegnet, men vil trolig ligge et sted mellom ledningsalternativet i kap.6 og tunnellalternativet.

Dette alternativet var i utgangspunktet ikke forutsatt tatt med i denne utredningen. Etter senere ønske fra oppdragsgiver er det allikevel fortetatt beregninger av primærfortynning ved direkte utslipp i fjorden. Av tidsmessige årsaker måtte imidlertid en videre resipientvurdering av fjorden for dette alternativet utstå.

### 6.2 Virkninger i Otra.

Otra blir helt avlastet for avløp fra trefordlingsindustrien. Når også de kommunale utslipp føres utenom elven, vil både de fysisk/kjemiske og hygieniske forhold tilsi at badevannskvaliteten blir god.

Stasjonær ørret vil kunne vokse opp og trolig reprodusere i elva. Voksen laks vil kunne overleve. Grunnet sur nedbør er det tvilsomt om man får smoltproduksjon uten kalking av vassdraget.

### 6.3 Effekter i Kristiansandsfjorden.

I forhold til alternativet med delt utslipp gir dette alternativet en ytterligere avlastning av fjordens overflatelag. Dette vil resultere i bedre hygieniske forhold og klarere vann.

I det etterfølgende går vi nærmere inn på de negative effektene omkring innlagringsdypet i fjorden.

#### 6.3.1 Innlagring og fortynning.

-----

Innlagring og primærfortynning beregnes etter samme metode og for samme vertikalprofiler som anvendt i kap. 5.3. Vannmengden er imidlertid forskjellig, og for enkelhet skyld har vi valgt en ledningsdiameter som

gir noenlunde samme utløpshastighet som i det foranstående alternativet:

Vannmengde: 580 l/s  
 Diameter : 0.75 m  
 Utløpshastighet: 1.3 m/s

I forhold til konsesjonssøknaden (540 l/s) er denne vannmengden for stor. For resultatet av beregningene har dette imidlertid ingen betydning.

Resultatene av beregningene er vist i fig. 6.1-6.3. Tidsvariasjonene følger samme mønster som kjent fra kap. 4.3 og kap. 5.3. Innlagringsdypet avviker forholdsvis lite fra alternativet med utslipp av 230 l/s (kap. 4.3), men primærfortynningen vil være 20-30% mindre. I tilfellene med innlagring i 5-10 m dyp, vil således typisk midlere fortynning være 70-100x (i skyens sentrum 35-50x). Oftest vil midlere fortynning være 20-60x (10-30x i skyens sentrum).

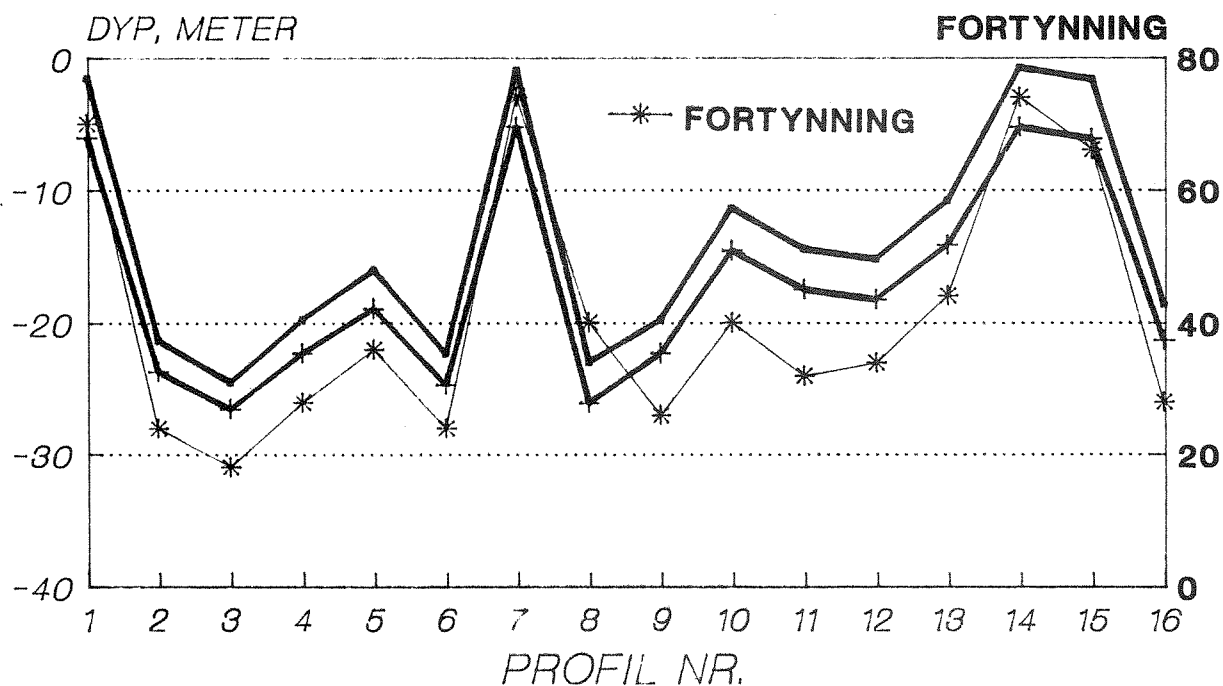


Fig. 6.1. Utslipp gjennom ett hull i 40 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortynning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.

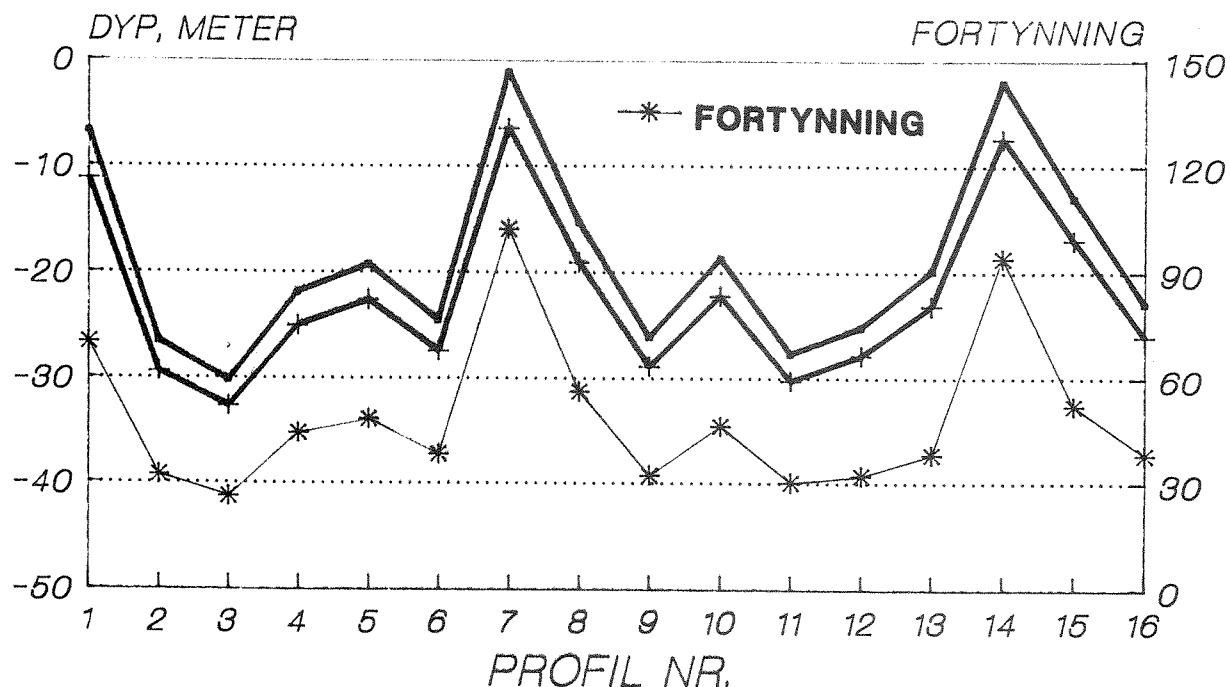


Fig. 6.2. Utslipp gjennom ett hull i 50 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortykning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.

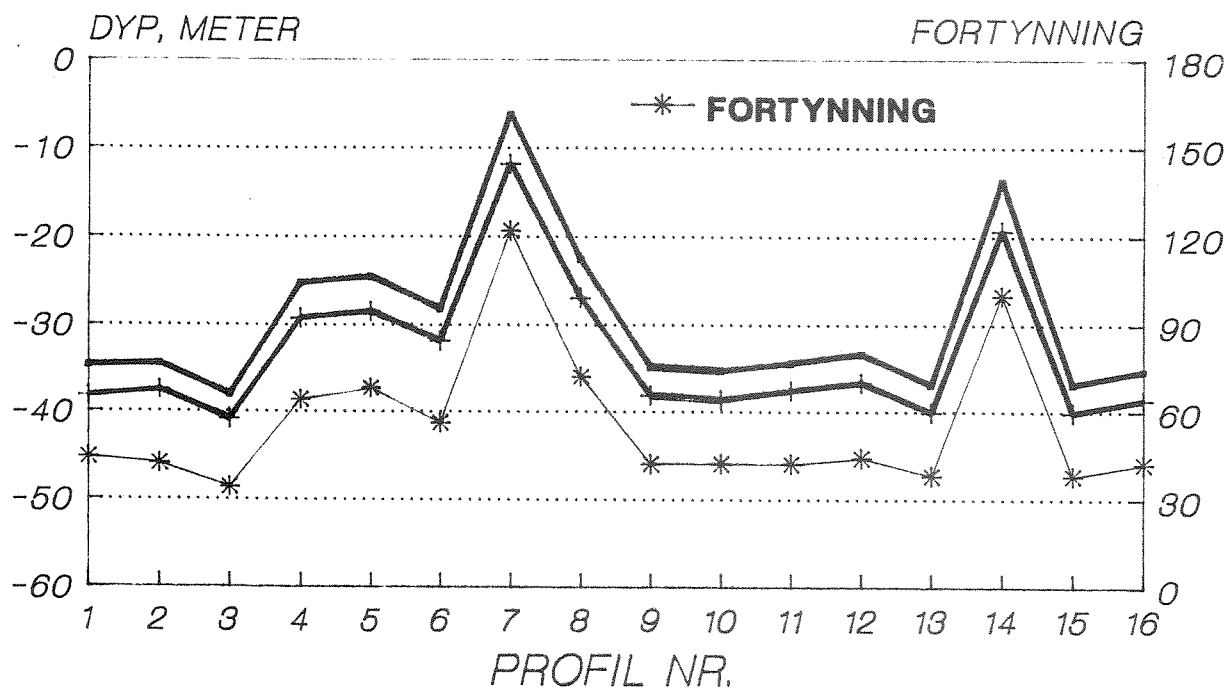


Fig. 6.3. Utslipp gjennom ett hull i 60 m dyp. Beregnet innlagringsdyp og midlere fortykning for de 16 måletidspunktene. Innlagringsintervallene antyder tykkelsen av skyen med fortynnet avløpsvann.



### 6.3.2 Vurdering av effekter i dypvannet.

-----

Vurdering av dette alternativet må baseres på skjønn fordi det ikke er gjort tester på denne sammensetningen av avløpsvann.

På den ene siden vil fortynningen være dårligere enn ved delt utslipp. På den annen side vil konsentrasjonen av toksiske og oksygenforbrukende stoffer være lavere pga. større vannmengde.

Med de foreliggende opplysninger vil vi anslå den samlede effekten til å være noenlunde som for alternativ 2. For å bestemme nødvendig fortynning anbefales det å teste toksisiteten på avløpsvannet etter at de forurensningsbegrensende tiltakene ved Hunsfoss er gjennomført.

## 7. LITTERATUR

- Amberg, H.R. og J.F. Cormack 1960: Factors affecting slime growth in the lower Columbia River and evaluation of some possible control measures.- Pulp. Pap. Mag. Canad. 61, T 70-T80.
- Bjerkeng, B. og Lesjø, A., 1973. Mixing of a jet into a stratified environment. 0-72126/PRA 5.7. NIVA og Computas. Oslo.
- Boman, E. og Grande, M. 1985. Otra. Tiltaksorientert overvåking 1984. Overvåkningsrapport 199/85, SFT/NIVA, Grimstad, 46 s.
- Curtis, E.J.C. og D.W. Harrington 1971: The occurrence of sewage fungus in rivers in the United Kingdom.- Wat. Res. 5, pp.281-290.
- Environmental Protection Agency (EPA), 1976: Quality Criteria for Water. U.S. Environmental Protection Agency. Washington DC. Report No EPA-44019-76-023. Juli 1967. 501 s.
- FAO. 1969. Fishery technical paper No. 94. Roma. 70s.
- Grande, M. 1964. Water pollution studies in the River Otra, Norway. Effects of pulp and paper mill wastes on fish. Int. J. Wat. Poll., 8, s. 77-88.
- Hall, T.J. 1985: Effects of biologically treated bleached kraft mill effluent on cold water stream productivity in experimental channels.- Fourth progress report. Technical Bulletin No. 474. National Council of the Paper Industri for Air and Stream Improvement, INC. (ncasi), New York.
- Hindar, A. og M. Grande 1987: Otra 1980-86. Tiltaksorientert overvåking. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT-rapport 292/87. NIVA, Oslo.
- Knutzen, J., 1981. Effects of decreased pH on marine organisms. Marine Poll. Bulletin. Vol. 12. No. 1, pp. 25-29.
- Knutzen, J., Enger, B. og Martinsen, K. 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og andre organismer 1982-1984. NIVA rapport 1848. 115 s.
- Källqvist, T. og Carlberg, G.E. 1987. Økotoksikologisk testing av miljøgifter. Fagrapport 1/87: Innledende karakterisering av

- avløpsvann fra sulfittcelluloseindustri med klorblekeri (Saugbrugsforeningen i Halden), NIVA 0-84035, SI 840308-3. Oslo, 48 s.
- Landner, L. 1976. Svårnedbrytbara, toxiska ämnen från pappers- och cellulosaindustrin. NORDFORSK 12.e Nordiska Symposiet om vattenforskning, Miljövårdssekretariatet 1976:2, s. 127-151.
- Larsson, Å., Andersson, T., Förlin, L. and Härdig, J. 1988. Physiological disturbances in fish exposed to bleached kraft mill effluents. Water Science and Technology 20, 2, s.67-76.
- Lehtinen, K.-J., Notini, M, Mattson, J. and Landner, L. 1988. Dissappearance of bladder-wrack (Fucus visiculosus) in the Baltic Sea: Relation to pulp mill chlorate. Ambio 17,6, s. 387-393.
- Laake, M og Grande, M. 1976. Effekter av noen celluloseindustrielle avløpsvann på lakseyngel og grønnalger. NORDFORSK 12.e Nordiska Symposiet om Vattenforskning, Miljövårdssekretariatet 1976:2, s. 151-163.
- Laake, M. 1976: Undersøkelser av forurensningsvirkninger i nedre Otra 1973-1975.- 0-12/73, NIVA, Oslo.
- Magnusson, J., 1976. Resipientundersøkelse i Korsviksfjorden, Kristiansand. NIVA-rapport 0-74110. Oslo.
- Molvær, J. 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden 1982-1984. Delrapport 6. Konklusjoner. NIVA rapport 1884, Oslo. 36 s.
- Molvær, J., Solheim, H.I., og Kallqvist, K., 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 5. Vannutskiftning og vannkvalitet. NIVA-rapport nr. 1993. Oslo.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse i Kristiansandsfjorden. Delrapport 2. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene. NIVA-rapport nr. 1754. Oslo.
- Ormerod, K. 1984: Overvåking av Iddefjorden 1983. Testing av Iddefjordens termotolerante coliforme bakterieflora for innhold av termotolerante Klebsiella.- Statlig program for forurensningsovervåking, SFT-rapport 140/84. NIVA, Oslo.

- Perkins, E., 1976. The evaluation of biological response by toxicity and water quality assessments. Kap. 7 i R. Johnston (red): Marine Pollution. Academic Press, London. 729 s.
- Rygg, B., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 1. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1983. NIVA-rapport nr. 1711. Oslo.
- Steenland, H. 1973: Continuous Culture of Sewage Fungus Fusarium aquaeductuum.- Arch. Mikrobiol. 93, pp.287-294.
- Suntio, L.R., Shiu, W.Y. and Mackay, D. 1988. A review of the nature and properties of chemicals present in pulp mill effluents. Chemosphere 17, 7, s. 1249-1290.
- Södergren, A. 1988. Biologiska effekter av blekeriavlopp. Sluttrapport från projektområdet Miljö/Cellulosa I, Naturvårdsverket Rapport 3498, 134 s.
- Traaen, T.S. og M. Johannessen 1987: Tiltak for å bedre vannkvaliteten i Otravassdraget.- Statlig program for forurensningsovervåking, SFT-rapport 301/88. NIVA, Oslo.