

O-
86103

1973

O-86103

Håsteinfjorden

som resipient

Vurdering av vannkvalitet

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.:	0-86103
Undernummer:	
Løpenummer:	1973
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	HÅSTEINFJORDEN SOM RESIPIENT. VURDERING AV VANNKVALITET.	Dato:	3. april 1987
Forfatter (e):	Jarle Molvær	Prosjektnummer:	0-86103
		Faggruppe:	Marinøkologi
		Geografisk område:	Rogaland
		Antall sider (inkl. bilag):	39

Oppdragsgiver:	Interkommunalt Vann-, Avløps- og Renovasjonsverk, Stavanger	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):	
----------------	--	----------------------------------	--

Ekstrakt:	<p>For å unngå hygieniske problemer og evt. også økt algeproduksjon i overflatelaget, må avløpsvannet innlagres på minst 15m dyp eller renses kjemisk. Det er lite sannsynlig at et innlagret avløpsvann vil bidra til oksygenproblemer i Håsteinfjorden eller Vistevika. Utenom den begrensede sonen hvor primærfortynningen foregår, vil et utslipp neppe medføre forurensning av metaller eller organiske miljøgifter i vann eller marine organismer.</p>
-----------	--

4 emneord, norske:

1. Håsteinfjorden
2. Kommunalt avløpsvann
3. Dyputslipp
4. Vannkvalitet

4 emneord, engelske:

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

Prosjektleder:


Jarle Molvær

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN 82-577-1212-4

0-86103

HÅSTEINFJORDEN SOM RESIPIENT
VURDERING AV VANNKVALITET

Oslo, 3. april 1987

Prosjektleder: Jarle Molvær
Medarbeider: Unni Efraimsen

FORORD

Foreliggende rapport er utarbeidet av NIVA på oppdrag fra Interkommunalt Vann-, Avløps- og Renovasjonsverk (I.V.A.R.) i Stavanger. Rapporten gir en vurdering av de effekter på oksygenforhold i dypvannet, konsentrasjoner av plantenæringsalter og hygieniske forhold i overflatelaget man kan vente ved et eventuelt hovedutslipp av kommunalt avløpsvann til Håsteinfjorden.

Vi takker avd.ing. Henrik Wold, I.V.A.R., for dyktig gjennomført feltarbeid. Ved NIVA har fagassistent Unni Efraimsen hatt ansvar for den praktiske tilrettelegging av feltarbeid, og den primære databearbeidelsen. Undertegnede har vært prosjektleder.

Jarle Molvær

INNHALDSFORTEGNELSE

	side
FORORD	2
1. KONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING	5
2.1. Bakgrunn for undersøkelsen	5
2.2. Formål	5
3. FELTARBEID OG DATAMATERIALE	6
4. TILSTANDEN ANNET HALVÅR 1986	8
4.1. Hygieniske forhold og siktedyp	8
4.2. Fosfor og nitrogen i 0-20m dyp	10
4.3. Oksygenforhold i bunnvannet	14
5. KONSEKVENSER AV ET UTSLIPP TIL HÅSTEINFJORDEN	18
5.1. Utslippsmengder	18
5.2. Hygieniske forhold	21
5.3. Fosfor, nitrogen og siktedyp	28
5.4. Oksygenforhold	31
5.5. Miljøgifter	36
6. LITTERATUR	38

1. KONKLUSJONER

1. Målinger av termostabile koliforme bakterier, plantenæringsstoffer, siktedyp og oksygen i Håsteinfjorden og Vistevika 2. halvår 1986 viste med ett unntak god vannkvalitet overalt. I juli 1986 var siktedypet overraskende dårlig, men den situasjonen gjaldt hele fjordområdet omkring Stavangerhalvøya.
2. I de tilfeller avløpsvannet når overflaten etter mekanisk rensing, vil det kunne skape hygieniske problemer innenfor en avstand på 1-3 km fra utslippsstedet. Særlig gjelder dette tidsrommene med tidevannsdominerte strømforhold (liten netto vannutskiftning) og/eller vestlig vind. For å unngå disse problemene må avløpsvannet innlagres på minst 10m dyp, eventuelt også renses kjemisk før det slippes ut i fjorden.
3. Ovennevnte behov for dypinnlagring evt. kjemisk rensing av avløpsvannet, underbygges av overslagsberegninger av den økning i vannmassenes innhold av plantenæringsstoffer utslippet kan medføre og den betydning det kan ha for planteplanktonproduksjon og siktedyp. I denne sammenheng bør innlagringsdypet være minst 15m i sommerhalvåret.
4. Det er lite sannsynlig at den direkte og indirekte belastningen av organisk materiale fra utslippet vil forringe oksygenforholdene i Håsteinfjordens vannmasser merkbart.

Mulige konsekvenser for oksygenforholdene i Vistevikas dypvann er vanskeligere å vurdere. Grunnen er usikkerhet mht. størrelsen av en vekslende belastning fra Håsteinfjorden i forhold til dagens forhold, og en viss usikkerhet omkring hvor lave oksygenkonsentrasjoner som idag kan opptre. Den organiske belastningen fra den uvanlig store algeproduksjonen sommeren 1986 medførte imidlertid ikke tegn til oksygenproblemer. Vi anser det derfor som lite sannsynlig at et utslipp til Håsteinfjorden - med innlagring av avløpsvannet - kan øke den organiske belastningen så mye at det opptrer perioder med dårlige oksygenforhold.

5. Avløpsvannets innhold av miljøgifter er lite undersøkt. Vurderingen av eventuelle forurensningsproblemer er derfor i hovedsak basert på data om avløpsvann i andre norske byer og tettsteder. Med de oppgitte realistiske fortynninger er det lite sannsynlig at utslippet vil medføre merkbare økninger av konsentrasjonene av metaller i vann eller marine organismer utenom området der primær-

fortynningen foregår. For organiske miljøgifter er konklusjonen i hovedsak den samme, men usikkerheten er noe større pga. mindre kunnskap om avløpsvannets forventede innhold.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn for undersøkelsen

Interkommunalt Vann-, Avløps- og Renovasjonsverk (I.V.A.R.) i Stavanger vurderer om hovedutslippet for avløpsvann fra kommunene Stavanger, Sandnes, Sola og Gjesdal kan legges til Håsteinfjorden i stedet for til Byfjorden, som opprinnelig var planen.

Håsteinfjorden regnes i dag for å være nærmest upåvirket av forurensninger, og er et verdifullt område for fritidsaktiviteter (bading, fiske, båtsport).

Ut fra ønsket om i minst mulig grad påvirke vannkvaliteten i overflatelaget og raskt oppnå stor fortynning av avløpsvannet, vil et utslipp måtte legges på stort dyp.

I.V.A.R. har bedt NIVA vurdere muligheten for forverret vannkvalitet (oksygenforhold, konsentrasjon av plantenæringsalter, hygieniske forhold) som følge av et eventuelt utslipp (brev av 16.7.86).

2.2. Formål med undersøkelsen

Denne undersøkelsen har til hensikt å vurdere de konsekvensene et eventuelt utslipp til Håsteinfjorden kan ha for:

- a. oksygenforholdene nær bunnen i bassengene i Håsteinfjorden og Vistevika
- b. konsentrasjonene av plantenæringsalter (fosfor og nitrogen) i fotosyntesesonen
- c. de hygieniske forhold i overflatelaget.
- d. forekomsten av miljøgifter.

Spørsmålet om Håsteinfjorden er en bedre resipient enn Byfjorden er ikke diskutert.

Vurderingene baserer seg dels på NIVAs målinger i fjordområdet sommeren og høsten 1986 og dels på Norsk Hydroteknisk Laboratorium's (NHL) undersøkelser av vannutskifting og fortynningsprosesser i området (Eidnes m.fl. 1987).

Vurderingen av miljøgifter ble gitt NIVA som en tilleggsoppgave under rapporteringen, og baserer seg derfor i det vesentlige på data fra litteraturen.

3. FELTARBEID OG DATAMATERIALE

De vannkjemiske undersøkelsene omfattet målinger på fem stasjoner i tidsrommet 1. juli - 15. desember 1986 (fig. 3.1.).

Måleprogrammet var konsentrert om vannmassen ned til 20m dyp, og bunnvannet i dypbassengene:

Overflatelaget (0-20m): målinger ca. to ganger månedlig 1.7 - 15.9.86, som følger:

St. H1 og H5: Totalfosfor, fosfat, totalnitrogen, nitrat og ammonium i 0-2m og 5m dyp. Termotolerante koliforme bakterier i 1m dyp under samme prøveserier. Målinger av siktedyp.

St. H4: Som H1 og H5, men også prøver av fosfor og nitrogen i 10m og 20m dyp.

Bunnvannet:

St. H2 og H3: Målinger av temperatur, saltholdighet og oksygen i to måledyp nær bunnen. Hver annen måned 1.7 - 15.12.86.

Analysene mht. termostabile koliforme bakterier ble utført av Kjøtt- og Næringsmiddelkontrollen, Stavanger kommune. De andre vannkjemiske analysene ble utført ved NIVAs laboratorium i Oslo.

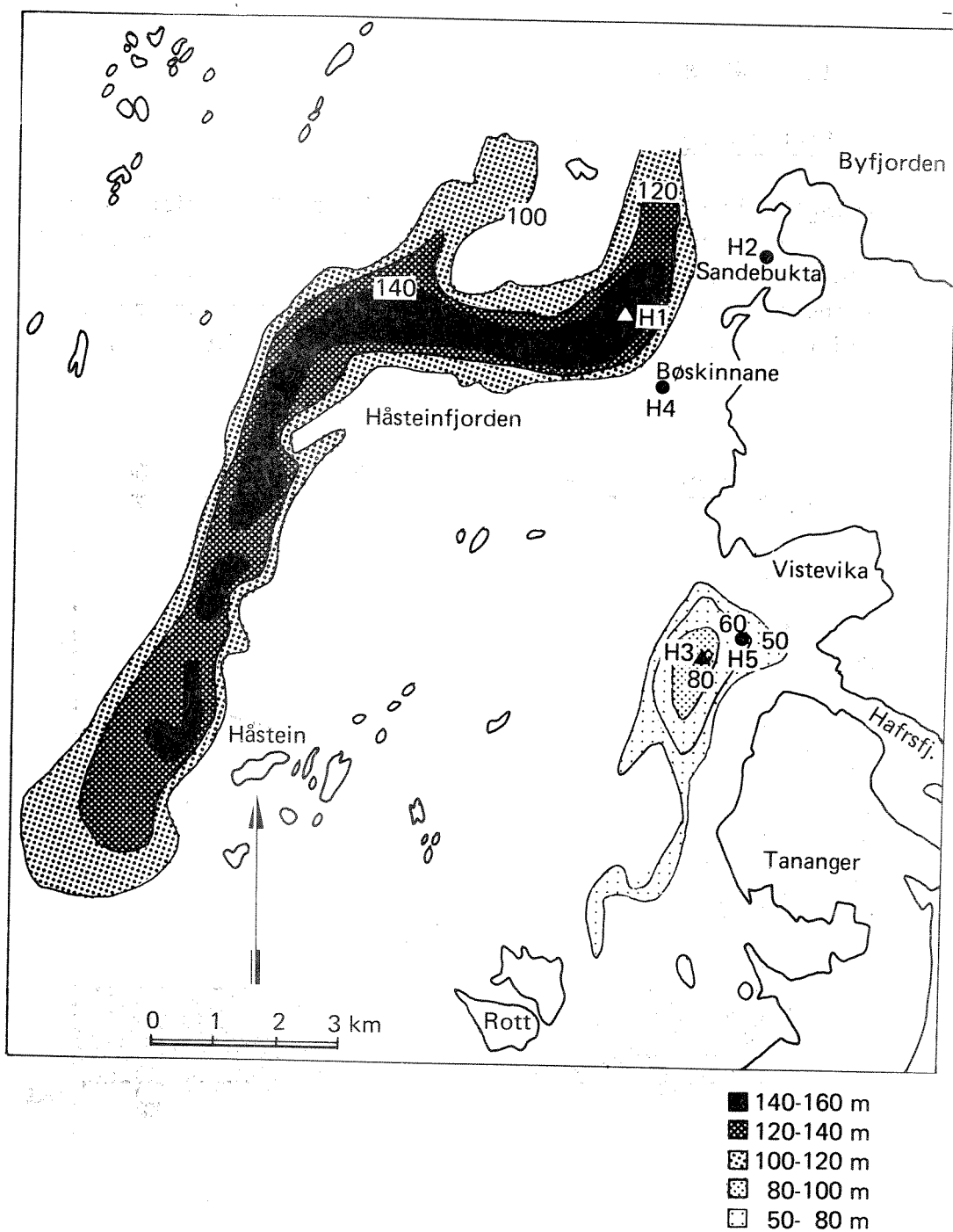


Fig. 3.1. Skisse over Håsteinfjorden og Vistevika, med angivelse av dypbassenger.

Stasjonskode: ▲ = temp., saltholdighet og oksygen i dypvannet.

● = fosfor, nitrogen, koliforme bakterier og siktedyp i overflatelaget.

4. TILSTANDEN ANNET HALVÅR 1986

4.1. Siktedyp og hygieniske forhold

Siktedypet ble oftest målt på alle stasjonør. Statistisk bearbeidelse av resultatene viste at siktedypet varierte i "takt" i hele området (korrelasjon mellom stasjonene er = 0.96 - 1.0). Forskjellene mellom stasjonene var oftest små, unntatt i juli. For å illustrere forholdene i 1986 viser vi derfor bare målingene på st. H4 (fig. 4.1.).

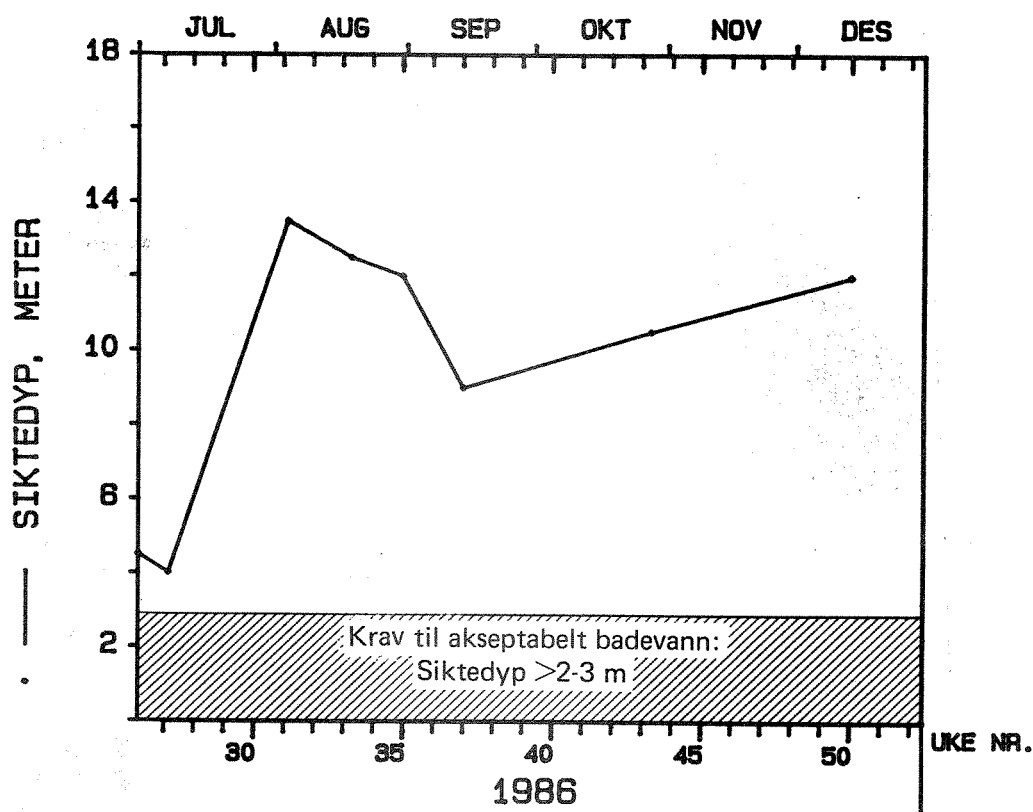


Fig. 4.1. Målinger av siktedyp på st. H4 juli-desember 1986.

Som man kunne vente var det store variasjoner. Under de to første prøveseriene i juli var det en stor oppblomstring av planteplankton i hele fjordområdet omkring Stavanger. Den 15. juli ble det således målt 1.8 m i Åmøyfjorden og 1.2 m i Gandsfjorden (upubl. data). Til sammenligning var 6m det minste siktedyp som i tidsrommet april-september 1980, 1981 og 1985 ble målt i Åmøyfjorden. Aritmetisk middel var 9.2m (n=14). I juli-september 1986 var aritmetisk middel 9.3m (n=7) på st. H4.

Vi merker oss at siktedypet var klart dårligere på st. H5 i Vistevika enn på stasjonene lenger vest og nord (fig. 4.2.), med 3m den 8. juli som laveste verdi. Hva forskjellen skyldes er uvisst. Man kan tenke seg at st. H5 var påvirket av planteplankton og/eller næringsalter fra Hafrsfjord, eller at årsaken var lokale tilførsler. Muligens var det en kombinasjon av begge hovedfaktorer.

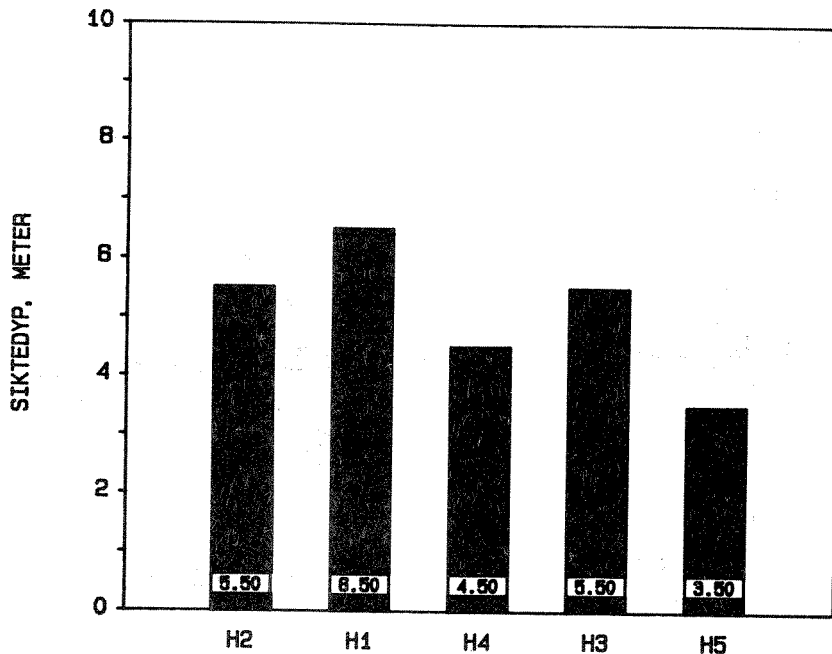


Fig. 4.2. Siktedyp på st. H1-H5 1. juli 1986.

Uansett årsak er det viktig å registrere hvordan siktedypet under nåværende belastningsforhold kan variere.

For å få en indikasjon på den nåværende hygieniske vannkvaliteten i området ble det i 1m dyp på st. H2, H4 og H5 tatt 5 prøveserier for bestemmelse av termostabile koliforme bakterier (TCB). Resultatene er gjengitt i fig. 4.3., der øvre grense for skalaen (50 TCB/100 ml) litt forenklet kan sies å representere helsemyndighetenes generelle krav til badevann (SIFF 1976). Høyeste verdi var 9 TCB/100 ml. Geometrisk middel var 1.7 TCB/100 ml. Resultatene tyder således på at de frie vannmassene hvor stasjonene lå var upåvirket eller bare svakt påvirket av TCB.

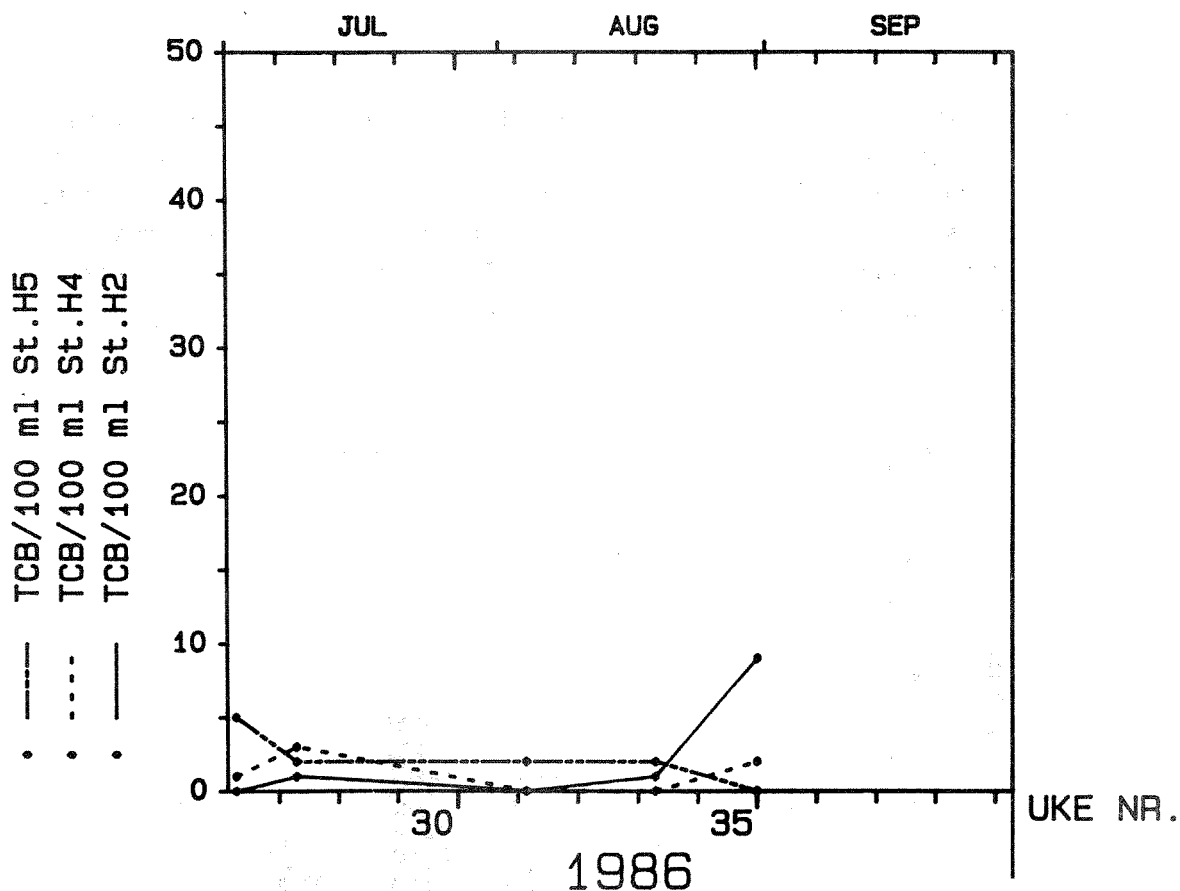


Fig. 4.3. Termostabile koliforme bakterier (TCB) i 1m dyp på st. H2, H4 og H5.

4.2. Fosfor og nitrogen i 0-20m dyp

Fig. 4.4.-4.6. viser aritmetisk middelværdi av fosfat, nitrat og ammonium i 0-2m og 5m dyp på st. H2, H4 og H5.

En enkel statistisk analyse bekrefter inntrykket av at konsentrasjonene av nitrat og ammonium varierte i takt på de tre stasjonene (korrelasjonskoeffisient $r = 0.7-0.8$ for nitrat og $r = 0.88-0.97$ for ammonium). For fosfat var det gjennomgående liten sammenheng mellom variasjonene på de tre stasjonene ($r \leq 0.54$).

Datamaterialet gir ikke grunnlag for å si at stasjonene var forskjellige mht. konsentrasjoner av fosfor og nitrogen. En slik sammenligning har heller ikke vært tilsiktet.

Det er ellers interessant å se at selv under den store oppblomstringen av planteplankton i juli, ble ikke alt fosfat, nitrat og ammonium opp-

brukt. Tilgang på næringsalter synes altså ikke å ha begrenset planteplanktonproduksjonen ved de to tidspunktene.

Konsentrasjonene av næringsalter i 10m og 20m dyp på st. H4 varierte også mye med tiden. Fig. 4.7. illustrerer gjennomsnittskonsentrasjonene for de 6 måleseriene.

Konsentrasjonen av fosfat og nitrat i 20m dyp var høyest i juli da siktedypet på st. H4 var 4-4.5m. Det passer med en "tommelfingerregel" som sier at primærproduksjonen er liten dypere enn 2-3 x siktedypet, i dette tilfellet altså 8-13m dyp. I 20m dyp kunne dermed fosfat- og nitratkonsentrasjonene være relativt høye av mangel på planteplankton som utnyttet disse næringsstoffene.

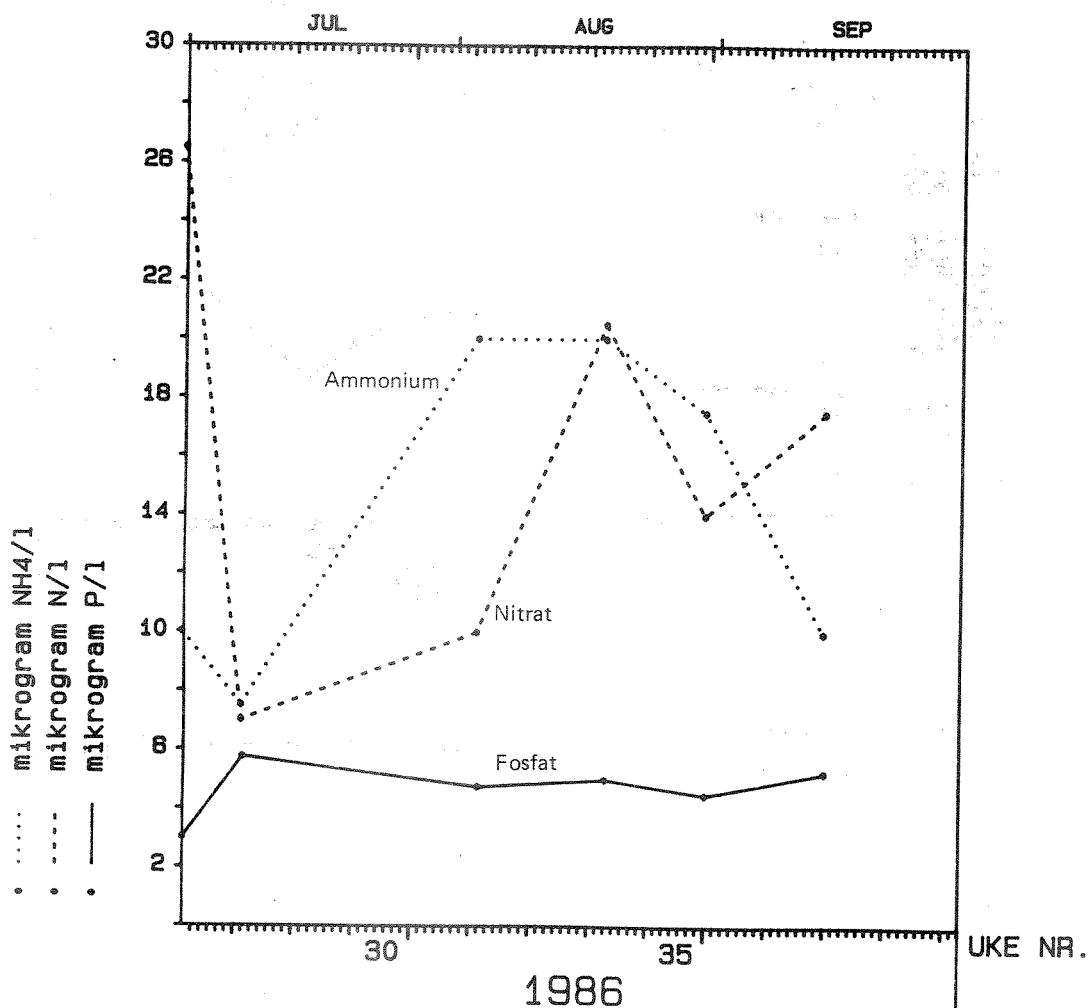


Fig. 4.4. Gjennomsnitt av fosfat, nitrat og ammonium i 0-5m dyp på st. H2.

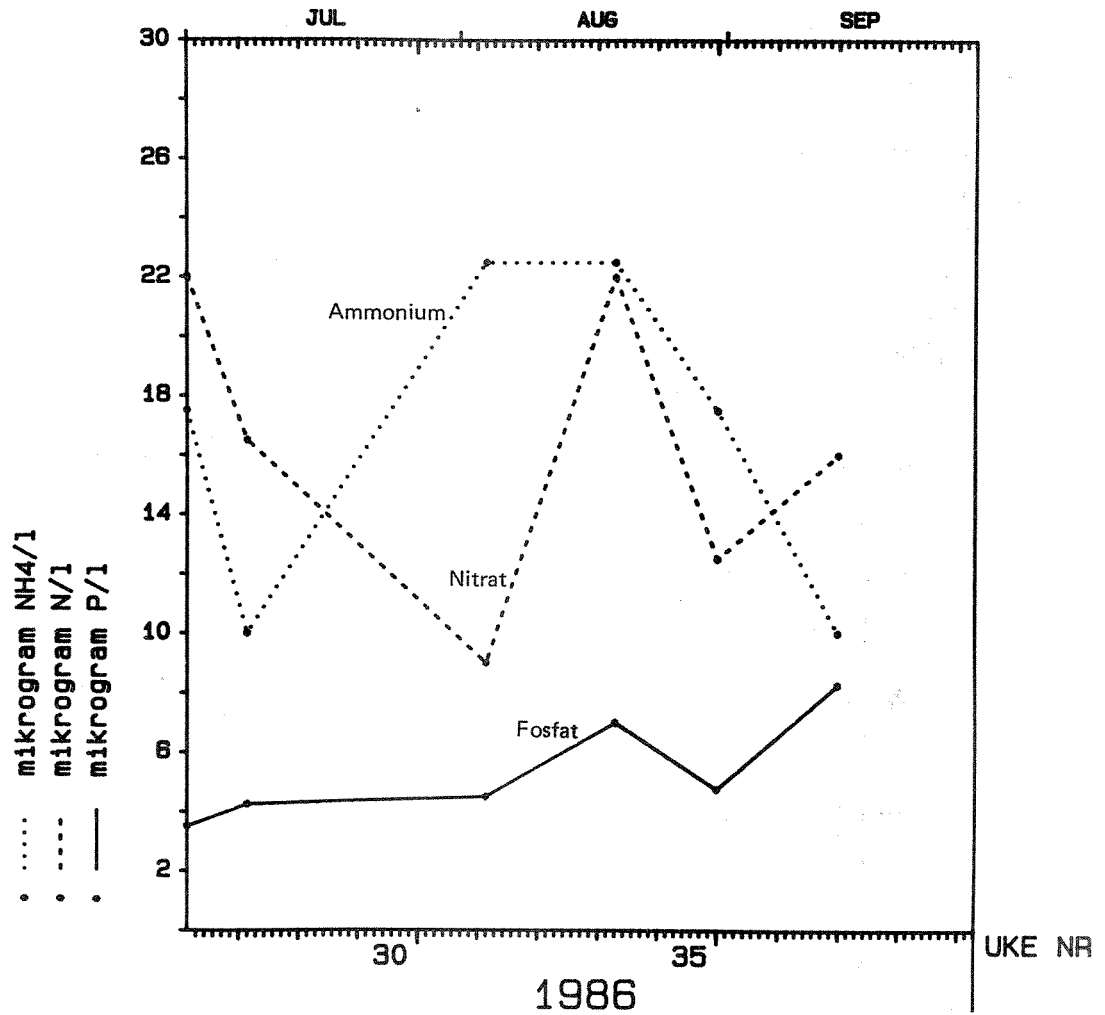


Fig. 4.5. Gjennomsnitt av fosfat, nitrat og ammonium i 0-5m dyp på st. H4.

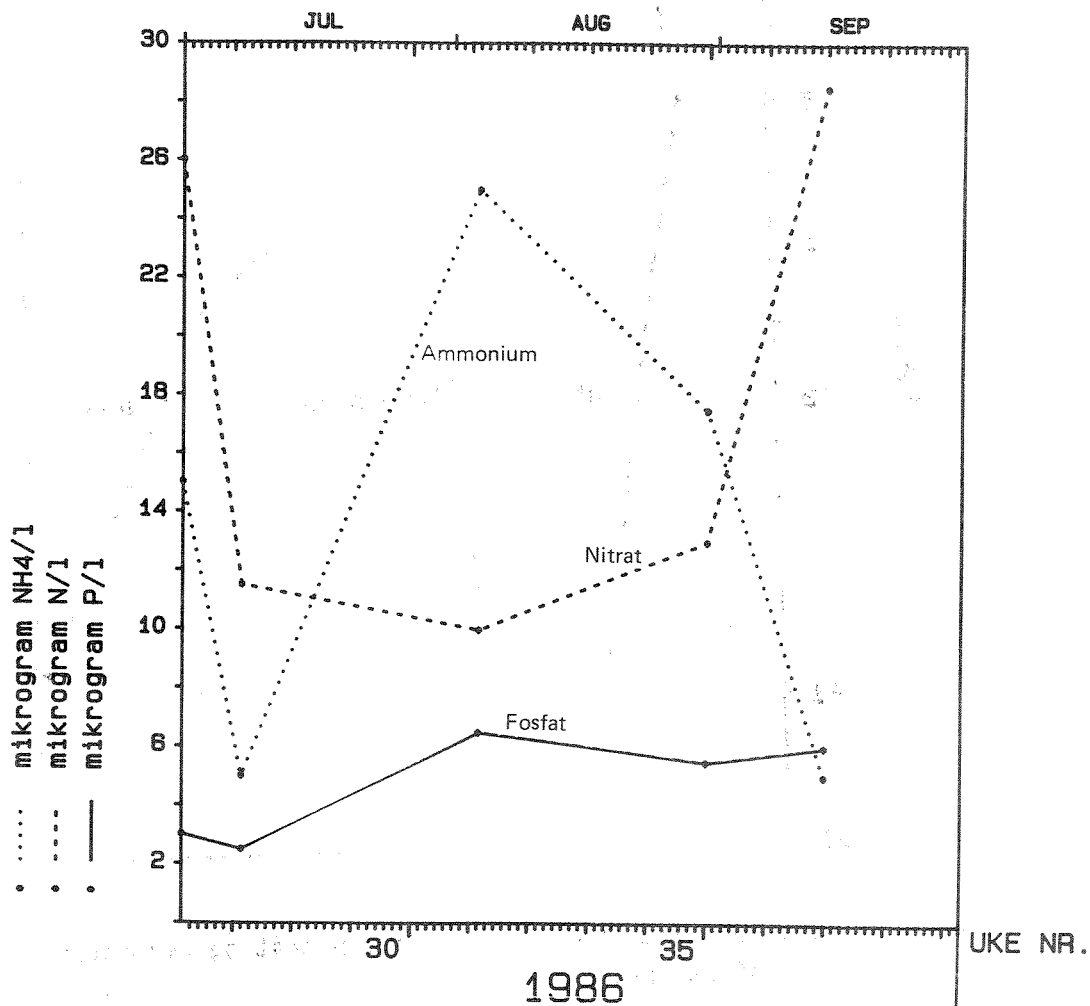


Fig. 4.6. Gjennomsnitt av fosfat, nitrat og ammonium i 0-5m dyp på st. H5.

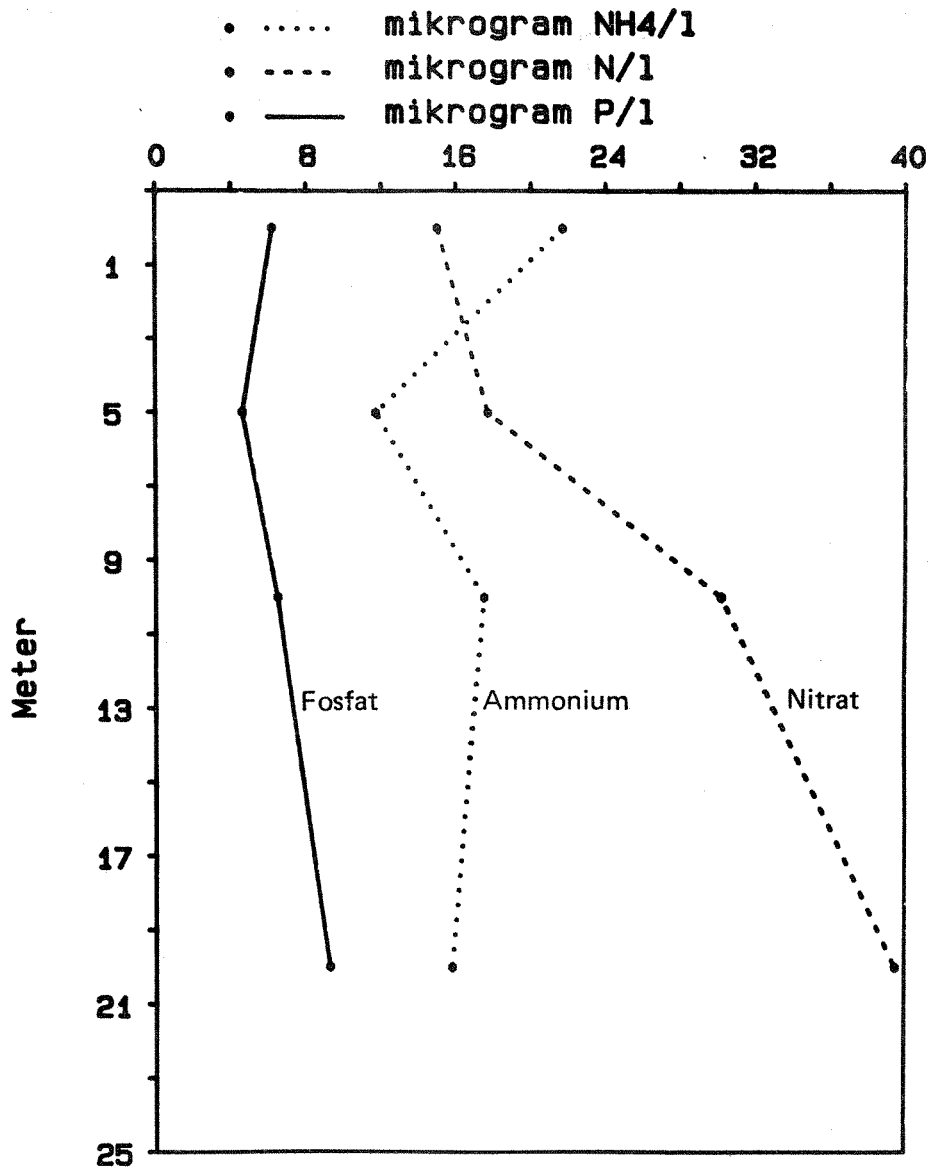


Fig. 4.7. Gjennomsnittsprofil av fosfat, nitrat og ammonium i 0-20m dyp på st. H4.

4.3. Oksygenforhold i bunnvannet

Bakgrunn

Tilstrekkelig tilgang på oksygen er en forutsetning for normalt marint liv. Det er vanskelig å sette helt bestemte krav til oksygeninnholdet, fordi behovet vil variere mye fra organisme til organisme og dertil avhenge av det stadium i livssyklusen som organismen befinner seg i. I Norge er ennå ikke fastlagt kriterier for oksygeninnhold i sjøvann. Vi velger derfor å anvende en generell skala utledet fra FAO (1969) og Kirkerud og medarb. (1984):

Kritiske forhold:	0-2 ml O ₂ /l	(ca. 0-3 mg O ₂ /l)
Dårlige forhold:	2-3.5 ml ² O ₂ /l	(ca. 3-5 -"-)
Tilfredsstillende:	> 3.5 -"-	(> 5 -"-)

Med unntak for vannmassen nær overflaten, der planteplankton gjennom fotosyntese kan produsere oksygen, vil oksygenforholdene i Håsteinfjorden være bestemt av balansen mellom oksygen som tilføres gjennom vannutskiftningen og oksygenforbruket ved nedbrytning av organisk materiale.

I de frie vannmassene i kystområder er normalt oksygenforholdene tilfredsstillende fordi oksygentilførselen er betydelig større enn oksygenforbruket. I delvis avstengte vannmasser, f.eks. dypvannet i terskelfjorder, er forholdet oftest det motsatte.

I Håsteinfjorden finnes et basseng med største dyp på ca. 160m og grunnere partier på ca. 120m i nord og ca. 130m i sør, se fig. 3.1. Tilsvarende har Vistevika et basseng med ca. 100m som største dyp, avgrenset av grunnere områder på ca. 30m dyp i nord og ca. 40m dyp i sør.

Resultater

Resultatene av oksygenmålingene i bunnvannet på st. H1 og H3 er vist på hhv. fig. 4.8-4.9.

Vi gjør oppmerksom på at prøvedypene endret seg noe "underveis". Første prøveserie på st. H1, Håsteinfjorden, ble innsamlet i 170 og 150m dyp. Deretter ble prøvene tatt i hhv. 166m og 146m, 165m og 145m, og 160m og 140m dyp. De vertikale variasjonene i oksygenforhold synes imidlertid å være så små for alle tidspunkt, at endringen av måledyp ikke spiller noen rolle for vurderingen av resultatene.

Målingene på st. H1 viste oksygenkonsentrasjoner som med stor margin oppfylte kravet til tilfredsstillende forhold. Laveste konsentrasjon var 5.42 ml O₂/l (ca. 81% metning) målt 29.10.86. Oksygenforbruket i bunnvannet var således lite i forhold til oksygentilførselen. Dette er interessant i lys av at den organiske belastningen fra algeoppblomstringen sommeren 1986 må ha vært uvanlig stor. Målingene av temperatur og saltholdighet tydet ellers på en jevn utskiftning av bunnvannet fra juli til desember, dels ved vertikale blandingsprosesser og dels ved innstrømninger over terskelen. Økt oksygenkonsentrasjon fra oktober til desember viste at det hadde funnet sted en større vannutskiftning.

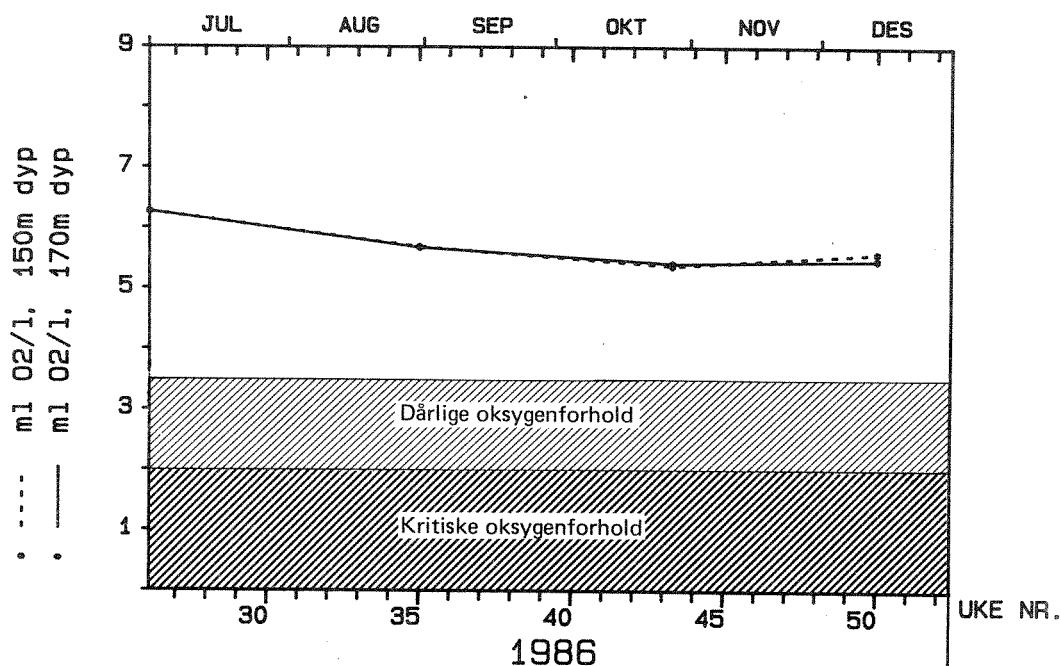


Fig. 4.8. Oksygenmålinger i Håsteinfjordens dypvann, st. H1.
 Heltrukken linje: 160-170m dyp.
 Stiplet linje: 140-150m dyp.

Den vertikale utstrekningen av bunnvannet i Vistevika er ca. 60m (40-100m dyp), mot ca. 30m i Håsteinfjorden. Denne forskjellen i topografi tyder på at vannutskiftningen og dermed oksygentilførselen vil være relativt mindre enn tilfellet er for Håsteinfjorden. På st. H3 ble prøvene tatt i hhv. 100m og 80m, 94m og 74m og de to neste seriene i 95m og 75m dyp. Som for Håsteinfjorden anser vi ikke disse variasjonene som problematiske i vurderingen av resultatene.

Som ventet - også utifra nærheten av utløpet fra Hafrsfjorden og at de nåværende utslipp av avløpsvann til Vistevika tilsier et litt høyere oksygenforbruk enn i Håsteinfjorden - ble det i dypvannet målt lavere oksygenkonsentrasjoner enn på st. H1 (fig. 4.9.). Laveste konsentrasjon var 4.74 ml O₂/l (73% metning) i 95m dyp 29.10.86, som er 1.2 ml O₂/l over vår grense for tilfredsstillende forhold.

Bunnvannet i Vistevika ble nærmest fullstendig fornyet i tidsrommet oktober-desember 1986.

Spørsmålet er videre om målingene 2. halvår 1986 har gitt en tilstrekkelig god beskrivelse av oksygenforholdene i området. Med andre ord: Kan man til andre årstider eller andre år vente å finne vesentlig dårligere forhold enn det som ble observert? I mangel på data for flere år må svarene i stor grad bygge på erfaring og skjønn, men på bakgrunn av at siktedypsmålingene sommeren 1986 tydet på en uvanlig stor planktonproduksjon og dermed stor organisk belastning på dypvannet, mener vi at sikkerheten er rimelig god:

I Håsteinfjorden er oksygentilførselen (vannutskiftningen) meget god, og det er svært lite sannsynlig at oksygenkonsentrasjonene i bunnvannet noen gang blir lavere enn 4.5 - 5 ml/l. I Vistevikas bunnvann er situasjonen mer usikker, men vi anser det for lite sannsynlig at oksygenkonsentrasjonen går under 4 ml O₂/l, unntatt for sjeldne og kortvarige perioder.

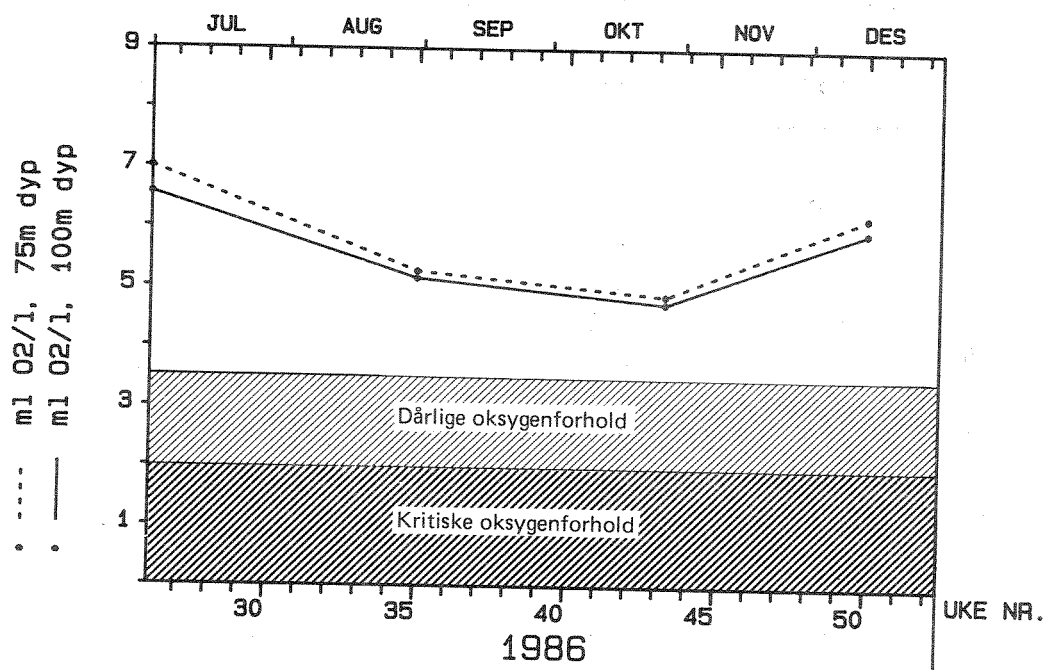


Fig. 4.9. Oksygenmålinger i Vistevikas dypvann, st. H3.
Heltrukken linje: 94-100m dyp.
Stiplet linje: 74-80m dyp.

5. KONSEKVENSER AV ET DYPUTSLIPP TIL HÅSTEINFJORDEN

5.1. Utslippsmengder

Dimensjonerende vannmengde fra utslippet vil være $1.2 \text{ m}^3/\text{s}$. Maksimal dimensjonerende vannmengde er $2 \text{ m}^3/\text{s}$.

For å beregne hvilke utslipp av fosfor, nitrogen mv. dette medfører, benytter vi analyseresultater for urensset avløpsvann fra det nåværende utslippet ved Bjergsted, tabell 5.1. Konsentrasjonene vil være representative for avløpsvannet som evt. skal slippes til Håsteinfjorden før eventuell rensing.

Tabell 5.1. Analyser av urensset avløpsvann, Bjergsted.

Dato	Susp. tørrstoff mg/l	Total fosfor mg/l	Fosfat mg/l	Total nitrogen mg/l	Tot. org. karbon mg/l
Des. 86	93	0.89	0.5	7.91	24
Okt. 85	55	2.1	1.2		33.8
Juni 85	108	2.34	1.87	14.9	129
" 85	94	4.22	2.8	21.3	23
Mai 85	220	4.0	2.23		38
Mars 85	171	3.21	1.66		45
Feb. 85	76	2.41	1.16		44
Jan. 85	300	4.29	2.4		93
Antall	8	8	8	3	8
Middel	140	2.9	1.7	14.7	53.7
Median	101	2.8	1.77	14.9	41

Fra I.V.A.R. har vi fått opplyst at man i utgangspunktet vil bruke grove rister (lysåpning 10 mm), sandfang og sedimenteringsbasseng for rensing av avløpsvannet. Hvis dette ikke er akseptabelt, blir kjemisk rensing aktuelt.

I denne rapporten vil vi vurdere miljømessige konsekvenser av det alternativ som i utgangspunktet er gitt: rist - sandfang - sedimenteringsbasseng. Renseeffekten er vanskelig å anslå for alle de aktuelle parametrene, men basert på SFTs retningslinjer for dimensjonering av renseanlegg (SFT 1983) og skjønn, vil vi regne med følgende renseseffekt og utslipp under midlere forhold ($1.2 \text{ m}^3/\text{s}$):

Tabell 5.2. Forventede utslipp til Håsteinfjorden ved enkel "mekanisk" rensing og midlere forhold.

Stoff	Renseeffekt (%)	Utslipp
Susp. tørrstoff	40-60	42-63 tonn/døgn
Totalfosfor	10-15	247-260 kg/døgn
Fosfat	0	170 -"-
Totalnitrogen	10-15	1300-1370 kg/døgn
Tot. org. karbon	20	5.6 tonn/døgn
Bakterier	25-75	$2.5 \cdot 10^6$ - $7.5 \cdot 10^6$ TCB/100 ml

For susp. tørrstoff og total organisk karbon er middelveidene sterkt påvirket av 1-2 høye verdier i tabell 5.1. Det kan være riktigere å benytte medianen i beregningene. Døgnutslippet blir da henholdsvis 40-60 kg susp. tørrstoff og 4.3 tonn tot. org. karbon. Renseeffekten mht. bakterier og virus er det svært lite grunnlag for å bestemme. Med et utgangspunkt på 10^7 termotabile koliforme bakterier pr. 100 ml er det imidlertid av mindre betydning om renseseffekten er 10% (dvs. reduksjon til $9 \cdot 10^6$ TCB/100 ml) eller 90% (10^6 TCB/100 ml). For de senere beregninger vil vi anta 50%, med støtte i Ormerod og Molvær (1983).

Konsentrasjonene av miljøgifter i avløpsvannet i Stavangerområdet er lite undersøkt. Fra Bjergsted finnes to analyseserier, tabell 5.3.

Tabell 5.3. Analyser av metaller i urensset avløpsvann ved Bjergsted. Analysene utført på døgnprøver. Konsentrasjoner i $\mu\text{g/l}$.

Dato	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Zn	Ni
3-4.12.86	10.0	0.9		4.6	<0.5	100	37.5
24.2.87	3.3	0.3	19.0	1.9	<0.5	62.5	23.8
Gjennomsnitt	6.7	0.6		3.3	<0.5	81.3	30.7

I rapporten "Miljøgifter - utslipp via kommunale anlegg" (Myhrstad 1985) er foreslått "normalkonsentrasjoner" for tungmetaller i urensset avløpsvann, tabell 5.4.

Tabell 5.4. Normalkonsentrasjoner av tungmetaller i ubehandlet spillvann fra byer og tettsteder. Konsentrasjoner i $\mu\text{g/l}$.

	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Zn	Ni
Byer	12	1.0	140	15	1.0	170	15
Tettsteder	6	0.5	140	5	0.5	170	5

Avløpsvannet som evt. slippes til Håsteinfjorden vil komme fra både by og tettsteder. Dimensjonerende vannføring $1.2 \text{ m}^3/\text{s}$. I betraktning av at antall analyser er for lite til en tilfredsstillende karakterisering av avløpsvannet, vil vi legge verdiene i tabell 5.4 til grunn for den videre beregning av utslippsmengder. Vi vil ikke regne med at den maksimale rensingen vil redusere metallinnholdet noe. Med unntak for muligheten av kortvarige støtutslipp, må derfor utslippsmengdene i tabell 5.5 ansees som en et høyt anslag.

Tabell 5.5. Antatte midlere utslipp av metaller til Håsteinfjorden.

Stoff	Konsentrasjon i avløpsvann	Utslipp pr. døgn kg
Bly (Pb)	9	0.9
Kadmium (Cd)	0.75	0.1
Kopper (Cu)	140	14.5
Krom (Cr)	10	1
Kvikksølv (Hg)	0.75	0.1
Sink (Zn)	170	17.6
Nikkel (Ni)	10	1

Når det gjelder polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og klororganiske stoffer benytter vi data fra Bekkelaget Renseanlegg og Sentralrenseanlegg Vest i Oslo-området, hentet fra Knutzen og Øren (1983). Dataene stammer altså fra et sterkt industrialisert og trafikkert område, med høyt miljøgiftinnhold, og konsentrasjonene er trolig høyere enn det man vil finne i avløpsvannet i Stavanger.

Som middelverdier fant man:

	PAH ng/l	PCB ng/l	HCB ng/l	DDT ng/l	EPOC1* ng/l
Bekkelaget, 6 ukeblandprøver	1423	18	1.2	1.8	~1100
Sentralrenseanlegg V, 5 ukeblandprøver	620	35	2.4	3.5	~2500
For Stavanger antar vi	~1000	25	2	2.5	1900

Avløpsvannet i Stavanger bør imidlertid analyseres mht. klororganiske forbindelser og PAH som kontroll av disse antakelsene.

5.2. Hygieniske forhold

Kommunalt avløpsvann inneholder tarmbakterier og virus som kan medføre en hygienisk risiko for mennesker, selv etter at avløpsvannet er sterkt fortynnet. I dette kapitlet vil vi kort redegjøre for problemets omfang og hvilke faktorer som innvirker på konsentrasjonene i resipienten, og deretter vurdere sannsynligheten for at et dyputslipp til Håsteinfjorden vil skape hygieniske problemer i området.

Desimering av bakterier og virus

Mikroorganismene kommer fra tarmkanalene hos mennesker og dyr. I vann greier de vanligvis ikke lenger å vokse og formere seg, og vil etter en stund ikke lenger kunne påvises. Vi sier da at mikroorganismene desimeres. Begrepet desimering omfatter den samlede effekten av en rekke faktorer som reduserer konsentrasjonen av organismene. Disse faktorene er inngående diskutert av bl.a. Østensvik (1979), Ormerod og Molvær (1983) og Lund (1984), og vi vil her bare oppsummere hovedtrekkene, og omtale de viktigste desimeringsfaktorene. I hovedtrekkene vil de gjelde både bakterier og virus.

* EPOC1 = ekstraherbart persistent organisk bundet klor.

Fortynning:

Fortynning i resipientvannet vil normalt i stor grad bidra til å minske den hygieniske risikoen. Eksempelvis vil 200x fortynning av avløpsvann, som i utgangspunktet har 10 millioner termotabile koliforme bakterier (TCB)/100 ml, redusere konsentrasjonen til ca. 50.000 TCB/100 ml, hvis fortynningsvannet inneholder 2 TCB/100 ml.

Sedimentering:

Både virus og bakterier har en tendens til å adsorberes til partikulært materiale (både organiske partikler og uorganiske, feks. leire). Dette skyldes vesentlig elektrostatiske krefter, og adsorpsjonen er sterkest i nærvær av divalente katjoner som Mg^{++} og Ca^{++} . Disse finnes i sjøvann, og sedimentering på partikler spiller derfor en stor rolle for fjerning av miljøfremmede organismer og virus fra sjøvann. Disse miljøfremmede stoffer overføres da til sedimentene, der de vil ha større evne til å overleve enn i de frie vannmasser.

Sollys:

Sollys spiller en stor rolle for desimeringen. Mange forsøk har vært utført for å kvantifisere dette, bl.a. Bellair et al. (1977), (Fig. 5.1). T_{90} -verdien* varierte mellom ca. 5 timer i sterkt sollys til ca. 40 timer om natten.

* T_{90} er tiden før antall bakterier er redusert med 90%.

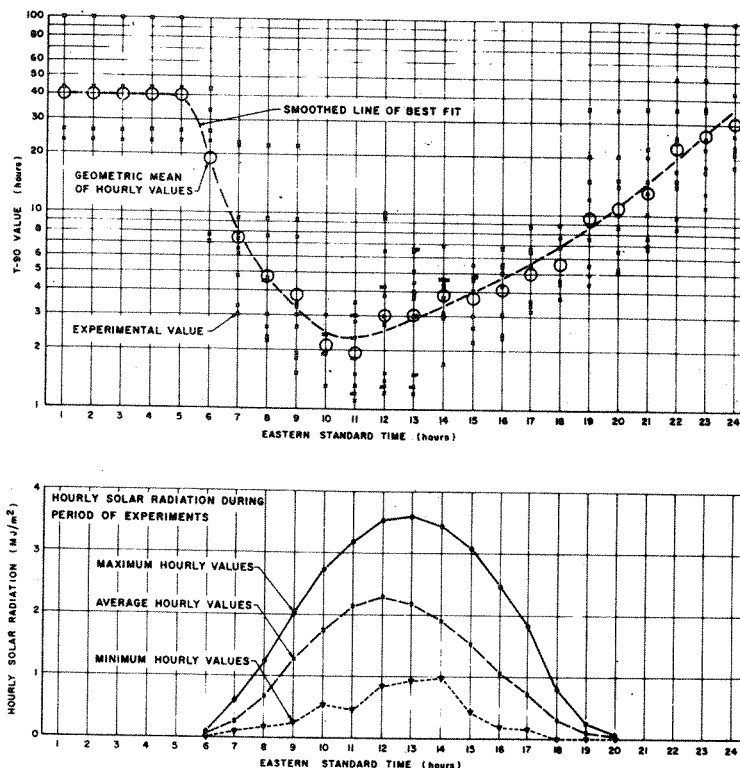


Fig. 5.1. T_{90} -verdier for TCB i overflaten av sjøvann, og målt solstråling pr. time (etter Bellair et al., 1977).

Sollys absorberes og spres i vannet, og lysintensiteten avtar derfor med økende dyp. Bellair et al. (1977) viste også at med økende dyp avtok desimeringseffekten proporsjonalt med avtakende lysintensitet.

Dette samsvarer med at desimeringen av mikroorganismer foregår raskere om sommeren enn om vinteren - selv om høyere vanntemperatur og større biologisk aktivitet også spiller en rolle. Videre betyr resultatene at desimeringen foregår langsommere ved dypinnlagring av avløpsvann enn ved overflateutslipp.

Temperatur: Overlevelsessevnen avtar vanligvis med økende temperatur. Dette skyldes dels en direkte temperatur-effekt (økt stoffskifte hos bakterier) og dels økt biologisk aktivitet i vannforekomsten.

Saltholdighet: Desimeringen av tarmbakterier og humanpatogener (sykdomsfremkallende bakterier) øker med økende saltholdighet. Tabell 5.6. viser et eksempel.

Tabell 5.6. Overlevelse av TCB i sjøvann (etter Carlucci og Pramer, 1960).

Saltholdighet o/oo	Overlevelse etter 48 timer %
8.5	40.4
25	7.6
50	<0.01

Organisk stoff:

Forekomst av organisk stoff (oppløst og partikulært) vil vanligvis virke stimulerende på overlevelsen. På den annen side gir oppløst organisk stoff bedre vekstvilkår for naturlige mikroorganismer (bakterier og protozoer) som beiter på de miljøfremmede mikroorganismene.

Innvirkning av organisk stoff på desimeringen er derfor vanskelig å forklare generelt.

Beiting:

Bakterier, protozoer, sopp og alger utgjør den dominerende delen av vannets naturlige mikroflora. Ved tilførsel av miljøfremmede bakterier vil den naturlige mikrofloraen forsøke å desimere disse, for å beholde den økologiske balansen i systemet.

Konsentrasjonen av termostabile koliforme bakterier (E. coli) brukes av helsemyndighetene som en indikator på graden av påvirkning av kloakkvann, og dermed for smitte-risikoen. Dette fordi E. coli har vist seg å ha overlevelsestider av samme størrelsesorden som viktige patogene bakterier. E. coli er imidlertid ikke noen god indikasjon på forekomsten av patogene virus, fordi virus generelt overlever bedre i vann enn bakterier.

I Norge er det fastsatt grense bare for god vannkvalitet (SIFF 1976):

"Det skal tas minimum 5 prøver i løpet av en 30 dagers periode i badesesongen. Det geometriske middeltall for disse skal ikke overskride 50 E. coli pr. 100 ml, og enkeltprøvene kan overskride denne verdi med 100% (til 100 bakt./100 ml) for høyst 10% av enkelttilfellene".

I en offentlig utredning (NOU 1984:28) blir det anbefalt at denne grensen anvendes ved bl.a. vurdering av utslipp.

Vurdering av forurensning fra et dyputslipp

Av det foregående er det klart at konsentrasjonen av bakterier og virus fra et utslipp til Håstein blir bestemt av en rekke faktorer. For å beregne den samlede effekten av dem vil vi benytte en modell koblet mot NHLs beregninger av spredning og fortynning (Eidnes m.fl. 1987).

Vi vil benytte sammenhengen

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

der: C = konsentrasjonen av TCB etter tiden T
 C_0 = konsentrasjonen i avløpsvannet ved utslipp
 ($5 \cdot 10^6$ pr. 100 ml)
 F = fortynning
 k = en konstant som uttrykker den samlede desimeringen, utenom fortynning.

Nøkkelparametrene her er tiden (T) som desimeringen (k) kan foregå over, og fortynningen (B).

Vi antar at avløpsvannet slippes ut ved Bøskinnane (fig. 3.1), og vil anslå tiden T (avløpsvannets "alder") som det fortynnede avløpsvannet kan behøve for å nå f.eks. Sandebukta, Vistevika og strandområdene rett øst for utslippet.

NHL fant at gjennomsnittlig strømhastighet ved Bøskinnane var 14 cm/s, i vannlaget mellom overflaten og 10m dyp. I tilfeller med strøm mot land (østover) var midlere strømhastighet i 5m og 10m dyp ca. 8 cm/s. Maksimum var ca. 50 cm/s. Vi vil anta at strømhastigheten nærmere land er noe lavere, i gjennomsnitt 40 cm/s for hele strekningen. I retning nord-øst, mot Sandebukta var midlere hastighet ca. 10 cm/s, med maksimalverdier på 80-90 cm/s. NHLs målinger ved Bøskinnane tyder på at strømmen vil være rettet mot NØ-SØ i omkring 15-20% av tiden.

Mot sør, retning munningen av Vistevika, var midlere hastigheter ca. 15 cm/s, med maksimalverdier på ca. 50 cm/s. Det er imidlertid sannsynlig at strømhastigheten er lavere i selve Vistevika. Hvor mye vet vi ikke, men for de videre beregninger velger vi 10 cm/s som gjennomsnitt for hele strekningen. Maksimalverdier settes til 30 cm/s. NHLs målinger tyder på at strømmen går i retning S-SØ i 20-25% av tiden. Man kan ikke uten videre forutsette at en partikkel som slippes ut ved Bøskinnane i 30-40% av tiden vil bli ført helt inn til land.

Usikkerheten her er stor, men som en maksimalbetraktning vil vi anta direkte transport. Nedenfor har vi anslått avløpsvannets alder (T) for disse "kritiske" situasjoner. Resten av tiden vil skyen av fortynnet avløpsvann trolig forflytte seg mer parallelt med land, med en vesentlig større T før det kommer i kontakt med strandområdene.

Tabell 5.7. Beregning av avløpsvannets "alder" for de situasjoner da det direkte føres mot land (maksimalt 30-40% av tiden).

Fra utslipp til:	Avstand	Gjennomsnitt	Minimum
Nærmeste land	0.8 km	2.8 timer	0.5 timer
Sandebukta	2.5 "	7 "	1 "
Vistevika	5 "	14 "	4.6 "

Valget av desimeringskonstanten k må gjøres på grunnlag av relevante undersøkelser andre steder. Som nevnt vil k bl.a. variere med tiden, både over døgnet og over året, pga. varierende lysforhold. Fordi lyset avtar med dypet, vil k være større ved overflaten enn dypere nede. I det etterfølgende vil vi vurdere desimering i overflatelaget og for sommerhalvåret.

Som en generell anbefaling har Miljøstyrelsen i Danmark foreslått $k=10 \text{ dagn}^{-1}$ (0.42/time) (Miljøstyrelsen 1983). Resultatene fra denne modellen samsvarer rimelig godt med observerte verdier fra Gandsfjorden (Stigebrandt 1985).

De trolig beste bestemmelsene av k er gjort i England, hvor man på 8 steder fant verdier i området $k=0.24-2.2$ (Gameson 1986). Middelveien var $k=0.55$, og medianen $k=0.58$. Undersøkelsene ble utført i sommerhalvåret, av overveiende urensset utslipp til overflatelaget. For våre vurderinger vil vi bruke $k=0.3$, $k=0.55$ og $k=2.0$, som bør gi en rimelig beskrivelse av varierende forhold.

Nedenfor er beregnet konsentrasjoner av TCB ved:

- Gjennomslag til overflaten: primærfortynning 1:100
- Fjernsonefortynning: 3 km nedstrøms: 1:10-1:25
- Varierende tidsrom, T
- Initialkonsentrasjon $5 \cdot 10^6$ TCB/100 ml ved utslipp i 60m dyp. 2.TCB/100 ml i fortynningsvannet
- Varierende desimering, k

Fortynningstallene er hentet fra NHLs rapport (Eidnes mfl., 1987).

Tabell 5.8. Beregninger av TCB (pr. 100 ml) ved forskjellige fortynninger og etter varierende tid.

Desimeringskonstant	Fortynning (F) og avløpsvannets alder (T)			
	F=400 T=2 timer	F=700 T=4 timer	F=1000 T=6 timer	F=2000 T=10 timer
k=0.3	6800	2100	820	120
k=0.55	4100	790	180	10
k=2.0	230	2	~0	~0

Det skal understrekes at dette er beregninger med stor usikkerhet, spesielt pga. antakelsene som måtte gjøres om tiden T. Under gode lysforhold og klart vann vil k-verdien trolig ligge i området 0.55-2. På den annen side vil utslippet foregå om natten også med tilsvarende lavere dødelighet av bakterier, og det vil være situasjoner da varierende tidevannsstrømmer bestemmer vannutskiftningen, og konsentrasjonen av bakterier i fortynningsvannet dermed kan være relativt høyt. Uansett denne usikkerheten mener vi imidlertid at følgende konklusjoner er sannsynliggjort:

Ved gjennomslag til overflaten vil de hygieniske forholdene i strandområdene øst for utslippet, inkludert Sandebukta, periodevis kunne bli dårlige jevnført med gjeldende kriterier for godt badevann. Hvor ofte dette vil være tilfelle, har ikke vi hatt grunnlag for å bedømme med rimelig sikkerhet, selv om man kan gjette på at det kan dreie seg om 20-30% av tiden, spesielt ved vestlig vind.

Vannkvaliteten i strandområdene i Vistevikas ytre deler kan også bli berørt, men neppe de indre delene.

Ved dypinnlagring av avløpsvannet er konsekvensene vanskelig å bedømme. På den ene siden blir den direkte tilførselen til overflaten vesentlig mindre, men på den andre siden vil bakteriene generelt overleve lenger, og fortynningen er mindre enn ved gjennomslag til overflaten. Dypinnlagring må likevel vurderes klart som mindre problematisk enn gjennomslag til overflaten, under forutsetning av innlagring i minst 10m dyp. Da vil muligheten for at avløpsvannet bl.a. trenger inn i Sandebukta være vesentlig redusert.

5.3. Fosfor, nitrogen og siktedyp

I dette kapitlet vil vi vurdere hvilket bidrag til konsentrasjonene av fosfor og nitrogen i Håsteinfjorden et utslipp vil medføre. Deretter vurderes muligheten for at dette vil påvirke siktedypet i området. Vi ser altså på forholdene i sommerhalvåret.

For å beregne konsentrasjonsøkningen ΔC vil vi bruke sammenhengen:

$$\Delta C = \frac{\text{stoffutslipp}}{\text{fortynningsvolum}}$$

Stoffutslippet er beregnet i kap. 5.1. Fortynningsvolumene hentes fra Eidnes m.fl. (1987). Vi vil beregne konsentrasjonsøkning etter primærfortynning 1:100 og i fjernsonen etter fortynning 1:500, 1:1000 og 1:2000.

Som konsentrasjon i fortynningsvannet benyttes resultatene fra kap. 4.2. Under primærfortynningen benyttes 10 mg fosfat/m³, og 5 mg P/m³ under fjernsonefortynningen.

For totalnitrogen i avløpsvann vet man erfaringsmessig at ca. 90% er ammonium, dvs. i middel ca. 13 mg/l. Nitrat og nitrit utgjør en ubetydelig andel. Som fortynningsvann under primærfortynningen bruker vi summen av ammonium og nitrat og setter den lik 60 mg N/m³. I fjernsonen settes konsentrasjonen lik 30 µg N/l, fig. 4.5.

Beregningene inkluderer altså den vertikale transport av fosfor og nitrogen fra utslippsdyp til innlagingsdyp som medrivning av sjøvann (fortynningsvann) normalt vil medføre i sommerhalvåret.

Resultatene er vist i tabell 5.9.

Vi vil understreke at dette er gjennomsnittsverdier med ren fortynning. I sommerhalvåret kan en betydelig del av fosforet og nitrogen bli opptatt i plankton under fjernsonefortynningen.

Hovedkonklusjonen er imidlertid at ved gjennomslag til overflaten kan utslippet medføre en betydelig økning i fosfor- og nitrogenkonsentrasjonen i området der den totale fortynning er mindre enn ca. 1:800. NHLs resultater tyder således på et influensområde i størrelsen 2-3 km mot nord og tilsvarende mot sør, avhengig av strømretningen.

Tabell 5.9. Beregnede midlere konsentrasjoner av fosfat og nitrat + ammonium etter ren primær og fjernsonefortynning.

Fortynning	Fosfor (mg/m ³)		Nitrogen (mg/m ³)	
	Konsentrasjon	Økning i forhold til omgivelsenes 5 mg/m ³	Konsentrasjon	Økning i forhold til omgivelsenes 30 mg/m ³
1:100	27	22	188	158
1:500	9	4	56	26
1:1000	6	1	39	9
1:2000	≈5	<<1	33	3

Vi vil så forsøke å bedømme om denne økte tilførselen av fosfor og nitrogen vil øke mengden av planteplankton så mye at man kan vente at siktedypet blir dårligere enn nå. Dette spørsmålet er aktuelt for sommerhalvåret i de tilfeller det fortynnede avløpsvannet når fjordens overflatelag (f.eks. vannmassen 0-5m dyp). Det finnes ingen enkle og utsagnskraftige modeller som kan brukes, og de etterfølgende vurderinger bygger derfor i stor grad på skjønn med sikte på å antyde en mulig effekt.

Av NHLs rapport (Eidnes mfl., 1987) framgår at ofte vil avløpsvannet bli transportert ut av Håsteinfjorden etter kort tid, f.eks. 3-8 timer. Til sammenligning ble det utenfor Kårstø funnet at på det meste hadde planteplanktonet 1 dobling pr. dag (Erga og Sørensen, 1982). Det indikerer at bare en del av næringssaltene da vil bli utnyttet av planteplankton i Håsteinfjorden.

Igjen vil vi benytte en maksimalbetraktning og anta at all tilført nitrogen eller fosfor utnyttes til primærproduksjon i selve Håsteinfjorden. Det kan representere de situasjonene da avløpsvannet transporteres fram og tilbake med tidevannet. Vi anvender det velkjente teoretiske midlere forholdet mellom karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) i marint planteplankton:

$$C:N:P = 41:7:1$$

på vektbasis. Teoretisk betyr dette at under forutsetning av tilstrekkelig av andre næringssalter og lys, så kan et utslipp av 1 mg fosfor medføre en umiddelbar produksjon av 41 mg karbon. For nitrogen blir

den tilsvarende produksjon ca. 6 mg C pr. mg N. Nitrogenkonsentrasjonen i avløpsvannet er imidlertid 6-7 ganger høyere enn fosforkonsentrasjonen (jfr. tabell 5.1), så med de gitte forutsetninger vil avløpsvannets "produksjonspotensial" være noenlunde det samme uansett hvilket stoff vi betrakter.

I denne vurderingen vil vi altså ikke diskutere om fosfor eller nitrogen vil være begrensende for algeveksten i denne skyen av fortynt avløpsvann, men velger å legge nitrogen til grunn for de videre beregningene. Teoretisk vil da en gjennomsnittlig økning på 10 mg N/m³ av tilgjengelig nitrogen gi opphav til dannelselse av 60 mg C pr. m³.

Utenfor Kårstø fant Erga og Sørensen (1982) at forholdet mellom karbon og klorofyll a i planteplanktonet varierte mellom 24:1 og 130:1. Ahlgren (1983) fant at gjennomsnittlig forhold på 50:1 i Norrviken i Østersjøen. For våre videre beregninger benytter vi 50:1, som betyr at 60 mg C/m³ tilsvarer en konsentrasjon av ca. 1 mg klf a/m³ (for Kårstø: ca. 0.5-2.5 mg klf a/m³).

Det er ikke målt klorofyll a i Håsteinfjorden, men i Åmøyfjorden lenger nord er målt konsentrasjoner i intervallet 0-5.3 mg klf a/m³, med siktedyp i intervallet 6-14m (Bokn og Knutzen 1982). Det er grunn til å tro at forholdene i Håsteinfjorden til vanlig ikke skiller seg vesentlig fra dette, jfr. kap. 4.1. Anvender vi forsøksvis en empirisk sammenheng mellom klf a og siktedyp benyttet i Glomfjord (Molvær mfl. 1983):

$$\text{Siktedyp} = -1.91 \cdot \ln \text{klf } \underline{a} + 7.8 \quad (r = -0.72)$$

på 6m siktedyp, antyder formelen at et bidrag på 1 mg klf a/m³ vil redusere siktedypet med ca. 0.5m og at 2 mg klf a/m³ gir en reduksjon på ca. 1m. Ved større siktedyp kan utslaget bli noe større.

Igjen må vi understreke at dette er enkle overslagsberegninger, som inneholder stor usikkerhet. Resultatene tyder imidlertid på at den ekstra tilførselen av plantenæringsstoffer som utslippet vil medføre under ugunstige forhold (liten netto vannutskifting, gjennomslag til overflaten), kan gi merkbart dårligere sikt i vannet.

Resultatet understreker behovet for dypinnlagring slik at nærings-saltene ikke umiddelbart blir tilgjengelig for alger, eller kjemisk rensing av avløpsvannet før utslipp. I denne sammenheng bør avløpsvannet innlagres i minst 15-20m dyp.

5.4. Oksygenforhold

Et dyputslipp av kommunalt avløpsvann vil øke oksygenforbruket i området av tre grunner:

- nedbrytning av avløpsvannets innhold av organisk stoff.
- oksydasjon av avløpsvannets ammonium.
- nedbrytning av alger produsert fra avløpsvannets innhold av næringssalter.

I dette kapitlet vil vi vurdere muligheten for at ev. dyputslipp til Håsteinfjorden vil endre på oksygenforholdene i området. Spesielt gjelder det forholdene i de to dypbassengene, jfr. kap. 4.3 og fig. 3.1.

Oksygenforbruket grunnet nedbrytning av organisk stoff og oksydasjon av ammonium kalles primærbelastning. Oksygenforbruket grunnet nedbrytning av alger produsert fra avløpsvannets innhold av næringssalter, kalles sekundærbelastning.

I beregningene av oksygenforbruket vil vi anvende metoder tidligere brukt på Oslofjordens dypvann (Baalsrud mfl. 1986). Vi vil beregne oksygenforbruket i vannmassen der avløpsvannet innlagres og i dypbassengene.

Primærbelastningen

Oksygenforbruket for organisk karbon kan beregnes på følgende måte:

2.4 mg O pr. mg karbon C som nedbrytes.

Det er her forutsatt at tilførselsvannets karbon består av en blanding av glukose og glutaminsyre som standard. Hvorvidt dette stemmer, kan kontrolleres ved nærmere undersøkelser.

Tidligere regnet man med at all karbon ble biologisk nedbrutt, men senere erfaring har vist at bare en del av det totale karbon-innholdet i avløpsvannet lar seg bryte ned biologisk. Idag regner vi med at det organiske stoffet er fullstendig nedbrutt når oksygenforbruket er 60% av det teoretisk beregnede. Det vil si at bare 60% av det organiske karbonet deltar i nedbrytningsprosessen. Det er her antatt at de 60% som kan brytes ned, refererer seg til råkloakk før noen nedbrytning har startet.

Ved oksydasjon av tilførselsvannets ammonium til nitrat forbrukes 4.57 mg O for hvert mg ammonium som blir oksydert. Det er vanlig at ca. 90% av Tot-N verdiene er ammonium i kommunalt avløpsvann.

Den totale oksygenbelastningen eller forbruket (TOF) i utslippsvannet vil derfor bli følgende:

$$\begin{aligned} \text{TOF}_{\text{prim.}} &= 0.60 \cdot 2.4 \cdot \text{TOC} + 0.90 \cdot 4.57 \cdot \text{Tot-N} \\ \text{TOF}_{\text{prim.}} &= 1.44 \cdot \text{TOC} + 4.11 \cdot \text{Tot-N} \end{aligned}$$

Sekundærbelastningen

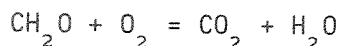
Avløpsvannets næringssalter kan gjennom økt algevekst produsere en sekundærbelastning av organisk stoff som er 5-10 ganger så stor som avløpsvannets opprinnelige innhold av organisk stoff. Dyputslipp og innlagring av avløpsvann på dyp med lite lys kan imidlertid begrense denne sekundærbelastningen.

Oksygenforbruket for denne sekundærbelastningen vil vi bestemme ved først å beregne produksjonen av organisk stoff (alger) og deretter det tilhørende oksygenforbruk når algene dør og synker.

Vi tar igjen utgangspunkt i det midlere forhold mellom karbon (C), nitrogen (N) og fosfor (P) i marint planteplankton (jfr. kap. 5.3):

$$\text{C:N:P} = 41:7:1$$

Forholdet mellom oksygen som medgår ved nedbrytning og den nedbrutte algemassen er basert på følgende formel:



hvor CH_2O representerer en midlere oksydasjonsgrad av C i alger. Det betyr at vektforholdet mellom karbon C og oksygen O er

$$\frac{\text{O}_2}{\text{C}} = \frac{32}{12} = 2.67$$

og betyr at når 1g organisk C nedbrytes medgår 2.67 g O.

Det betyr igjen at følgende formel kan settes opp (med N som eksempel):

$$\text{TOF}_{\text{sek.}} = 2.67 \cdot (6 \text{ Tot-N} \cdot K_{\text{nedbrytn.}} \cdot \text{Tf})$$

Her er:

$TOF_{\text{sek.}}$ = Det totale oksygenforbruket fra sekundærbelastning som vekt oksygen (g O, kg O, tonn O).

Tot-N = Mengde nitrogen i utslippsvannet som vekt nitrogen (g N, kg N, tonn N).

$K_{\text{nedbrytn.}}$ = Andel av det organiske stoffet i de produserte algene som er nedbrytbart. Det forutsetter at alt brytes ned slik at $K_{\text{nedbrytn.}} = 1.0$.

T_f = Andel av nitrogenet ved dypvannsutslipp som når overflatelaget slik at fotosyntese og algeproduksjon kan skje. Denne faktoren er konsentrasjons- og tids-avhengig, noe vi ikke har kunnet ta hensyn til her.

Formelen kan da forenkles til følgende:

$$\begin{aligned} TOF_{\text{sekundær}} &= 2.67 \cdot 6 \cdot \text{Tot-N} \cdot T_f \\ &= 16 \cdot \text{Tot-N} \cdot T_f \end{aligned}$$

Konsekvenser for oksygenforhold i Håsteinfjordens frie vannmasser

Som omtalt i kap. 4.3 har Håsteinfjorden et største dyp på ca. 160m med grunnere partier (120-130m) i nord og sør. Med et utslipp i 60m dyp, blir derfor avløpsvannet innblandet i en vannmasse som har fri forbindelse i retningene nord, sør og vest. Vi vil vurdere om man i denne vannmassen kan vente oksygenproblemer.

Oksygenforbruket i denne vannmassen vil bestå av:

- Primærbelastningen: $1.44 \cdot \text{TOC} + 4.11 \cdot \text{Tot-N}$ eller med anvendelse av tall for tabell 5.2: Primærbelastningen = 520 kg O/time.
- Andelen av oksygenforbruk fra nedbrytning av alger. Denne andelen anslås til 50% av totalen. Som maksimalbetraktning antar vi at nærings saltene ikke innlagres men utnyttes helt i fotosyntesesonen ($T_f = 1$). Med bruk av data fra tabell 5.1, der vi anvender nitrogen-konsentrasjonen 13 g/m^3 , blir O_2 -forbruket: ca. 500 kg O/time.

Samlet for a og b: ca. 1000 kg O/time.

Dette jevnføres med oksygentilførselen gjennom primærfortynningen og fjernsonefortynningen. Vi ser altså bort fra en viss oksygenproduksjon gjennom fotosyntesen.

Vi antar at primærfortynningen skjer med vann som har en oksygenkonsentrasjon på 6 ml/l eller 8.5 mg/l. Det slippes ut 1.2 m³/s og med antatt 100x fortynning, tilsvarer det 120 m³/s av sjøvann med konsentrasjon 8.5 mg O₂/l. Det tilsvarer ca. 3.7 tonn O₂/time.

NHLs strømmålinger tyder på at hele vannmassen over 60m dyp normalt fornyes minst en gang pr. døgn. Faren for resirkulering av fortynningsvannet er dermed minimal. Vi kan derfor konkludere med at avløpsvannet ikke vil medføre til merkbart økt oksygenforbruk i Håsteinfjordens frie vannmasser.

Konsekvenser for oksygenforbruk i bassengene

Vi vil jevnføre oksygenforbruket for et utslipp med oksygenmengdene som er tilstede i de to bassengene. For beregning av oksygenmengdene vil vi benytte tre konsentrasjoner:

- Laveste konsentrasjon målt i 1986. I Håsteinfjorden var ca. 5.5 ml O₂/l (ca. 7.5 mg O₂/l). I Vistevika var det 4.7 ml O₂/l (ca. 6.5 mg/l).
- 5 mg/l (3.5 ml O₂/l): grenseverdien for dårlige forhold.
- 3 mg/l (ca. 2 ml O₂/l): grenseverdien for kritiske forhold.

Resultatene er gjengitt i tabell 5.10.

Avløpsvannet fra et utslipp ved Bøskinnane vil i ca. 80% av tiden bli transportert nordover eller sørover (Eidnes m.fl. 1987). Dypbassenget i Håsteinfjorden ligger i hovedsak vest for Bøskinnane, noe som reduserer belastningen fra utslippet.

Med utslipp i 60m dyp og etter fjerning av sedimenterbart stoff, regner vi med at en økt tilførsel av organisk materiale til dypvannet i alt vesentlig kommer fra primærproduksjonen. Under vurderingen av oksygenforbruket i de frie vannmassene antok vi at 50% av det organiske materialet fra algeveksten ble nedbrutt i dypintervallet 0-40m. Med utslipp ved Bøskinnane, nord-sør som dominerende strømretning, og beliggenheten av dypbassengene i Håsteinfjorden i forhold til utslippssted/strøm, må vi anta at bare en mindre del av de resterende 50% havner i disse bassengene. Vi vil som utgangspunkt anta at 10% sedimenterer i hvert av bassengene; dvs. at 30% transporteres ut av systemet eller sedimenterer over grunnområdene. Nedbrytning av 10% av

den teoretiske primærproduksjonen tilsvarer ca. 50 kg O/time eller ca. 1.2 tonn O/døgn.

Disse antakelsene gir størst usikkerhet for Vistevikas dypvann, som begynner allerede ved ca. 40m dyp, mot 130m for Håsteinfjorden. På den annen side ligger Vistevikas dypvann 4-5 km sør for et evt. utslipp ved Bøskinnane, dvs. i utkanten av det primære influensområdet.

Tabell 5.10. Oksygenmengder i fjordområdets dypbassenger ved laveste målte konsentrasjoner målt i 1986, ved 5 mg/l og 3 mg/l.

Område	Dyp m	Volum m ³	Oksygenmengde		
			Ved laveste verdi i 1986	Hvis 5 mg O/l	Hvis 3 mg O/l
Håsteinfjorden	120-160	405·10 ⁶	3030 tonn	2030 t	1220 t
	140-160	50·10 ⁶	380 "	250 "	150 "
Vistevika	50-100	93·10 ⁶	605 tonn	470 t	280 t
	60-100	33·10 ⁶	220 "	170 "	100 "

Jevnfører vi et oksygenforbruk på 1.2 tonn/døgn med oksygenmengdene i tabell 5.10, finner vi for Håsteinfjorden at intervallet 120-160m i 1986 hadde en "oksygenreserve" på 800 døgn (1000 tonn) før forholdene ble dårlige (5 mg/l). For intervallet 140-160m var "reserven" 100 døgn, eller 130 tonn.

Målingene av temperatur, saltholdighet og oksygen i dypvannet (kap. 4.3) viste at fornyelsen av dypvannet foregikk jevnt over hele tidsrommet juli-desember. Oppholdstiden var sannsynligvis typisk 0.5-3 måneder. I lys av dette er det svært lite sannsynlig at et dyputslipp til Håsteinfjorden vil medføre dårlige oksygenforhold i fjordens dypbasseng.

For bassenget i Vistevika anvendes tilsvarende betraktninger. For intervallet 50-100m dyp var "oksygenreserven" 135 tonn, som dekker et økt forbruk over ca. 100 dager før forholdene kommer inn i det dårlige intervallet. For intervallet 60-100m var tiden 40 døgn. Før man kommer inn i det kritiske området (< 3 mg/l) kreves hhv. ca. 270 døgn og 100 døgn.

Antar man alternativt at 5% av det organiske materiale som produseres

fra næringssaltutslippet til Håsteinfjorden nedbrytes i Vistevikas dypvann, vil "reserven" mot dårlige oksygenforhold være i ca. 6 mnd (50-100m) og ca. 80 dager.

Dette er enkle overslagsberegninger, men koblet mot oksygenmålingene i 1986 mener vi de gir grunn for følgende konklusjon:

Sannsynligheten for at oksygenforholdene i Vistevikas dypvann periodevis vil bli dårlige som følge av et dyputslipp med innlagring i Håsteinfjorden må anses som liten. I så fall vil de være relativt kortvarige, mot slutten av en stagnasjonsperiode.

5.5. Miljøgifter

I dette kapitlet vil vi gi en vurdering av hvilke konsekvenser avløpsvannets innhold av miljøgifter kan ha for resipientforhold og brukerinteresser. Vurderingen bygger på forutsetningen om at fjorden har en viss kapasitet til å motta giftstoffer uten at det oppstår skader.

Grunnlaget for bedømmelsen er type og mengde av miljøgifter. De aktuelle stoffene er metaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og klororganiske forbindelser, som anslått i kap. 5.1. I vurderingen av eventuelle problemer vil vi støtte oss til Knutzen og Øren (1983), som på grunnlag av bl.a. data fra Oslo-området vurderte

- risiko for skade på marine planter og dyr
- mulige hygieniske konsekvenser ved opphopning av miljøgifter i spiselige organismer.

Vi anvender deres resonnement, og beregner konsentrasjonen etter 100x fortykning (primærfortynningen), tabell 5.11.

Tabell 5.11. Jevnføring av antatte bakgrunnsnivåer i kystvann med konsentrasjoner etter 100x fortynning av avløpsvannet (fra tabell 5.3), og EPAS vannkvalitetskriterier for sjøvann (fra Knutzen og Øren 1983).

Stoff	Bly	Kopper	Sink	Kadmium	Krom	Nikkel	Kvikksølv	PAH
Bakgrunnsnivå ($\mu\text{g/l}$)	0.2	1	3	0.05	0.5	1	0.01	≤ 0.1
Konsentrasjon etter 100x fortynning ($\mu\text{g/l}$)	0.3	2.4	4.7	0.06	0.6	1.1	0.02	0.11
EPAs vannkvalitets- kriterie for sjøvann ($\mu\text{g/l}$)	25*	<4	58	<9.3		7.1	<0.025	

*) påvist kronisk giftighet, men ikke grunnlag for kriterium.

Med forbehold om mangel på gode data fra Stavanger-området, synes følgende hovedkonklusjon å være berettiget:

1. *Risikoen for direkte (akutte eller kroniske) giftvirkninger på marine organismer fra metaller vil være begrenset til den delen av resipienten hvor primærfortynningen foregår - forutsatt at denne er 100 ganger eller mer.*
2. *Risikoen for forhøyende konsentrasjoner av metaller i spiselige organismer er sannsynligvis liten, utenom primærfortynningssonen.*
3. *Muligheten for økning av konsentrasjonen av organiske miljøgifter i spiselige organismer er vanskelig å bedømme, men er trolig liten. Konklusjonen bør underbygges med analyser av avløpsvann.*

Dette er konklusjoner på linje med de som Knutzen og Øren (1983) kom fram til på mer generelt grunnlag. I tilfelle et utslipp til Håsteinfjorden blir realisert, tilrår vi imidlertid at forekomsten av klororganiske forbindelser og metaller blir overvåket.

6. REFERANSER

- Ahlgren, G., 1983. Comparison of methods for estimation of phytoplankton carbon. Arch. Hydrobiol., 98(4), 489-508.
- Baalsrud, K, Lystad, J. og Vråle, L., 1986. Vurdering av Oslofjorden. NIVA-rapport 0-86166. Oslo.
- Bellair, J.T., Parr-Smith, G.A. and Wallis, I.G., 1977. Significance of diurnal variations in fecal coliform die-off rates in the design of ocean outfalls. Journal WPCF, 49, pp. 2022-2030.
- Bokn, T. og Knutzen, J., 1983. Overvåking av Gandsfjorden og Byfjorden, Stavanger, 1981. NIVA-rapport 0-8000304. Oslo.
- Carlucci, A.F. and Pramer, D., 1960. An evaluation of factors affecting the survival of *Escherichia coli* in sea water. II - Salinity, pH and nutrients. Appl. Microbiol., 8, 247-250.
- Eidnes, G., Jacobson, P. og Rye, H., 1987. Håsteinfjorden som resipient. Hydrofysisk vurdering. NHL-rapport STF 60 F87030. Trondheim.
- Erga, S.R. og Sørensen, K., 1982. Petrokjemianlegg på Kårstø. Bind I. Primærproduksjon februar-november 1981. NIVA-rapport 0-80070-2. Oslo.
- FAO, 1969. Fishery technical paper no. 94, p. 70. Rome.
- 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.
- Kirkerud, L., Knutzen, J., Magnusson, J., Ormerod, K. og Rygg, B., 1983. Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Rapport nr. 7. Effekter av tilførsler av plantenæringsstoffer og organisk stoff. NIVA-rapport 0-81006. Oslo.
- Knutzen, J. og Øren, K., 1983. Vurdering av rensekrav for sjøresipienter. Rapport 4. Avløpsvannets innhold av miljøgifter. NIVA-rapport 0-81006-III, Oslo.
- Lund, V., 1983. Overlevelse i vann av mikroorganismer med relasjon til menneskelig helse - et litteraturstudium. Rapport nr. Sk 10/83.

- Statens institutt for folkehelse. Oslo.
- Miljøstyrelsen, 1983. Vejledning fra Miljøstyrelsen. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del II. Kystvande. København.
- Mitchell, R. and Chamberlain, 1975. Factors influencing the survival of enteric microorganisms in the sea: an overview. In: Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Ed.: A.L.H. Gameson. Pergamon Press, London.
- Molvær, J., Knutzen, J., Haakstad, M. og Tangen, K., 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981-82. Delrapport II. Vannutskiftning. Vannkvalitet. Miljøgifter i organismer. Organismesamfunn på grunt vann. NIVA-rapport 0-8000316-I. Oslo.
- Myklestad, J.A., 1985. Miljøgifter - Utslipp via kommunale anlegg. Siv. Ingeniør Elliott Strømme A/S. Oslo.
- NOU, 1984: 28. Helserådstjenesten. Sosialdepartementet. Oslo.
- Ormerod, K. og Molvær, J., 1983. Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 6. Hygieniske effekter. NIVA-rapport 0-81006-V. Oslo.
- SFT, 1983. Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. Revidert utgave. TA-525. Oslo.
- SIFF (Statens institutt for folkehelse), 1976. Kvalitetskrav til vann. Drikkevann - Vann for omsetning - Badevann. Rev. utg. nov. 1976. Oslo.
- Stigebrandt, A., 1983. Modellering av fysiske, kemiske, biologiske och bakteriologiske förhållanden i inre Gandsfjorden. Notat. NIVA-prosjekt 0-83087. Oslo.
- Østensvik, Ø., 1979. Desimering av miljøfremmede mikroorganismer i vann. Vann Nr. 1B. 1979. Oslo.