

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

0-78033

VURDERING AV VANNUTSLIPP FRA KULLFYRT
KRAFTVERK MED SJØVANNSVASKING AV
RØYKGASSER

2 DYPUTSLIPP AV VASKEVANN

Blindern, 6. november 1979

Saksbehandlere: *Birger Bjerkeng*

Jon Knutzen

Medarbeider: *Jan Magnusson*

Instituttssjef Kjell Baalsrud

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Brekke 23 52 80
Gaustadalleen 46 69 60
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 78033
Undernummer: II
Løpenummer: 1159
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Vurdering av vannutslipp fra kraftverk med sjøvannsvasking av røykgasser. 2. Dyputslipp av vaskevann.	Dato: 6/11 1979
	Prosjektnummer: 0-78033
Forfatter(e): Birger Bjerkgeng Jon Knutzen	Faggruppe: Oseanografi
	Geografisk område: Oslofjorden
	Antall sider (inkl. bilag): 70

Oppdragsgiver: Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen v/Statskraftverkene	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

Fysisk/kjemiske og biologiske effekter av dyputslipp (ca 50m) fra røykgassvasker (ca 7 m³/sek) er vurdert for et kullfyrt kraftverk (1200 MW) i Oslofjordområdet. Det er utført beregninger av pH og oksygenkonsentrasjoner i økende avstand fra utslippet. Dyputslipp vurderes som i hovedsaken gunstigere enn overflateutslipp (mht. pH-nedsettelse, giftvirkning av metaller), men kan særlig for de indre lokaliseringalternativer minske oksygeninnholdet i vann til fornyelse av indre Oslofjords og Drammensfjordens dyplag. De mulige negative konsekvenser av pH-senkning og utslippets oksygenbehov kan reduseres betydelig ved kalking og lufting av vaskevannet før utslipp. Ved utslipp av vaskevann sammen med kjølevann til overflatelaget vil lufting gi markert mindre pH-senkning.

4 emneord, norske:
1. Kullfyrt kraftverk
2. Avløpsvann røykgassvasking
3. Forsurning i saltvann
4. Oksygen
5. Økologiske konsekvenser

4 emneord, engelske:
1. Coal fired power plant
2. Scrubber waste water
3. Salt water acidification
4. Oxygen
5. Ecological consequences

6. Oslofjord

6. Oslofjord

Prosjektleders sign.:

Seksjonsleders sign.:

Instituttssjefs sign.:

ISBN 82-577-0216-1

F O R O R D

Den foreliggende rapport er nr 2 innen et oppdrag for Statskraftverkene, NVE, om vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvasking av røykgasser. Arbeidet er utført i henhold til instituttets brev av 18.12.1978 og brev fra Statskraftverkene av 31.7.1979.

Med unntak for utslippsarrangementet er forutsetningene for arbeidet i det alt vesentlige som tidligere. Det er funnet uhensiktsmessig å gjenta grunnlagsmaterialet som finnes i forrige rapport, som det derfor henvises til vedrørende lokaliseringssteder, utslippsdata, bakgrunnsnivåer og giftighetsgrenser for metaller etc. (NIVA, 0-33/78. Vurdering av vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvasking av røykgasser, desember 1978). Derimot er basis for vurderingene av pH-senkningens mulige effekter utvidet ved systematisering av data fra litteraturen.

Sivilingeniør Birger Bjerkgeng har vært hovedansvarlig for fortynningsberegningene, med assistanse av fil.kand. Jan Magnusson, mens de biologiske vurderingene er gjort av undertegnede.

Rapporten omfatter ikke vurdering av resipientvirkningene ved avløp som på forhånd er blitt kalket, luftet eller bare luftet og derved fått mindre syreoverskudd. En samlet vurdering av slike behandlingsalternativer vil bli laget for A/S Norsk Viftefabrikk.

Blindern, 6. november 1979



Jon Knutzen

INNHALDSFORTEGNELSE

Side:

FORORD	
Innholdsfortegnelse	1
Tabellfortegnelse	2
Figurfortegnelse	3
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. INNLEDNING	7
3. AVLØPSVANNETS FORTYNNING OG SPREDNING	8
3.1 Beregningsforutsetninger	8
3.2 Primærfortynning, innlagring og spredning i resipienten	8
3.3 Primærfortynning og innlagring	11
3.4 Gjennomsnittskonsentrasjoner i resipienten	20
3.5 Spredning i nærsonen etter innlagring	28
3.6 Utslippetts virkning på pH og oksygeninnhold	31
3.7 Oppsummering og konklusjon av fortynnings- og spredningsberegningene	33
4. VIRKNING PÅ LIVET I FJORDEN	35
4.1 Forsurning	35
4.1.1 Karbondioksydsystemet	35
4.1.2 Virkning på fotosyntese	37
4.1.3 Kalkutfelling og kalkskalldannelse	40
4.1.4 pH-senkningens virkning på andre forhold og oppsummering	42
4.1.5 Vurdering av pH-virkninger i Oslofjord-resipientene	44
4.2 Avløpsvannets oksygenbehov	45
4.3 Klorering, polysykliske aromatiske hydrokarboner og metaller	47
5. LITTERATURHENVISNINGER	48
APPENDIX A	
Beregning av største oppnåelige fortynning i stille- stående resipient	54
APPENDIX B	
Beregning av vannutskiftning i mellomlagene i ytre Oslofjord	58
APPENDIX C	
Beregning av dypvannsutskiftningstransporten fra Drøbaksundet til indre Oslofjord	65
APPENDIX D	
Beregning av vertikale diffusjonskoeffisienter	67

TABELLFORTEGNELSE

Side:

Tabell 1	Fordelingstabell for tetthetsforskjeller over angitte dypintervaller, i ($\Sigma\sigma_t$) enheter. Stasjon NJ1 (NIVA), 05 (VHL)	12
2	Øvre grense for primærfortynning og innlagring for ulike utslippsutforminger og utslippsdyp. Variasjonsområdene angir variasjoner med tetthets-sjiktning. Det første tallet tilsvarende sterk sjiktning (lav fortynning, innlagring nær utslippsdyp), og det andre tallet svak sjiktning. Fortynningstall i parentes angir statistisk median ..	14
3	Nødvendig strømhastighet for å oppnå omtrent full fortynning ulike utslippsarrangement og fortynninger. Hastighetsintervaller angir variasjon med sjiktning, enhet er cm/s. Laveste verdier gjelder svak sjiktning, høyeste verdier sterk sjiktning	17
4	Nedre grense for oppnåelig fortynning og innlagring i stillestående resipient. Intervaller angir variasjon med tetthetssjiktning. Både fortynning og sjikt-tykkelse vil stort sett øke med avtagende sjiktning	19
5	Beregningsforutsetninger for spredning i nærsone etter utlipp	29
6	Variasjonsintervaller for hvor stor del av resipienten som berøres av vann over visse konsentrasjoner	30
7	Endring av pH og oksygeninnhold som funksjon av fortynning. pH-verdier i parentes er ekstrapolert, og derfor usikre (kfr. NIVA 1978A)	32
8.	Effekter av minsket pH på marine organismer	38
B 1	Prosentvis fordeling av strømmens N/S-komponent, Slagentangen, målt på 5 m og 40 m dyp	59
B 2	Oppholdstid av vann med salinitet 32-34 ‰ i ytre Oslofjord, beregnet av hydrografi-målinger	62
D 1	Diffusjonskoeffisienter. Vestfjorden 1963. Koeffisienten er beregnet for seks ekvidistante tidspunkter med femti dagers intervall. Enhet cm^2/s . Etter Gade (1967).....	67
D 2	Vertikal tetthetsgradient i Vestfjorden $\frac{d\sigma}{dz}$ som funksjon av tid og dyp. Enhet (10^{-3} kg/l/m).....	68

FIGURFORTEGNELSE

Side:

Fig. 1	Oversiktskart over lokaliseringalternativer for kullfyrt kraftverk i Oslofjordområdet. Hydrografi-stasjoner er avmerket	9
2	Variasjonsområde for tetthetsprofiler, stasjon NJ1 (NIVA) og 05 (VHL) for 1963-70 og 1973-74. Valgt ut fra tabell 1	13
3	Saltholdighet som funksjon av dyp og tid ved stasjon 03 (VHL) 1973 - 1974	21
4	Saltholdighet som funksjon av dyp og tid ved stasjon 05 (VHL) 1973 - 1974	22
5	Saltholdighet som funksjon av dyp og tid ved stasjon 09 (VHL) 1973 - 1974	23
6	Isolinjer for saltholdighet ved stasjon 05, med innlagring og fortynning som funksjon av tid ved sterk strøm i resipienten. Utslippsdyp 50 m, strålediameter 0.2 m, hastighet 2 m/s. Tall i sirkel angir fortynning, forbindelseslinjen angir innlagringsdyp	24
7	Isolinjer for saltholdighet ved stasjon 05, med innlagring og fortynning som funksjon av tid ved stillestående resipient. Utslippsdyp 50 m, transportbredde B = 500 m (diffusorlengde 250 m).	25
8	Isolinjer for saltholdighet ved stasjon 05, med innlagring og fortynning som funksjon av tid ved stillestående resipient. Utslippsdyp 50 m, transportbredde B = 1000 m (diffusorlengde 500 m).	26
9	Variasjon i total CO_2 , fri CO_2 , H_2CO_3^- og CO_3^{--} i sjøvann (Cl = 19 $^\circ$ /oo, 20 $^\circ$ C) som funksjon av pH og karbondioksyds partialtrykk (modifisert etter Sverdrup og medarb., 1942)	36
10	Relativ fordeling av CO_2 (+ H_2CO_3), HCO_3^- og CO_3^{--} i sjøvann (Cl = 19 $^\circ$ /oo, 25 $^\circ$ C) som funksjon av pH (fra Borowitzka og Larkum, 1976)	36
D 1	Vertikal diffusjonskoeffisient som funksjon av tetthetsgradient for Vestfjorden (1963)	70

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen v/Statskraftverkene utreder alternative lokaliseringer av et kullfyrt kraftverk på 1200 MW i Oslofjord-området (fig. 1). Kraftverket vil medføre utslipp av kjølevann og avløpsvann fra en røykgassvasker. Mulige effekter av et kombinert utslipp av vaskevann og kjølevann til overflatelaget er utredet i en tidligere rapport (NIVA, 0-33/78, 1978A). Som supplement til denne utredning er det her foretatt en bedømmelse av effekter ved separat utslipp av vaskevannet på ca 50 meters dyp.

II Arbeidet omfatter:

- Innlagrings-, sprednings- og fortynningsberegninger
- Kalkyler for senkning av pH og reduserte oksygenkonsentrasjoner i forskjellig avstand fra utslippene
- Sammendrag av litteraturstudium på saltvannsorganismers toleranse overfor senket pH
- Vurdering av mulige konsekvenser for fjordens plante- og dyreliv av de forskjellige belastninger (forsurning, minsket oksygeninnhold, metallutslipp)
- Jevnføring av fordeler og ulemper ved dyputslipp kontra overflateutslipp av vaskevann.

III Fortynningsberegningene viser store variasjoner i tid, med sjiktning og strømforhold. Primærfortynningen vil variere fra 7 til 60, muligens noe mer avhengig av diffusor-konstruksjonen. Det er nødvendig med en nokså lang diffusor for å oppnå en såpass stor fortykning (lengde 500 m). Dette vil gi pH-reduksjoner mellom 0.5 og 2, og reduksjon av oksygeninnholdet med 1 - 10 mg/l, i en liten sone rundt utslippet (< 1 km avstand, < $2 \cdot 10^6$ m³).

En pH-senkning på 1 og oksygenreduksjon på 2 mg/l vil i verste tilfelle kunne forekomme i ca 2% av vannvolumet mellom 20 og 60 meter.

I resipienten som helhet kan en regne med at volumet mellom 20 og 60 m er berørt av konsentrasjoner mellom 1:100 til 1:700 og en kan her ha en pH-reduksjon fra 0.1 til 0.5, og en oksygenreduksjon på 0.1 til 0.8 mg/l.

I indre deler av Breiangen kan konsentrasjonene bli noe høyere for de innerste lokaliseringsalternativene.

Ved dypvannsfornyelser av indre Oslofjord og Drammensfjorden vil innstrømmende vann generelt ha konsentrasjoner av samme størrelsesorden som i Breiangen. Utslipp ved Emmerstad kan dessuten gi direkte påvirkning på innstrømmingen, i fortyninger på i verste fall 20, dvs en pH-minskning på opp mot 1.4, og en reduksjon av O_2 -innholdet på opp mot 4 mg/l (50-70%). En tilsvarende virkning vil utslipp ved Skjøttelvik ha på Drammensfjorden uten at denne belastning kan kvantifiseres med samme sikkerhet.

IV Fra biotestdata (tabell 8) kan konkluderes at pH under 6.0 er skadelig for de aller fleste marine planter og dyr. Negative effekter er også vanlige ved pH under ca 7.0. I intervallet 7.0 - 7.5 er det sjelden registrert effekter. I ett tilfelle er det konstatert økt dødelighet, nedsatt vekst og reduksjon i skallvekt ved så høye verdier som pH 7.4 - 7.7. (Normal pH i saltvann er ca. 8.0-8.2).

Forandringer i pH kan forskyve likevekten mellom ulike tilstandsformer av metaller og derved endre toksisitet- og akkumulerings-egenskapene. Også andre stoffer (f eks enkelte svake syrer eller baser) kan få økt eller minsket giftighet som følge av pH-forskyvninger.

Det er behov for langtidstester med et større utvalg av arter (og forskjellige livsstadier) før det kan sies noe sikkert om toleransen for midlere og varig senkning av størrelsesordenen 0.3 - 1.0 pH-enheter.

V Antatt ugunstig lave oksygenkonsentrasjoner (< 5 mg O/l) vil som regel bare gjøre seg gjeldende i et mindre vannvolum (størrelsesorden $10^7 m^3$ vann spredd over et par km^2 rundt utslippet). Imidlertid kan spesielt en plassering av kraftverket ved Emmerstad medføre at det vannet som fornyer dyplagene i indre Oslofjord får minsket sitt oksygeninnhold med 0.4 - 4 mg/l (ca 5 - 70%). Virkningen kan bli sterkest i år med svake innstrømninger. Dette må anses utilrådelig for et fjordområde som allerede viser markert uheldige konsekvenser av periodisk oksygenunderskudd. Lokaliseringen ved Skjøttelvik kan få tilsvarende virkning på indre Oslofjord, men i mindre grad. For Drammensfjorden

gjelder det samme, men virkningen vil da være sterkest for alternativ Skjøttelvik. Det er i det siste tilfellet utilstrekkelig grunnlag for å angi oksygen-nedsettelse i utskiftningsvannet. Også to av de fire ytre alternativene (Vardeåsen og Slagentangen) kan gi noe nedsatt oksygeninnhold i fornyelsesvannet til indre Oslofjord og Drammensfjorden, ca 0.8 mg/l i verste tilfelle.

- VI Separat dyputslipp av vaskevann kan anses generelt gunstigere enn kombinert overflateutslipp av kjølevann + vaskevann med hensyn til virkninger av pH-nedsettelse og eventuell giftvirkning av metaller o.a. Ved et egnet dyputslippsarrangement kan man unngå å influere på fotosynteselaget, strandområder og organismer knyttet til bunnen. I steden belastes en begrenset del av livsrommet til dyr som lever i de frie vannmasser og som til dels er så bevegelige (fisk) at vannmasser med akutt giftvirkning kan unngås.
- VII Ved separat dyputslipp av vaskevannet kan skadevirkningene som følge av nedsatt pH og oksygeninnhold reduseres betydelig ved kalking og lufting av røykvaskervannet før utslipp. Dette vil særlig ha betydning ved eventuell lokalisering til Emmerstad og i noe mindre grad Skjøttelvik. Av hensyn til forholdene i indre Oslofjords og Drammensfjordens dypvannsmasser frarådes dette utslippsarrangement uten forutgående kalking og lufting for disse to byggesteder. Kalking og lufting tilrås også for de øvrige lokaliseringalternativer.
- VIII Ved eventuelt samlet utslipp av vaskevann og kjølevann til overflate- laget (kfr. rapport nr. 1, 0-33/78, des. 1978) anbefales lufting for å redusere syreoverskuddet i avløpsvannet. Dette vil begrense mulige negative effekter av pH-senkning til utslippets nærområde.

2. INNLEDNING

I den tidligere rapport (NIVA, 0-33/78, 1978A) er bedømmelsen av utslippet foretatt under forutsetning av at avløpet fra sjøvannsvaskeren (ca $7.2 \text{ m}^3/\text{sek}$) ble sluppet ut i overflatelaget sammen med resten av kjølevannet (tilsammen ca $36 \text{ m}^3/\text{sek}$ for et kraftverk med 2 aggregater á 600 MW).

Overflateutslipp ble vurdert som ugunstig fordi det vil ramme de antatt mest ømfintlige deler av resipienten sterkest:

- Livet i overflatelaget er basis for det øvrige liv i de berørte områder,
- Med unntak for fisket, er brukerinteressene mest direkte knyttet til overflatelaget (estetiske forhold, strandens og gruntvannsområdenes flora og fauna, skjellsanking).

I tillegg var det ønskelig å få beregnet om man ved atskilt dyputslipp av gassvaskeravløpet kunne oppnå en bedre initialfortynning, dvs hurtigere senkning av konsentrasjonene til antatt uskadelige nivåer.

Med hensyn til lokaliseringalternativenes beliggenhet, utslippsdata, metodikk ved fortynningsberegningene, vannkvalitetskriterier og øvrige vurderingsgrunnlag, henvises til ovennevnte tidligere rapport eller de enkelte kapitler. Foreliggende rapport går i særlig grad inn på de kjemiske og mulige biologiske konsekvenser av en pH-senkning.

Oversiktskart for de aktuelle lokaliseringalternativene er vist i fig. 1. For detaljarter se forøvrig rapport (NIVA, 0-33/78, des. 1978).

3. AVLØPSVANNETS FORTYNNING OG SPREDNING

3.1 Beregningsforutsetninger

Gassvaske-anlegget antas å bruke en vannmengde på $7.2 \text{ m}^3/\text{s}$. Vaskevannet skal hentes fra kjølevannsstrømmen på $36 \text{ m}^3/\text{s}$, som er hentet inn fra 30 m dyp, og oppvarmet ca. 10°C over inntakstemperaturen. Vannet blir ytterligere oppvarmet i gassvasker-anlegget, slik at det får en total temperaturøkning på ca. 18°C .

Vaskevannet slippes ut separat på dypt vann gjennom diffusorer, dvs. lange rør med mange hull langs siden. Vi antar at utslippsdypet bør være minst 40 m for å unngå resirkulering i for stor grad, og at det av praktiske grunner ikke bør være større enn 60 m. Resten av kjølevannet slippes ut i overflatelaget.

Utslipp av svoveloksyder og metaller antas å være som oppgitt i tidligere rapport (NIVA, 1978A).

3.2 Primærfortynning, innlagring og spredning i resipienten

Vaskevannet som slippes ut på 40-60 m dyp vil være noe lettere enn resipientvannet både fordi det er hentet fra mindre dyp hvor vannet er lettere, og fordi det er oppvarmet ca. 18°C i forhold til inntaksvannet. Det vil derfor akselereres mot overflaten samtidig med at det blander seg med resipientvann. Vannet i strålene blir tyngre ettersom de stiger, mens omgivende resipientvann blir lettere, og til slutt nås et dyp hvor det fortynnede avløpsvannet har omtrent samme tetthet som resipientvannet. Rundt dette dypet innlagrer avløpsvannet seg i et sjikt av en viss tykkelse, og sprer seg herfra horisontalt og vertikalt utover i resipienten.

Dersom det er forholdsvis sterk strøm forbi utslippsstedet, vil det for det første være god tilgang på fortynningsvann, og dessuten vil det innlagrede avløpsvannet føres vekk fra utslipps-stedet etterhvert, og ikke samle seg i noen sky rundt utslippet. I såfall er det selve primærfortynningsforløpet som avgjør hvor stor fortynning en kan få etter innlagring.

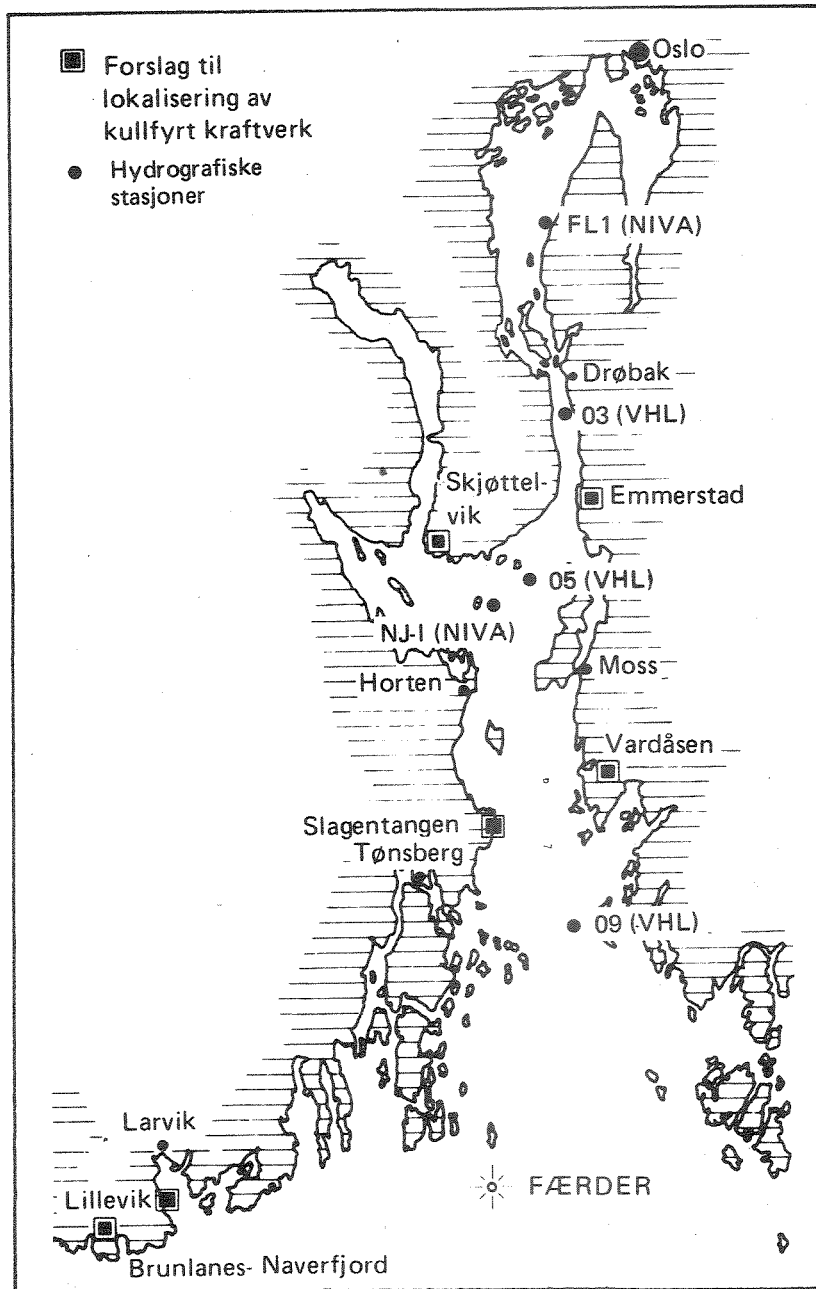


Fig. 1. Oversiktskart over lokaliseringalternativer for kullfyrt kraftverk i Oslofjordområdet. Hydrografi - stasjoner er avmerket

Er resipienten stillestående må det trekkes fortynningsvann inn til utslippet, og det innlagrede vannet må spres horisontalt av trykk-krefter som settes opp av selve utslippet. Trykk-kreftene skapes av gravitasjonsfeltet, og det er da begrenset hvor mye vann som kan transporteres til og fra utslippet innenfor sjikt av en viss tykkelse, når tetthetsgradienten er gitt.

Det vil derfor være to former for begrensninger m.h.t. hvor stor primærfortynning vi kan oppnå.

Lenger vekk fra utslippet er det de naturlige bevegelsene i resipienten som er avgjørende. Vertikale forskyvninger av vannmassene, horisontale strømmønstre og blandingshastigheter er avgjørende for hvor store konsentrasjoner en vil få i resipienten som helhet.

Vi skal se nærmere på de ulike spredningsfasene, og anslå tall for hvilke konsentrasjoner av vaskevann som kan forekomme.

3.3 Primærfortynning og innlagring

Vi skal først se hvor stor primærfortynning vi kan få ved forskjellige diffusorutforminger og utslippsdyp, hvis vi i første omgang ser helt bort fra begrensninger i transportkapasitet i resipienten for fortynningsvann og innlagret avløpsvann. Det er da bare tetthetsgradientene og utslippsdata som er avgjørende for resultatet.

For å få et bilde av hvordan tetthetsforholdene i resipienten varierer over tid, har vi sett på ialt 77 tetthetsprofiler som er registrert i hovedbasenget i Breiangen. For tidsrommet 1963-70 er data hentet fra NIVA's Oslofjordundersøkelse, stasjon NJ1, og for 1973-74 er de tatt fra VHL's undersøkelse for NVE, stasjon 05. Stasjonenes beliggenhet er vist i figur 1.

For å få et oversiktlig statistisk bilde av de størrelser som har betydning for det aktuelle utslippsalternativet har vi for hver profil beregnet tetthetsforskjell mellom 40 og 20 m, og mellom 60 og 40 m, og sortert dem ut fra disse størrelsene.

Tabell 1 gir et slags grafisk bilde av den statistiske fordelingen, og gjør det mulig å plukke ut et sett profiler som tilsammen dekker variasjonsområdet. Vi har plukket ut et slikt sett på 6 profiler, de er avmerket med * i tabell 1.

I figur 2 er de utvalgte profilene vist med tetthet som funksjon av dyp. Tettheten er gitt som σ_t -enheter (sigma-t), definert ved

$$\sigma_t = (\rho-1) \times 10^3.$$

Det teoretiske innlagringsforløpet er beregnet for endel ulike utslippsutforminger. Både utslippsdyp, strålediameter og hastighet er variert, og det er beregnet for de 6 profilene i figur 2. Beregningene er utført med et EDB-program (COMPUTAS-NIVA 1973).

Beregningsresultater er oppsummert i tabell 2.

Tabell 1. Fordelingstabell for tetthetsforskjeller over angitte dypintervaller, i ($\Sigma\sigma_t$) enheter.
Stasjon NJ1 (NIVA), 05 (VHL).

DATA:	60M-40M:	←----- 40M-20M -----→
*31.3.64	0.020	----- 0.200
23.4.63	0.020	----- 0.400
*23.4.64	0.020	----- 1.750
7.4.65	0.040	----- 1.330
18.4.74	0.046	- 0.107
22.2.69	0.050	----- 0.310
10.2.65	0.080	----- 0.200
13.5.74	0.080	----- 3.410
3.4.74	0.086	----- 0.287
27.1.65	0.090	----- 0.200
12.2.64	0.100	----- 0.650
18.3.74	0.102	----- 5.041
5.5.65	0.130	----- 2.910
12.3.64	0.160	----- 1.350
8.12.69	0.170	----- 0.190
10.3.65	0.170	----- 0.570
26.11.73	0.175	----- 0.210
11.12.73	0.182	----- 0.481
21.1.74	0.197	----- 2.373
7.12.65	0.220	----- 0.820
20.6.63	0.240	----- 1.380
4.3.74	0.254	----- 4.952
16.1.64	0.260	----- 0.750
10.12.68	0.280	----- 2.250
27.5.69	0.290	----- 0.540
14.11.73	0.337	----- 0.801
29.9.64	0.400	----- 2.470
2.5.65	0.410	----- 1.480
15.1.65	0.420	----- 0.500
26.9.68	0.430	----- 2.260
23.10.63	0.460	----- 1.510
22.6.65	0.460	----- 3.060
*13.5.73	0.478	----- 9.710
16.12.64	0.480	----- 1.010
4.4.67	0.500	----- 1.850
17.10.73	0.506	----- 1.147
18.2.74	0.516	----- 1.906
*17.12.63	0.530	----- 0.560
25.4.68	0.530	----- 3.660
17.11.64	0.540	----- 4.480
7.1.74	0.592	----- 1.524
21.10.64	0.620	----- 1.570
10.8.65	0.650	----- 1.270
12.8.64	0.680	----- 0.820
3.5.64	0.700	----- 1.060
28.4.70	0.820	----- 1.780
6.11.73	0.827	----- 3.336
13.7.65	0.860	----- 1.000
15.7.70	0.890	----- 2.710
9.2.64	0.900	----- 0.680
14.9.65	0.930	----- 1.250
27.6.73	0.940	----- 2.711
4.7.63	0.960	----- 3.720
18.9.63	1.000	----- 2.410
10.7.73	1.008	----- 2.825
1.8.63	1.010	----- 1.170
17.5.64	1.020	----- 6.770
28.11.67	1.030	----- 1.910
17.6.65	1.030	----- 2.730
24.7.73	1.038	----- 2.248
17.9.73	1.082	----- 2.041
3.9.73	1.177	----- 1.016
5.10.65	1.250	----- 1.690
14.5.64	1.260	----- 3.450
4.2.74	1.275	----- 2.187
21.6.67	1.280	----- 2.500
14.7.64	1.300	----- 1.220
20.8.73	1.405	----- 1.480
15.9.65	1.420	----- 1.710
28.8.63	1.620	----- 3.900
5.8.69	1.830	----- 2.080
*4.9.67	1.940	----- 4.810
2.11.65	2.140	----- 1.780
1.10.73	2.180	----- 2.328
14.11.63	2.250	----- 3.290
5.5.73	2.935	----- 2.784
*7.12.66	4.200	----- 1.420

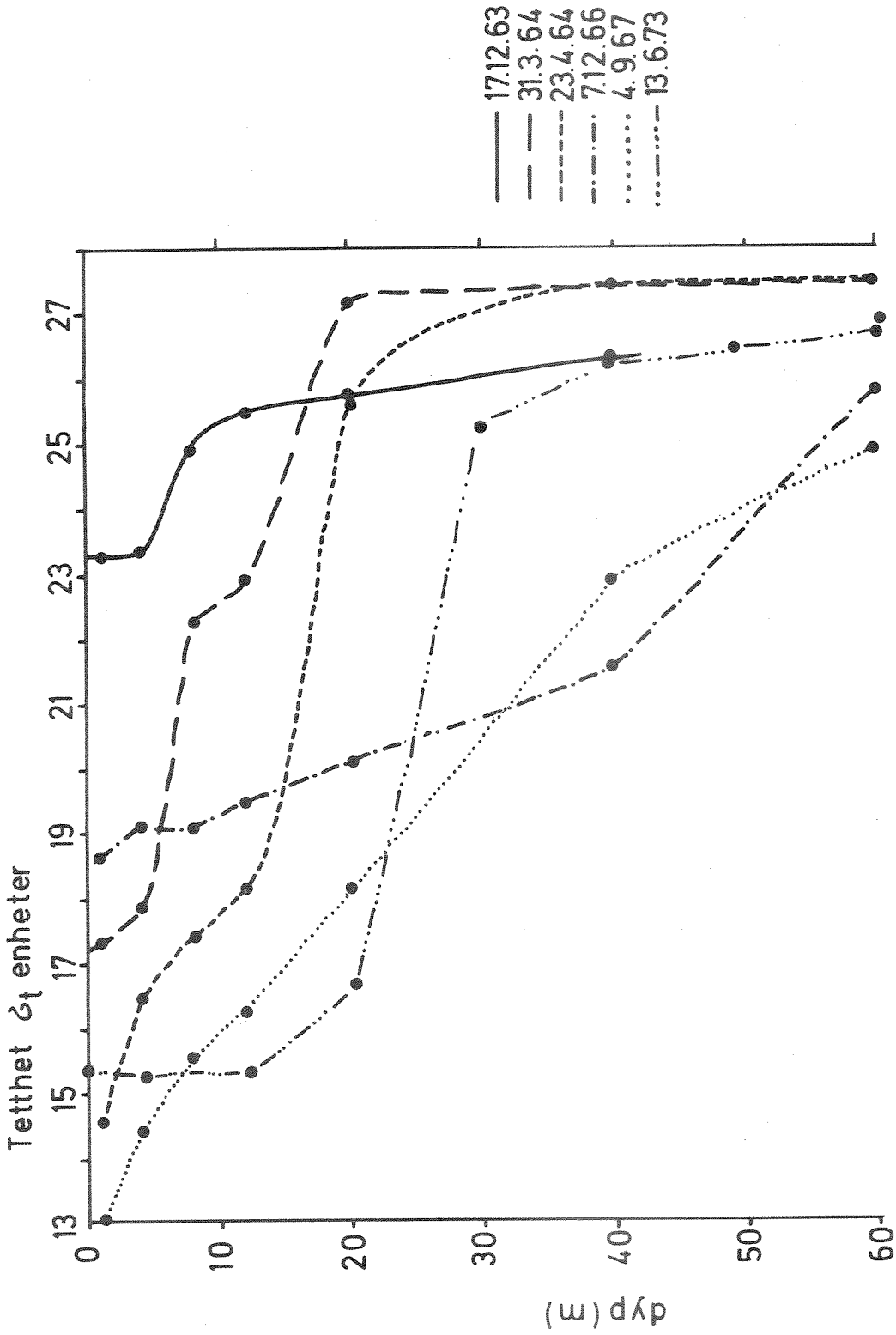


Fig. 2. Variasjonsområde for tetthetsprofiler, stasjon NJ 1 (NIVA) og 05 (VHL) for 1963-70 og 1973-74. Valgt ut fra tabell 1.

Fig. 2

Tabell 2.

Øvre grense for primærfortynning og innlagring for ulike utslippsutforminger og utslippsdyp. Variasjonsområdene angir variasjoner med tetthets-sjiktning. Det første tallet tilsvarende sterk sjiktning (lav fortynning, innlagring nær utslippsdyp), og det andre tallet svak sjiktning. Fortynningstall i parentes angir statistisk median.

Alternativ nr.	Utslippsdyp (m)	Utslippsstråler 1)			Midlere fortynning S	Innlagringsdyp (m)	Strålebredde ved innlagring (m)
		Diameter (m)	Hastighet (m/s)	Antall ca.			
1	40	1.5	4	1	9-19 (13)	35-20	10-18
2		0.4	2	30	12-40 (20)	37-23	3-8
3		0.2	2	120	17-55 (30)	38-28	2.5-5
4		0.2	4	60	22-60 (35)	39-30	3.5-7.5
5	50	1.5	4	1	9-22 (15)	45-20	10-20
6		0.4	2	30	12-45 (25)	47-30	3.5-8
7		0.2	2	120	17-75 (30)	48-34	2.5-6
8		0.2	4	66	25-80 (45)	48-35	3.5-8
9		0.1	2	450	25-125 (55)	48-37	2-5
10	60	1.5	4	1	9-25 (15)	54-24	10-20
11		0.4	2	30	15-60 (30)	56-34	3.5-9
12		0.2	2	120	20-110 (40)	57-37	2.5-7
13		0.2	4	60	25-110 (50)	58-37	3.5-10

1) Data gjelder i kontrahert strålevertsnitt. For skarpkantet sidehull blir strålediameter anslagsvis ca 50% mindre enn huldiameter, noe varierende langs diffusoren.

I tabellen er gitt variasjonsområder for gjennomsnittlig fortytning (= 1.7x fortytning i senter av strålen), teoretisk innlagringsdyp, og stråle-bredde ved innlagring. For fortytningen er i tillegg angitt medianen. Den er beregnet som midlere resultat for profilene 13.6.73 og 17.12.63. Fortyntingen avtar med økende tetthetsgradient, og vi ser da av tabell 1 at disse profilene representerer medianen.

Disse resultatene gjelder bare dersom det er strøm i resipienten. Dersom spredningen etter innlagring skal skje ved gravitasjonsdrevne strøm kreves en sjikt-tykkelse

$$h = \gamma \left(\frac{Q \cdot S}{NB} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (1)$$

hvor

h = sjikt-tykkelse (m)

γ = dimensjonsløs konstant = 2.8 for et innlagret sjikt.

Q = utslippets størrelse (m^3/s)

N = Stabilitet = $\left(\frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz} \right)^{\frac{1}{2}}$ (s^{-1})

B = transportbredde (m)

S = midlere fortytning

Transportbredden B kan være topografisk bestemt, men i åpent farvann vil den være gitt som omkretsen rundt utslippsarrangementet. For utledning og drøfting av formel (1), se i avsnitt 5.2 i tidligere rapport (NIVA, 1978A). For profilene i tab. 1 varierer stabiliteten N i 60-40 m dyp mellom 0.0031 og 0.044 med median 0.016. For en fortytning på $S=10$ får vi da sjikt-tykkelser mellom 10 og 30 m ved $B=200$ m, og mellom 2.5 og 8 m for $B=2000$ m. Fortyntning $S=50$ krever sjikt-tykkelser på vel det dobbelte av dette. Sammenlignes dette med avstand fra utslippsdyp til innlagringsdyp i tabell 2, ser vi at resultatene er urealistiske i en stillestående resipient.

For å unngå at innlagret avløpsvann resirkuleres som fortynningsvann, må det være så sterk strøm at det innlagrede vannet kan transporteres med resipientstrømmen i et sjikt som i allfall ikke er tykkere enn halvparten av avstanden fra utslipp til teoretisk innlagringsdyp.

For en diffusor som ligger vinkelrett ut fra land med lengde L vil sjikt-tykkelsen være bestemt av ligningen.

$$V_r = \frac{Q \cdot S}{L \cdot h} \quad (3)$$

hvor V_r = resipienthastighet langs land, forutsatt at $V_r \gg$ frontspredningshastigheten (se avsnitt 5.2 i tidligere rapport, NIVA 1978A).

For at oppgitte fortynninger tilnærmet skal kunne oppnås, bør sjikt-tykkelsen h være mindre enn halve avstanden fra utslippsdyp til teoretisk innlagringsdyp, vi krever i beregningen at h er maksimalt 1/3 av denne avstanden.

For hvert utslippsarrangement (alt. 1-13 i tab. 2) kan vi da angi et variasjonsintervall for nødvendig resipienthastighet, ut fra beregnet fortynning og innlagring for de 6 profiler i fig. 2. Resultatet av denne beregningen er vist i tabell 3.

For et enkelt utslipp (alternativ 1, 5 og 10) er bare effektiv bredde $L = 100$ m ansett som noenlunde oppnåelig, fordi den bestemmes av hvor langt ut fra land strålen beveger seg.

Tabell 3. Nødvendig strømhastighet for å oppnå omtrent full fortytning ved ulike utslippsarrangement og fortytninger. Hastighetsintervaller angir variasjon med sjiktning, enhet er cm/s. Laveste verdier gjelder svak sjiktning, høyeste verdier sterk sjiktning.

Alternativ nr. (kfr. tabell 2)	Diffusor-lengde L (m)		
	100m	500m	1000m
1	20-40		
2	50-90	10-17	* 5-9
3	100-190	20-40	10-18
4	130-500	25-100	13-50
5	15-40		
6	50-90	(*)10-17	* 5-9
7	100-180	20-40	(*)10-18
8	115-270	25-55	12-30
9	200-270	40-55	13-30
10	15-30		
11	50-80	(*)10-16	* 5-8
12	100-150	20-30	(*)10-14
13	100-270	20-55	10-30

* Angir hastighetsintervaller som kan forekomme i resipienten en stor del av tiden.

Strømstatistikk fra VHL's målinger i 1973-74 viser at det f.eks. ved Slagentangen var en strømkomponent langs land som i 42% av tiden lå fordelt over området 0-5 cm/s. 43% av tiden lå den mellom 5 og 10 cm/s, og i 10% av tiden mellom 10 og 15 cm/s. (tabell B.1, appendix B).

Ut fra dette er det i tabell 3 avmerket med * hvilke utslippsarrangementer som kan gi tilnærmet full fortytning en stor del av tiden.

Vi ser at alternativ 2, 6 og 11, dvs. strålediameter 40 cm og 2 m/s, og 30 hull, kan gi full fortytning i ca. 50% av tiden, økende med økende utslippsdyp, hvis diffusor-lengden er minst 1000 meter. En diffusorlengde på 500 meter kan gi full fortytning i anslagsvis 5-10% av tiden for de samme alternativer.

For alternativer med mindre diameter vil full fortytning bare kunne oppnås i en mindre del av tiden, slik at de økte fortytningssmulighetene i tabell 2 neppe kan utnyttes. Antagelig vil det likevel være riktig å velge en lavere strålediameter, f.eks. 20 cm, ut fra konstruksjonstekniske hensyn, og fordi flere mindre hull gir en jevnere fordeling langs diffusoren. Dette vil tilsvare en hulldiameter på ca. 30 cm. Med en total diffusorlengde på 1000 m og en utslippshastighet på 2 m/s kan en da ha en avstand på 8.5 m mellom hvert hull, hvilket skulle være mer enn tilstrekkelig ut fra strålebreddene i tabell 2.

For en stillestående resipient blir altså fortytningen langt lavere enn i tabell 2. Det innlagrede avløpsvannet vil da samle seg i en sky over utslipps-stedet, og spre seg horisontalt ved gravitasjonsdrevet strøm ut mot alle sider. Naturlige strømmen og vertikal blanding overtar gradvis med økende avstand fra utslipps-stedet.

Skyen må i dette tilfelle være av en viss tykkelse, som øker med vannmengdene og minsker jo større tetthetsgradienten er. På samme måte må innstrømmingen av fortytningssvann skje i et sjikt av en viss minstetykkelse.

Jo mer effektiv blandingen og turbulensen er i utslippsstrålene, desto raskere fortynnes strålene, og desto mindre avstand blir det mellom utslippsdyp og innlagringsdyp. Samtidig øker minstetykkelsen av transport-

sjiktene, og en vil derfor ha en øvre grense for hvor stor fortynning en kan få uansett hvor mye blandingsenergi som legges inn i utslipps-strålene.

I appendiks A er det beskrevet en enkel beregningsmetode for å anslå oppnåelig fortynning i stillestående resipient. I tabell 4 er resultatene for de 6 profilene i fig. 2 gjengitt som funksjon av transportbredde B, den må nå settes til 2 x diffusor-lengden.

Tabell 4. Nedre grense for oppnåelig fortynning og innlagring i stillestående resipient. Intervaller angir variasjon med tetthets-sjiktning. Både fortynning og sjikt-tykkelser vil stort sett øke med avtagende sjiktning.

Utslippsdyp (m)	Transportbredde B (m)	Fortynning	Sum av sjikt-tykkelser (m)
40	200	5-8	9-22
	500	6-12	6-20
	1000	7-19	5-20
	2000	9-23	4-16
50	200	4-9	9-30
	500	6-18	7-30
	1000	7-23	6-26
	2000	9-30	5-22
60	200	5-12	11-40
	500	7-20	8-37
	1000	9-25	6-33
	2000	11-35	5-28

Tabellen viser at selv med en diffusorlengde på 1000 meter (B = 2000) vil oppnåelig fortynning i stillestående resipient ikke komme over 10-35. Tykkelsen av sjiktene vil variere sterkt, og øvre grense for innlagret sjikt kan nå opp mot 20 - 30 m dyp uansett utslippsdyp, men sjeldnere og med mindre konsentrasjoner jo større utslippsdypet er.

3.4 Gjennomsnittskonsentrasjoner i resipienten

Hydrografiske data for ytre Oslofjord viser at vannmassene gjennomgår storstilte bevegelser nokså hyppig. Figur 3-5 viser hvordan dypet varierer med tid for vann med bestemte salinitetsverdier (isoplet-diagrammer). Vi ser at det er vanlig med vertikale bevegelser på 10-20 meter i løpet av 14 dager. Siden det er store endringer mellom to observasjoner, kan det være endel vannbevegelser som ikke registreres av disse data. Også avstanden mellom isopletene, dvs tykkelsen av sjikt med vann mellom gitte salinitetsgrenser, varierer sterkt med tid.

Disse vertikale variasjoner betyr for det første at fortykning og innlagring som regel ikke foregår i den samme vannmasse over lengre tid, men fordelt over et sjikt som kan være 20-40 meter tykt. Figur 6 til 8 viser hvordan innlagringsdyp og fortykning vil variere i perioden mai 1973 - juni 1974 for utslippsalternativ 7 (tabell 2). Fig. 6 viser forholdene ved sterk strøm i resipienten, fig. 7 og 8 i stillestående resipient.

For det andre henger de vertikale variasjonene sammen med store horisontale bevegelser, hvor vannmasser strømmer ut og inn i fjordsystemet fra Skagerrak. Det betyr at utslippet sett over en viss tid vil fordeles horisontalt over en stor del av vannmassen.

Inn- og utstrømningene vil også gi en utskiftning av "gammelt" vann, med nytt vann fra Skagerrak. Ut fra fig. 3-5 kan vi beregne en tilsynelatende vannutskiftning, når vi neglisjerer virkningen av vertikalblanding i forhold til horisontale bevegelser, og når vi antar at det er god blanding innenfor fjordsystemet horisontalt, og at tilbakestrømning av gammelt vann kan neglisjeres. Dette er gjort i appendix B, og beregningene gir en utskiftning rundt dyp 30-60 m som kan variere over tid fra ca 250 til 1500 m^3 over et 10 meter tykt sjikt. Dette gjelder hele ytre Oslofjord innenfor Slagentagen - Vardeåsen. Verdiene blir ca 30% mindre for fjorden innenfor Horten - Moss. Dette stemmer bra med det som kan anslås helt grovt ut fra en overfladisk sammenligning med overflatelaget ved hjelp av strømmåler-data (se appendix B). Utskiftninger i indre Oslofjord er ikke tatt med her.

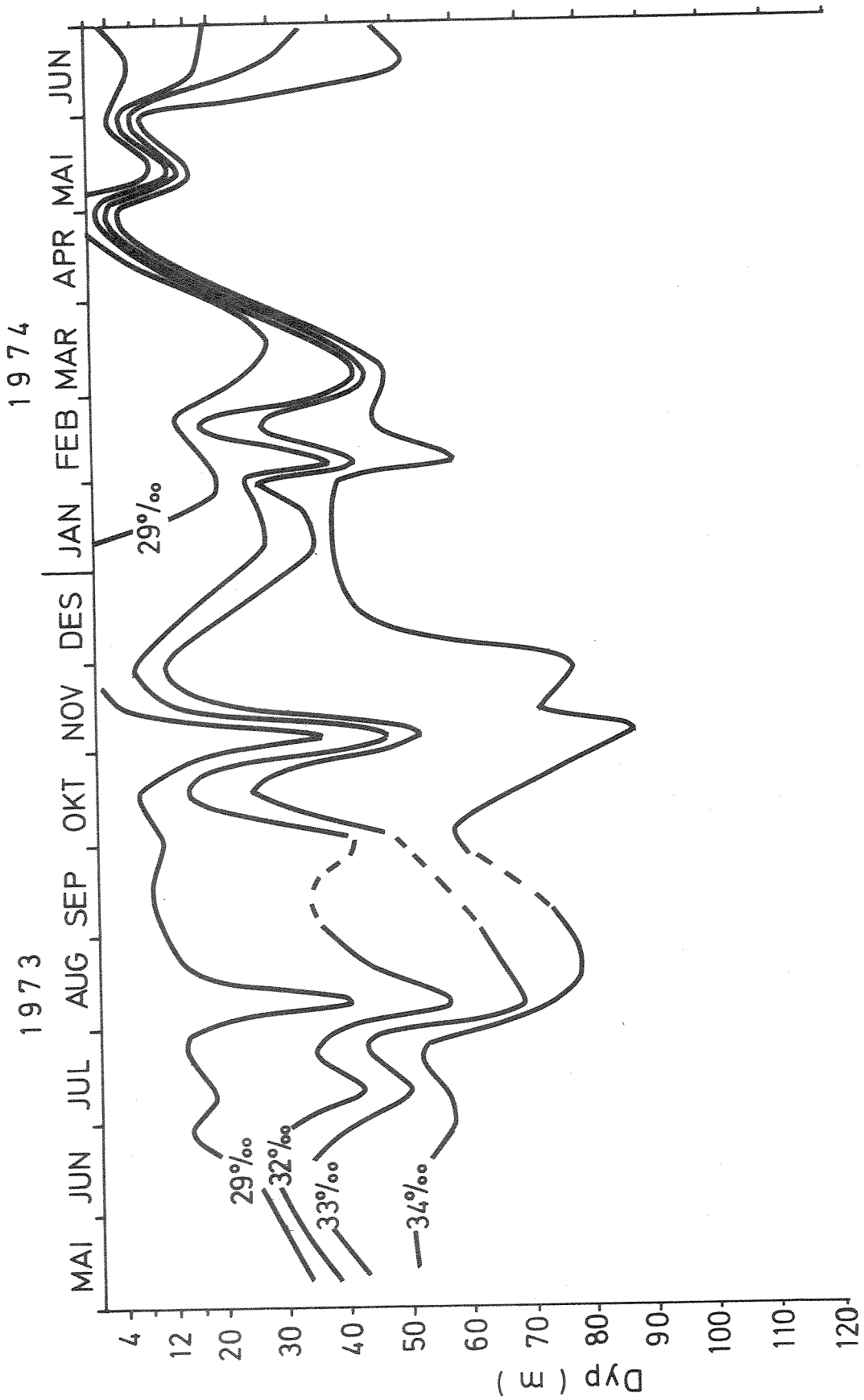


Fig. 3. Saltholdighet som funksjon av dyp og tid ved stasjon 03 (VHL) 1973 - 1974.

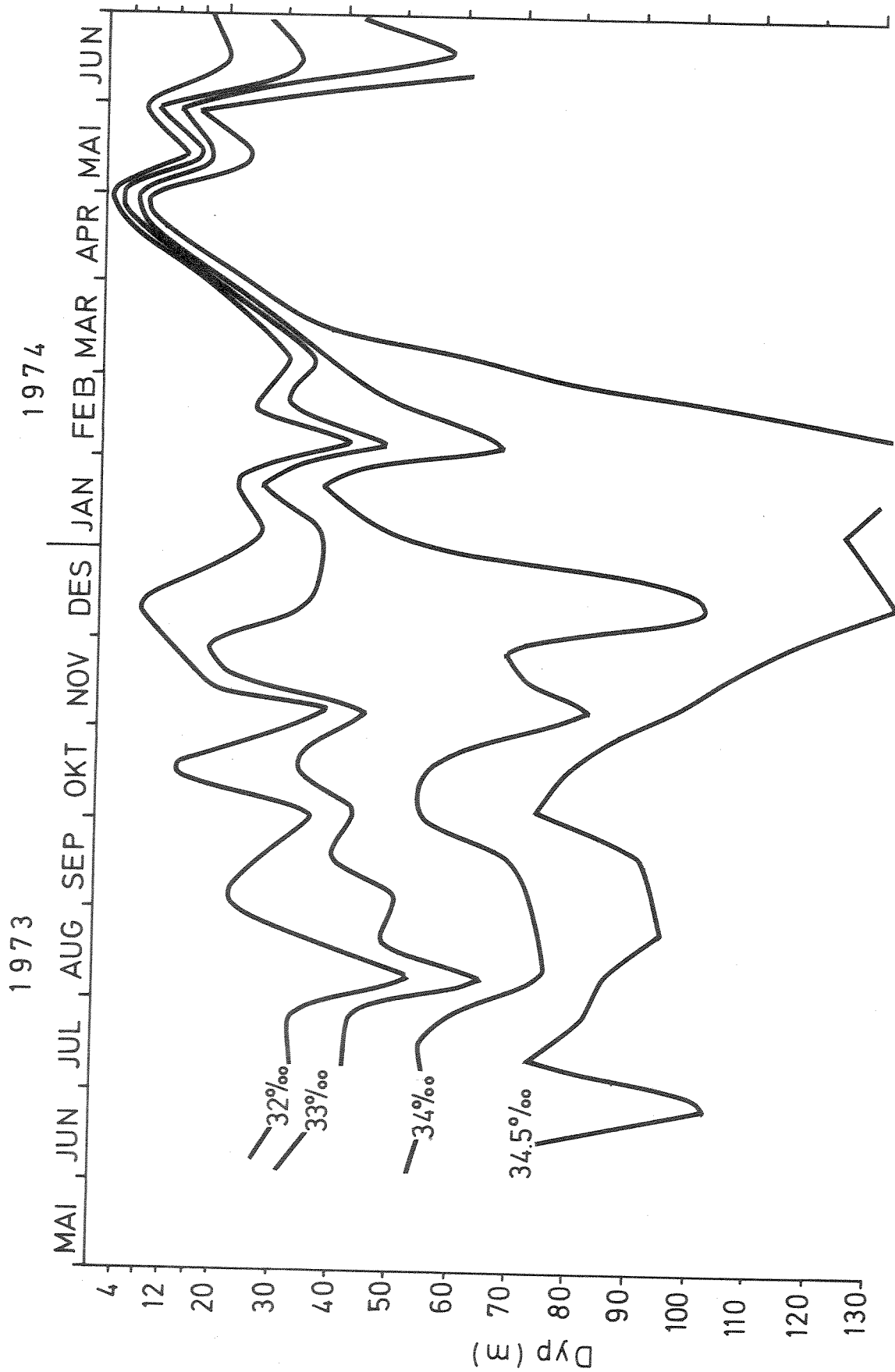


Fig. 4. Saltholdighet som funksjon av dyp og tid ved stasjon 05 (VHL) 1973 - 1974.

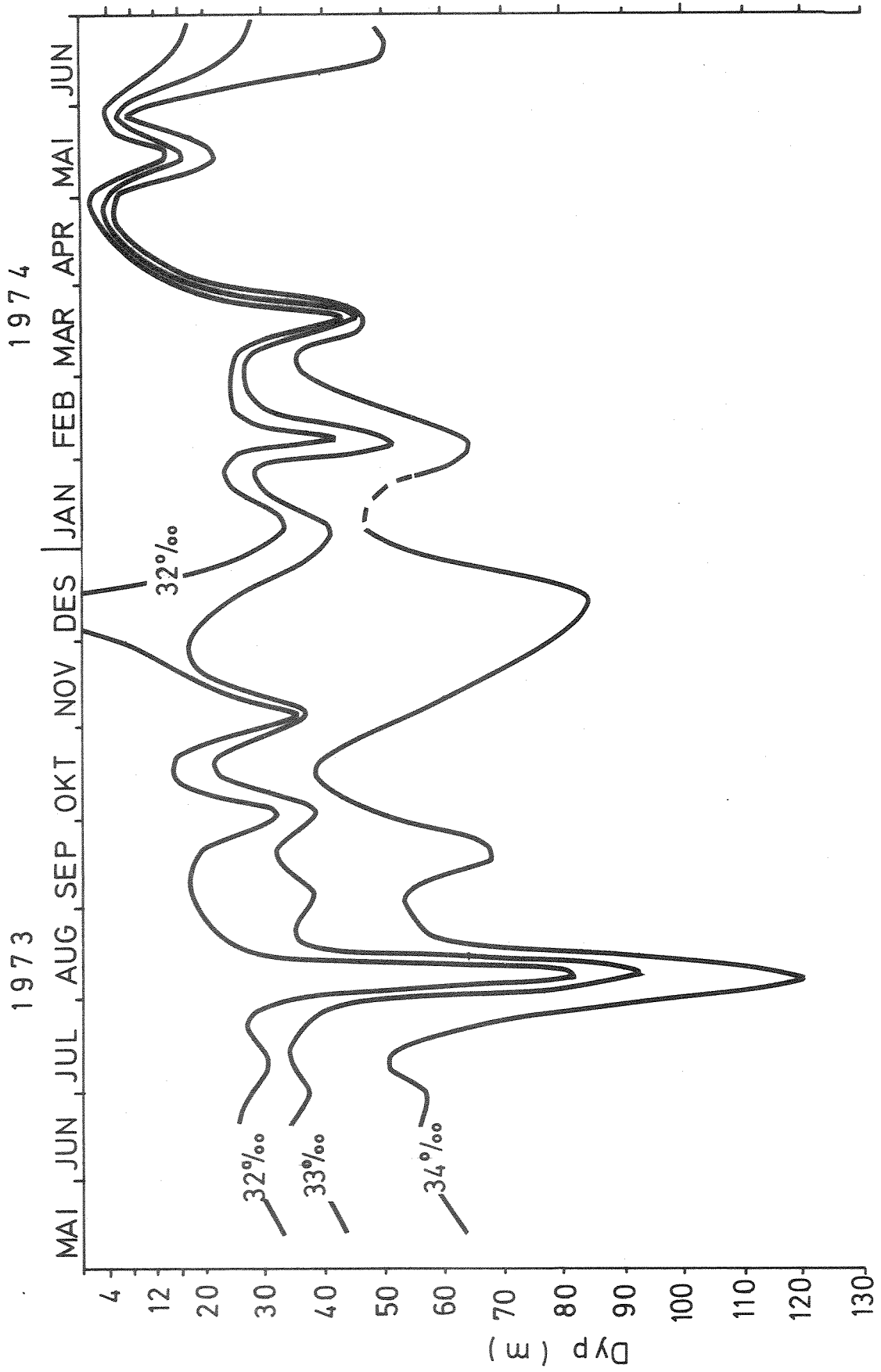


Fig. 5. Saltholdighet som funksjon av dyp og tid ved stasjon 09 (VHL) 1973 - 1974.

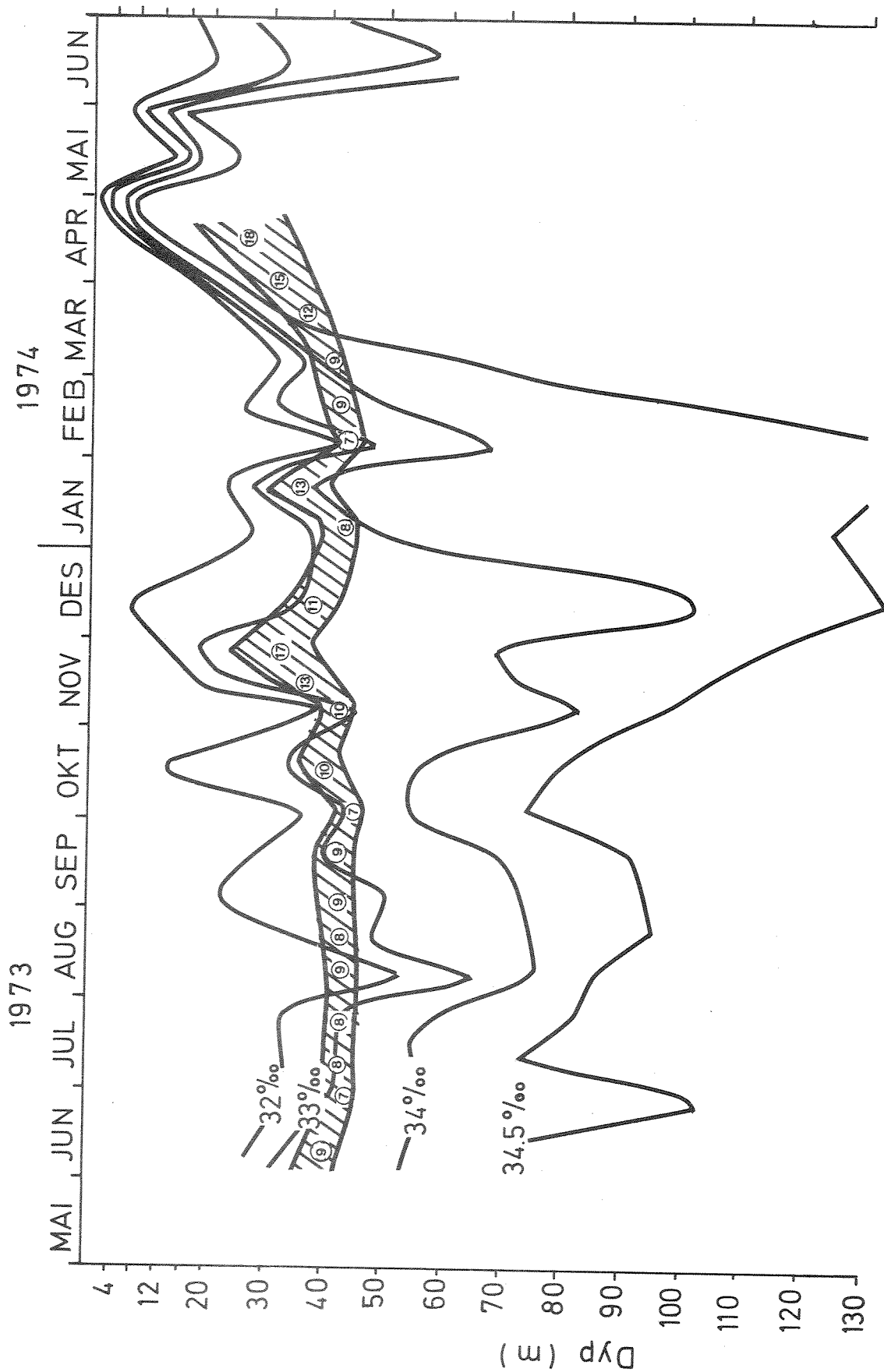


Fig. 7. Isolinjer for saltholdighet ved stasjon 05, med inmlagring og fortynning som funksjon av tid ved stillestående resipient. Utslippsdyp 50 m, transportbredde B = 500 m (diffusorlengde 250 m). Skravert felt angir inmlagringssjikt, tall i sirkel angir fortynning.

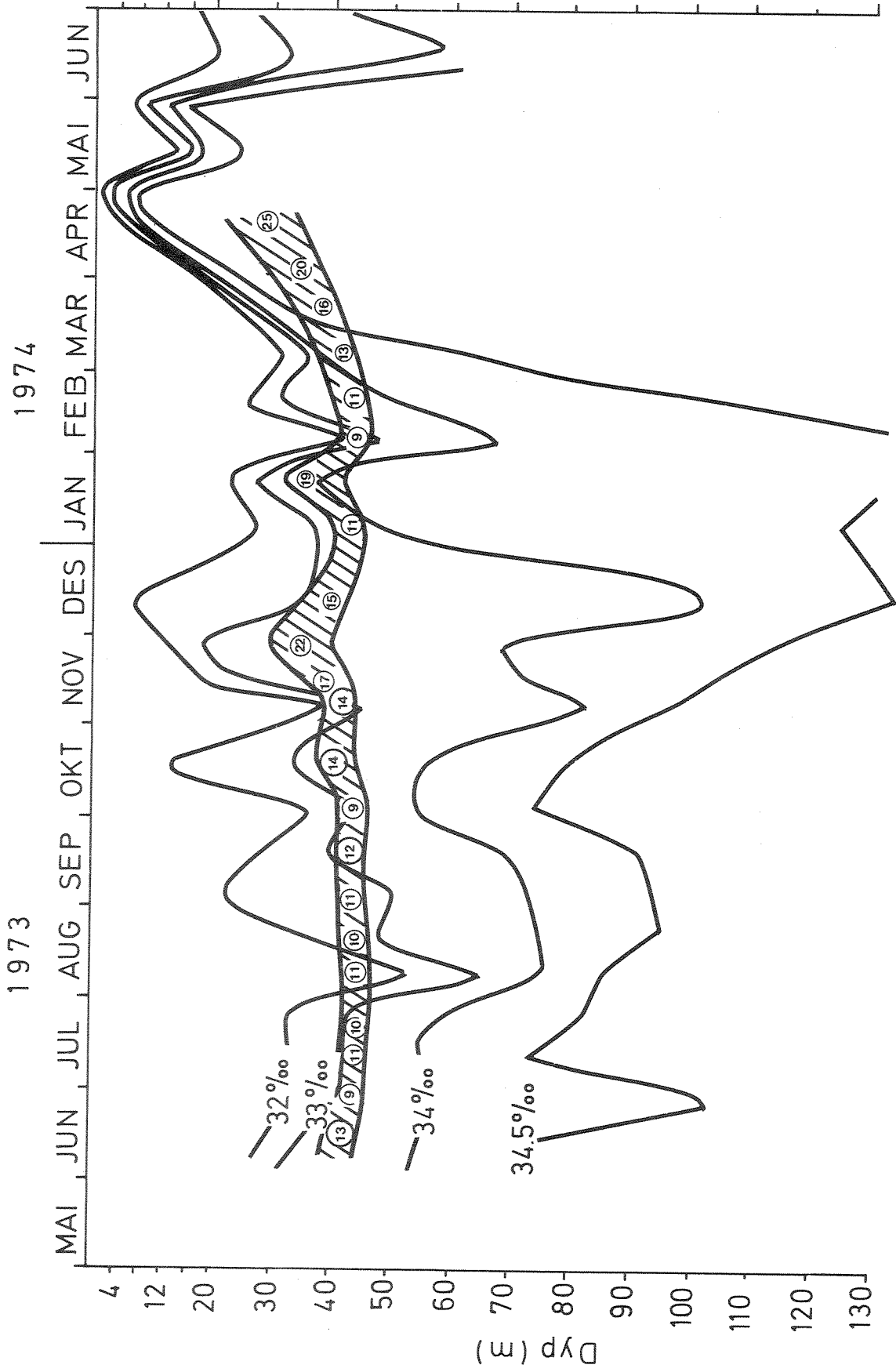


Fig. 8. Isoliner for saltholdighet ved stasjon 05, med innlagring og fortynning, som funksjon av tid ved stillestående resipient. Utslippsdyp 50 m, transportbredde B = 1000 m (diffusorlengde 500 m). Skravert felt angir innlagringssjikt, tall i sirkel angir fortynning.

Oppholdstiden anslås til å variere fra 1/2 til 3 måneder. Innenfor oppholdstiden vil da avløpsvannet fordele seg over et sjikt som i alle fall er 30 meter tykt og total utskiftning for hele ytre Oslofjord (innenfor Slagentangen/Vardeåsen) kan da anslås til å variere fra 750 til 4.800 m³/s for de vannmasser som berøres av utslippet. Dette gir et variasjonsintervall fra ca 1:100 til ca 1:700 for konsentrasjonen av avløpsvann i det vann som skiftes ut med nytt vann fra Skagerrak.

For et utslipp i ytre del av fjorden, ved Slagentangen eller Vardeåsen, vil gjennomsnittskonsentrasjonen kunne variere mellom disse to grensene over stort sett hele fjordarealet, for et 20-40 meter tykt sjikt med et volum på 3-6 · 10⁹ m³. Dette sjiktet vil stort sett finnes mellom 20 og 60 m dyp, men det kan komme høyere opp i spesielle situasjoner (se fig. 3 - 5, april 1974).

For et utslipp lenger inn (Skjøttelvik, Emmerstadbukta) vil variasjonsintervallet fremdeles gjelde ytre fjord, men det blir da sannsynligvis høyere konsentrasjoner lenger inn i Breiangen, fordi bare en del av vannutskiftningen berører det indre område.

Et dyputslipp i ytre Oslofjord vil også influere på fornyingsvannet til dyplagene i indre Oslofjord. Denne fornyingen skjer ved periodiske innstrømninger over Drøbak-terskelen, stort sett hvert år.

Innstrømningen over terskelen ved dypvannsutskiftningene skjer fra ca 5 m dyp og ned til terskeldypet, som er 20 m. En må imidlertid regne med at vann fra noe større dyp kan trekkes med, i allfall ned til 30 m dyp, kanskje også lenger ned. Innstrømningene vil dessuten skje i perioder hvor tyngre vann av høy salinitet er presset opp mot overflatelaget i Breiangen. Et eksempel på det ser vi av fig. 3-5, hvor det foregår innstrømning i april 1974. En må derfor regne med at vannmasser som er berørt av dypvannsutslipp av vaskevann deltar i innstrømningene til indre Oslofjord.

Volumet og intensiteten av dypvannsutskiftningene til indre Oslofjord er beregnet i appendiks C. Samlet innstrømningsvolum kan variere mellom 1.2 · 10⁹ m³ og 8 · 10⁹ m³ fra år til år. Dette tilsvarer fra 30% opp til over 200% av et 20 m tykt lag fra 10 til 30 m i Breiangen ut til

Slagentangen - Vardeåsen. Hovedinnstrømmingene varer anslagsvis 1-2 måneder, transporten inn over Drøbakterskelen kan variere mellom $130 \text{ m}^3/\text{s}$ og $1600 \text{ m}^3/\text{s}$. Økende innstrømningsvolum gir i gjennomsnitt økende transport-hastigheter.

Det vannet som strømmer inn i indre Oslofjord under en liten eller middels stor dypvannsinstrømming kan derfor ha en konsentrasjon av avløpsvann mellom 1:700 og 1:100 for lokalisering ved Slagentangen - Vardeåsen. For en stor innstrømming vil gjennomsnittlig konsentrasjon variere innenfor et lavere intervall, anslagsvis mellom 1:1500 og 1:200.

Utskiftningsforholdene i ytre fjord i perioden før innstrømmingen til indre fjord vil være avgjørende for hvor stor konsentrasjonen vil være innenfor disse intervallene.

For en lokalisering ved Skjøttelvik eller Emmerstad kan en vente en del høyere konsentrasjoner enn for de øvre lokaliseringene, kanskje opp mot det dobbelte. For Emmerstad risikerer en dessuten å få det innlagrede avløpsvannet direkte inn i innstrømmingen. Med en innstrømningshastighet mellom 130 og $1600 \text{ m}^3/\text{s}$ vil en da kunne få konsentrasjoner i innstrømmende vann fra ca 1:200 og opp mot 1:20, selv om en ser bort fra bakgrunns-konsentrasjoner i fortynningsvannet. Det er da antatt at det fortynnede utslippet innlagres direkte i innstrømmende lag. Dette må anses som en realistisk mulighet, fordi det som regel er nokså homogene forhold i dypere lag i Breiangen under innstrømmingen, slik at en får innlagring høyt opp.

Også for innstrømninger til Drammensfjorden vil en få en slik virkning ved de innerste lokaliseringalternativene, spesielt for Skjøttelvik. Vi har ikke data for vannutskiftningen, slik at effekten kan beregnes, men for de andre lokaliseringene vil virkningen bli omtrent som angitt for indre Oslofjord.

3.5 Spredning i nærsonen etter innlagring

På samme måte som for et neddykket overflateutslipp kan vi studere spredningen etter innlagring i en nærsone hvor konsentrasjonene er vesentlig høyere enn bakgrunns-konsentrasjonen. Vi bruker da den samme beregningsmodellen som i tidligere rapport (NIVA, 1978 A), avsnitt 5.3.

Det innlagrede avløpsvannet antas her å følge en resipientstrøm av en

Tabell 5. Beregningsforutsetninger for spredning i nærsone etter utslipp.

Beregning nr	Stabilitet N (s ⁻¹)	Vertikal diffusjonskoeffisient k _z (m ³ /s)	Strømhastighet i resipienten (m/s)	Primærtfortynning S ₀ (ganger)	Sjikttykkelse h ₀ (n)	Bakgrunnsfortynning S max
1	0.0031	6·10 ⁻⁴	0.02	20	15	100
2	"	"	"	"	"	700
3	"	"	0.10	50	6	100
4	"	"	"	"	"	700
5	0.016	9·10 ⁻⁵	0.02	12	5	100
6	"	"	"	"	"	700
7	"	"	0.1	20	3	100
8	"	"	"	"	"	700
9	0.044	2·10 ⁻⁵	0.02	8	2	100
10	"	"	"	"	"	700
11	"	"	0.1	12	1	100
12	"	"	"	"	"	700

Faste beregningsforutsetninger (kfr. tidligere rapport, NIVA 1978A, avsnitt 5.3): $f_y = 4$ (spredning til begge sider)

Formfaktor for gravitasjonsendring $\alpha_0 = 0.128$

Horisontal diffusjonskonstant $\epsilon = 4.55 \cdot 10^{-5} \text{ m}^{2/3}/\text{s}$

Utslipp $Q_0 = 7.2 \text{ m}^3/\text{s}$.

viss hastighet, men sprer seg på tvers av strømmen, horisontalt ved gravitasjon og diffusjon, vertikalt bare ved turbulent diffusjon.

Det er beregnet for tre ulike sjiktninger, som tilsvarer minimum, median og maksimum av observerte sjiktninger i 40 - 60 m dyp i Breiangen. For hver sjiktning er det beregnet for en lav resipienthastighet, ca 2 cm/s, som gir primærfortynning og innlagring som i tabell 4, og for en høy hastighet, 10 cm/s, som gir fortynninger opp mot det som er angitt i tabell 2. Det er beregnet for et utslipp på 50 m dyp med strålediameter 0.2 m, hastighet 2 m/s, og samlet diffusorlengde ca 500 m. For hver kombinasjon er det beregnet for minste og største bakgrunnskonsentrasjon. Dette gir 12 situasjoner, beregningsforutsetningene er stilt opp i tabell 5.

Verdier på den vertikale diffusjonskoeffisienten er anslått ut fra beregninger gjort av Gade (1967) for indre Oslofjord, kfr. appendix D. Disse verdiene er usikre, men det er vanskelig å finne noe bedre grunnlag for å fastsette dem.

Tilsammen angir de 12 ulike situasjonene et variasjonsområde for hvor stor utstrekning en kan ha av avløpsvann i fortynninger under visse verdier. Dette er oppsummert i tabell 6 nedenfor:

Tabell 6. Variasjonsintervaller for hvor stor del av resipienten som berøres av vann over visse konsentrasjoner.

Fortynning	Avstand km	Volum 10^6 m^3	Areal 10^6 m^2	Ca.-tykkelse m
< 10	0-0.4	0-0.8	0-0.6	0.5 - 2
< 15	0-0.8	0-2.5	0-1.5	0.5 - 6
< 25	0-2	0-10	0-5	1 - 9
< 40	0.2-5	0.2-34	0.1-12	2 - 12
< 60	0.7-12	1.5-140	1.5-40	2 - 15
< 100	>2	8 -6000*	1.5-150*	3 - 40*
< 250	>8	120 -6000*	10 -150*	4 - 40*

* Hele ytre Oslofjord til Slagentangen - Vardeåsen over dyp 20-60 meter.

Vi ser altså at påvirkninger av større deler av resipienten bare vil forekomme for fortynninger opp mot 100 eller høyere. For fortynninger ≤ 60 vil bare et forholdsvis lite volum i nærheten av utslippet bli berørt.

3.6 Utslippets virkning på pH og oksygeninnhold.

Under de samme forutsetninger som i tidligere rapport (NIVA, 1978 A) får vaskevannet følgende egenskaper:

SO_2 innhold : 310 mg/l $\approx 4.8 \cdot 10^{-3}$ gmol/hg

O_2 behov = 77 mg/l

Ut fra pH kurven i fig. 7 i tidligere rapport kan en se at vaskevannet vil ha en pH på ca 3 ved utslipp (ved fortynning 1).

Vannet i resipienten i aktuelt dyp (30 - 60 m) har vanligvis et oksygeninnhold på 4 - 6 ml/l, eller ca 5.5 - 8.5 mg O_2 /l. Ved utslipp er det derfor et netto oksygenunderskudd på ca 70 mg O_2 /l.

Ettersom avløpsvannet fortynnes i resipienten vil oksygenunderskuddet minske og pH øke, som vist i tabell 7. pH-intervallet angir et usikkerhetsintervall, mens intervallet for O_2 angir hvordan forholdene vil variere med tiden.

For de aller laveste fortynningene (5-10) er det ikke sikkert at O_2 -underskuddet vil være realisert, idet oksydasjonen av SO_2 foregår i løpet av en viss tid, men for de andre fortynningene må en regne med det.

Tabell 7. Endring av pH og oksygeninnhold som funksjon av fortynning. pH-verdier i parentes er ekstrapolert, og derfor usikre (kfr. NIVA 1978A)

Fortynning	pH Usikkerhets- intervall	O ₂ -reduksjon (mg/l)	Netto O ₂ -overskudd Reelt O ₂ -variasjons- intervall (mg/l)
5	5.3 - 6.1	15.4	ca ± 8
10	6.3 - 6.5	7.7	ca ± 1
15	6.6 - 6.7	5.1	0.4 - 3.4
25	6.8 - 7.1	3.1	2.4 - 5.4
40	7.0 - 7.3	1.9	3.6 - 6.6
60	7.2 - 7.5	1.3	4.2 - 7.2
100	7.4 - (7.7)	0.8	4.7 - 7.7
150	7.5 - (7.7)	0.5	5 - 8
250	7.7 - (7.9)	0.3	5.2 - 8.2
400	7.8 - (8.0)	0.2	5.3 - 8.3
→ ∞	→ 8.0	→ 0	5.5 - 8.5

3.7 Oppsummering og konklusjon av fortynnings- og spredningsberegningene

Primærfortynningen vil kunne variere fra 7 til ca 60 for en diffusor med strålediameter 20 cm, strålehastighet 2 m/s, utslippsdyp 50 m og lengde 500 m. En økning av utslippsdypet til 60 m vil kunne gi fortynninger mellom 8 og 100, dessuten vil verdier opp mot maksimum kunne forekomme noe hyppigere. En minskning av utslippsdypet vil virke motsatt vei. Ved å øke diffusorlengden fra 500 til 1000 m vil nedre grense for fortynning øke med 10-20%. Høyeste grense vil ikke påvirkes, men en vil oftere få verdier opp mot denne grensen. Økning av strålehastighet og minskning av strålediameter vil forhøye den øvre grensen for primærfortynning, men til gjengjeld avtar den statistiske sannsynligheten for å få verdier opp mot øvre grense, slik at den positive effekten i praksis kan bli liten. Det viktigste er at en har så mange hull at vannet blir jevnt fordelt langs diffusoren. Primærfortynningssonen vil bare ha en utstrekning på under 1 km fra utslippet, og utgjør et forholdsvis lite volum, opp til $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. I primærfortynningssonen vil vi ha en pH-reduksjon på ca 1-2 enheter, kanskje ned mot 0.5 til 1.5, hvis en legger vekt på et mest mulig effektivt og stort utslippsarrangement. Oksygeninnholdet vil være kraftig redusert i primærfortynningssonen, minst 1 mg/l, i noen tilfeller med opp til ca 10 mg/l, slik at en får et netto underskudd av oksygen. Senkning av pH på 1 enhet eller mer vil en i de verste tilfeller få i et begrenset område som utgjør maksimalt ca 2% av totalt volum mellom 20 og 60 meter.

I resipienten som helhet må man anta at hele laget fra anslagsvis 20 m til 60 m dyp kan være berørt, men i langt lavere konsentrasjoner. For områdene ut mot Slagentangen og Vardeåsen kan vi anta at konsentrasjonen svinger mellom 1:100 og 1:700, muligens også mot lavere verdier under store innstrømninger. pH reduksjonen blir da fra ca 0.5 til under 0.1 enhet, og O_2 reduksjonen fra 0.8 til 0.1 mg/l.

For de ytre lokaliseringstedene, Slagentangen og Vardeåsen, vil det bli omtrent samme konsentrasjoner i hele ytre Oslofjord. For de indre lokaliseringstedene, Skjøttelvik og Emmerstad, kan en vente noe større konsentrasjoner i de indre delene av Breiangeren.

Et utslipp ved Emmerstad vil berøre indre Oslofjord spesielt sterkt. Konsentrasjoner av avløpsvann i fornyingsvannet til dyplagene i indre Oslofjord kan da tenkes å bli fra 1:200 opp mot 1:20. De største konsen-

trasjonene vil forekomme ved små utskiftninger. Ifølge tabell 7 kan dette gi en pH-endring på mer enn 1 enhet i de verste tilfellene, og en vil få O₂ innholdet redusert med fra 0.4 til ca 4 mg/l, vanligvis kanskje rundt 1 - 2 mg/l. Tilførselene av oksygen med dypvannsinnstrømmingene er avgjørende for forholdene i indre Oslofjord, og en så stor reduksjon vil kunne få dramatiske negative konsekvenser.

Også for Skjøttelvik må en vente noe sterkere virkning på innstrømmingene til indre Oslofjord, men på langt nær så mye som i Emmerstad. Selv med de ytterste lokaliseringalternativene må en i verste tilfelle regne med oksygenreduksjoner opp mot 0.8 mg/l i innstrømmende dypvann til indre Oslofjord.

Også oksygenfornyelsen av Drammensfjordens bunnvann vil kunne påvirkes negativt av senkede oksygenkonsentrasjoner i utskiftningsvannet. For Drammensfjorden vil en lokalisering til Skjøttelvik være minst gunstig.

4. VIRKNING PÅ LIVET I FJORDEN

Avløpsvannet fra røykgassvaskeren kan virke negativt ved

- Minsket pH
- Lavere oksygeninnhold.
- Forhøyede konsentrasjoner av giftige og eventuelt akkumulerende stoffer (metaller, PAH o.a.).

Redegjørelse for marine organismers oksygenkrav og for generelle sider og kritiske konsentrasjoner av giftige stoffer er gitt i forrige rapport. I det følgende legges mest vekt på forurningsproblemet.

4.1 Forsurning

Senket pH betyr ikke bare økt konsentrasjon av hydroniumjoner (H_3O^+), men griper også inn i sjøvannets kjemiske egenskaper på andre måter:

- Karbondioksydsystemets likevekt
- Metallers tilstandsform
- Stoffers oppløselighet
- Amfotære stoffers ladning og egenskaper

Det dreier seg følgelig om mangeartede og til dels uoversiktlige reaksjoner i et komplisert kjemisk system. Marine organismer utsettes dels for den mulige direkte effekt av høyere H^+ konsentrasjon; dels kan det dreie seg om indirekte effekter ved de øvrige endringer i det kjemiske miljø.

4.1.1 Karbondioksydsystemet

Med variasjoner forårsaket av lufttrykk, vanntrykk, temperatur og biologiske prosesser inneholder sjøvann (saltholdighet 35 ‰ S = 19 ‰ Cl) vanligvis (pH 8.0) vel 2 mM karbondioksyd fordelt på fritt $CO_2 + H_2CO_3$ (karbonsyre), HCO_3^- (bikarbonat) og CO_3^{--} (karbonat). Dette tilsvarer nær 50 ml $CO_2/1$. Fordelingen mellom de ulike tilstandsformene ved forskjellig pH fremgår av Fig. 9 - 10.

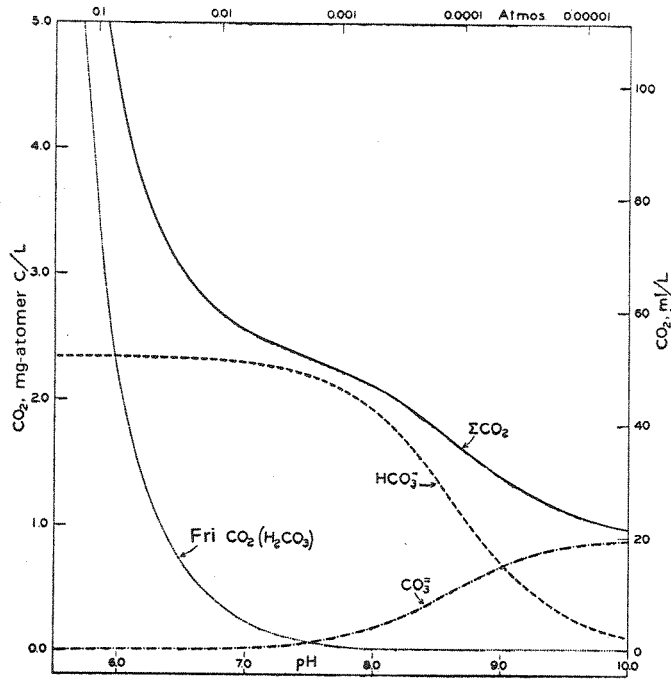


Fig. 9. Variasjon i total CO₂, fri CO₂, H₂CO₃⁻ og CO₃²⁻ i sjøvann (Cl = 19 ‰, 20°C) som funksjon av pH og karbondioksyds partialtrykk (modifisert etter Sverdrup og medarb., 1942).

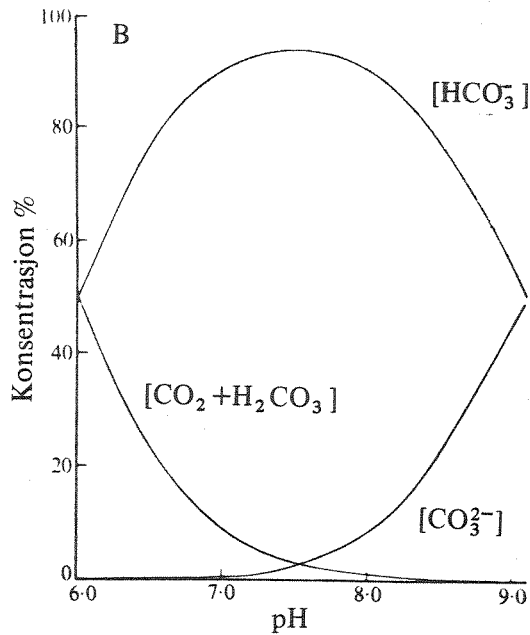
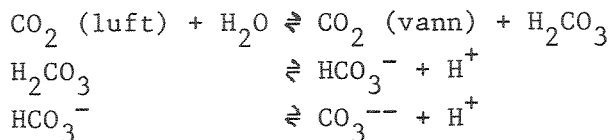


Fig. 10. Relativ fordeling av CO₂ (+H₂CO₃), HCO₃⁻ og CO₃²⁻ i sjøvann (Cl = 19 ‰, 25°C) som funksjon av pH (Fra Borowitzka og Larkum, 1976).

Man ser at oppløseligheten av CO_2 øker noe ved avtagende pH. Andelen av fritt CO_2 ($[\text{H}_2\text{CO}_3]$ er ubetydelig) øker med tiltagende surhet, mens det for (CO_3^{--}) er omvendt. Ved vanlig pH (7.8-8.2) er HCO_3^{-} dominerende. Fordelingen er et resultat av likevektsreaksjonene:



4.1.2 Virkning på fotosyntese

Økt konsentrasjon av H^{+} -joner (eg. H_3O^{+}) og fritt CO_2 kan som nevnt virke direkte eller indirekte på livsprosessene til marine organismer. For H^{+} vedkommende er de direkte mekanismene ved virkningene av moderate pH-forandringer (pH \sim 7.0 \rightarrow \sim 9.0) lite kjent. Særlig i grunne, produktive farvann og f. eks i fjærepytter er det ikke uvanlig at sterk fotosyntese forårsaker periodisk stigning til pH $>$ 9.0.

Alle alger kan utnytte fritt CO_2 ved fotosyntesen. HCO_3^{-} kan benyttes av i alle fall en del arter. Det er imidlertid omdiskutert både hvor utbredt og hvor effektiv utnyttelsen av HCO_3^{-} er. Ved fotosyntesen må det først skje en aktiv inntransport og deretter en omdannelse inne i cellene fra HCO_3^{-} til CO_2 (ved enzymet karbon anhydrase) før fikseringen (ved ribulosedifosfat karboksylase) finner sted (Raven, 1974). Vanligvis har man også funnet reduksjon i fotosynteseeffektiviteten ved skifte fra CO_2 til HCO_3^{-} som (ekstracellulært) substrat (Borowitzka og Larkum 1976, med ref.).

Virkningen av pH-senkning på fotosyntesen er komplisert å observere, fordi flere faktorer varierer samtidig (kfr. ovennevnte likevektsreaksjoner mellom ulike tilstandsformer av uorganiske karbonforbindelser og de øvrige - i stor grad ukvantifiserte - forandringer som følger med pH-enderinger). Når det gjelder fotosyntese og vekst hos alger, er det til dels motstridende inntrykk man får av resultatene fra foretatte undersøkelser (tabell 8). Her skal det bare nevnes de mest åpenbare konklusjoner og et par interessante problemområder.

TABELL 8. EFFEKTER AV MINSKET PH PÅ MARINE ORGANISMER

ORGANISMER	pH	EFFEKTER/KOMMENTARER	REFERANSE
ALGER			
<i>Nitzschia</i> sp. <i>Navicula</i> sp. (Fastsittende diatoméer)	< 6.4 / < 7.0	Ingen hhv. red. vekst. Tvilsom metodikk; varierende pH under forsøkene.	Bachrach og Luccicardi, 1932
<i>Prorocentrum micans</i> , <i>Peridinium</i> sp. (Dinoflagellater)	< 6.0 / (7.0)	Ingen vekst ved begynnelses-pH 6.0, sannsynligvis ikke vekst ved pH 7.0. (pH-verdier steg under for- søkene, f.eks. 6.0-7.0)	Barker, 1935
<i>Ectocarpus</i> sp. (brunalge)	7.0	Redusert vekst. pH steg fra 7.0 til 8.0 under forsøket.	Boalch, 1961
<i>Halimeda tuna</i> (grønnalge m/kalkutfelling)	6.0 - 9.0	Tilnærmet konstant fotosyntese ved pH 9.0-7.0, økende ved pH 7.0 -> 6.0.	Borowitzka og Larkum, 1976
<i>Halimeda tuna</i>	< 6.0/6.5	Ingen hhv. lav kalsifikasjon (aragonitt løses ved pH < 6.3)	Borowitzka og Larkum, 1976
Representanter for grønn- alger, cryptophycéer og chrysofycéer	< 7.0	"Toxic"	Droop, 1955
5 grønnalgearter fra saltinndampingsbassenger	7.2	God vekst ned til angitt pH. Et par arter med optimum 7.2-7.5	Gibor, 1956
<i>Ulva lactuca</i> (sjøsalat)	< 6.0 > 6.5	Døde innen 5 dager. Økt optak av Yttrium 90 ved lavere pH. Ingen endring for Sr 90.	Hampson, 1967
Div. planktonalger (diatoméer, grønnalger, dinoflagellater)	(5.3)6.0 - 9.5 (10.0)	Maks. fotosyntese vanligvis ved pH 7.0-8.0, hos enkelte lavere (~ 6.0) Hos noen arter reduksjon ved pH < 7.0.	Humphrey, 1975
Flere arter av fastsittende alger (rødalger, brunalger) Thalussdeler og sporer	3.6 - 10.0	Noe varierende ømfintlighet, men økende celledødelighet ved pH < 6.6/6.8, sterkt økende ved pH < 6.0. Tilsynelatende normal ut- vikling ved pH > 6.8/7.0. Kort- tidstester (2-3 dg.)	Kylin, 1927
<i>Frymestium parvum</i>	6.0 - 8.0	Like god vekst, men tilsynelat. økt behov for tilsetn. av spor- metaller ved pH 6.0.	Mc Laughlin, 1958
3 arter fastsittende alger (<i>Porphyra</i> , <i>Ulva</i> , <i>Petalonia</i>)	<7.0 (7.3)	Redusert fotosyntese, men frem- deles målbart ved pH 5.9	Ogata, 1966
<i>Coccolithus (Emilana)</i> <i>huxleyi</i> (kalkflagellat)	<6.7 (7.0)	Hemmet fotosyntese, men fremdeles målbart ved pH 5.7.	Paasche, 1964
<i>Coccolithus (Emilana)</i> <i>huxleyi</i> (kalkflagellat)	<6.0 (6.3)	Ingen dannelse av kalklegemer	Paasche, 1964
<i>Palmaria palmata</i> (søl)	< 6.5	Minsket fotosyntese (større i intervallet pH 6.5-7.5 enn ved pH 8.1)	Robbins, 1977
<i>Chondrus crispus</i> (krusflik)	6.6	Noe redusert, men rel. god vekst Optimum pH 7.0/7.5/8.0 ved pH-regul. med hhv. CO ₂ , HCl, H ₂ SO ₄	Simpson og medarb. 1978
<i>Bostella orbigniana</i>	< ~ 7.0	Redusert kalkutfelling (ved for- høyet kons. av tot. CO ₂).	Smith og Roth, 1979
<i>Cricosphaera elongata</i> (kalkflagellat)	5.8/6.4/7.4	Hhv. ingen deling (men levende celler), klumping av celler og lavere veksthastighet.	Swift og Taylor, 1966
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	5.0/6.2	Optimum for hhv. fotosyntese og celledeling. CO ₂ -anrikt medium	Wegmann og Metzner, 1971
BAKTERIER			
Metanbakterier	5.0	50% redusert vekst, optimum pH 6.0-7.0	Hutton og Zobell, 1949
Aerobe heterotrofe	6.5	~50% redusert vekst. Opt. pH 7.5- 7.8. Litt vekst ved pH 5.5	Zobell, 1941
DYR			
<i>Mercenaria mercenaria</i>	<6.7/7.0	Red. eggutvikl.	Calabrese og Davis, 1966
<i>Crassostrea virginica</i> (muslinger)	<6.3/6.5 >6.8	Redusert overlevelse, larver Normal vekst, larver	
<i>Ostrea edulis</i> (Østers)	7.0	Normal larveutvikling	Gaarder, 1932
<i>Pinctada fuscata</i> (japansk perlemusling)	ca.7.4/7.7	Døde, hhv. redusert vekst etter ca 20 dager	Kuwatani og Nishii, 1969
<i>Ostrea virginica</i> (Østersart)	<6.5/6.8-7.0	Hhv. nedsatt pumpefrekvens sammen med kortere åpningstid og økt pumpe- frekvens (7.0)	Loosanoff og Tommers, 1947
<i>Acartia tonsa</i> (krepssdyr)	< 6.7	Økt dødelighet	Ross og medarb., 1977
<i>Mytilus edulis</i> (blåskjell)	< 7.0	Økt hjerteslagsfrekvens. Samme effekt ved tilsetn. av CO ₂	Schlieper, 1955

Primært kan man konstatere at fotosyntese og vekst generelt synes å hemmes i varierende grad under pH 6.0, men unntak finnes (Humphrey, 1975, Wegmann og Metzner, 1971). Intervallet pH 6.0 - 7.0 er vanligvis også registrert som ugunstig, men nå med betydelig flere unntak (kfr. også Borowitzka og Larkum, 1976). Ved senkning til pH 7.0 - 7.3 er det stort sett ikke registrert negative effekter. Utslagene er varierende fra art til art og et forholdsvis lite antall er undersøkt.

Teoretisk kunne man anta at den økte mengde av fritt CO₂ ved (moderat) økning i H⁺ konsentrasjonen skulle virke stimulerende. Imidlertid er det bare Borowitzka og Larkum (1976) som har fått resultater som kan tolkes i denne retning (kfr. også Ogata, 1966).

For å studere virkningen av pH isolert, trengs sterk bufning av vekstmediet med et annet buffersystem enn salter av bikarbonat.

Tris (hydroxymethyl) aminometan har ofte vært benyttet. Hos enkelte alger har det vært observert giftvirkning av høye Tris-konsentrasjoner (Mc Lachlan, 1963). Ogata (1966) fant derimot at Tris økte fotosyntesen ved å absorbere CO₂, som derved ble anrikt i mediet.

I et mindre antall undersøkelser er det observert at metningskonsentrasjonen for uorganisk karbon ligger betydelig over normalnivået i sjøvann (se f.eks. Paasche 1964, Ogata og Matsui 1965, Simpson og medarb. 1978) Under dyrking av *Chondrus* med konstant pH ble det observert lavere optimum (pH ~ 7.0) ved pH-regulering ved tilsetning av CO₂ enn ved tilsetning av sterk syre (Simpson og medarb., 1978). Teoretisk kan økt fotosyntese, som resultat av høyere CO₂ konsentrasjon, virke delvis kompenserende (om dagen) ved en forsurening av saltvann.

4.1.3 Kalkutfelling og kalkskalldannelse

Sjøvann med full saltholdighet er ofte svakt overmettet på CaCO_3 . Ved tilstedeværelse av egnede krystallasjonskjerner skal det bare små forskyvninger av bikarbonat/karbonatlikevekten til for å få kalkutfelling. Slik forskyvning skjer som nevnt ved intensiv fotosyntese, dvs. forbruk av CO_2 og et mer basisk miljø som resultat. Dette medfører likevel ikke kalkutfelling hos alle algearter. Det antas at denne forskjell blant annet kan skyldes mangelen på egnede krystallasjonskjerner og ulike kjemiske miljøer på overflaten av cellene.

For kalkutfelling og dannelse av kalkskall hos alger er det fremmet en rekke teorier (Borowitzka, 1977). Blant annet vil dette avhenge av hvor utfellingen skjer - inne i cellene (slik som hos kalkflagellater), i mellomrommet mellom cellene (som hos mange kalkenkrusterte grønnalger og rødalger), innenfor celleveggen (eks. Corallinaceae) eller på overflaten av algene (eks. kransalger). Det må antas at særlig i det sistnevnte tilfellet vil det omgivende vannets pH være av avgjørende betydning. Forøvrig vil sammenhengen med ekstern pH-senkning kunne bero på samspillet med en rekke andre faktorer som i hvert fall delvis må antas å kunne kompensere for en eventuell forsurening. Eksempler på slike faktorer er:

- Utnyttelse av bikarbonat ved fotosyntese (og ledsagende utskillelse av dannet OH^-)
- Tilstedeværelse eller ikke av ekskresjonsprodukter som kan virke som krystallasjonskjerner, eller endre det lokale syre/base miljø
- Anatomisk oppbygning (Borowitzka og Larkum, 1976)
- Mulig tilstedeværelse av organiske matrix ("støpeformer")
- Aktivt opptak/utskillelse av joner og regulering av det kjemiske mikromiljø.

Ved pH under ca 6.0 er kalkutfelling på overflaten vanskelig, eller ikke mulig fordi kalsiumkarbonatet løses.

Hos kalkflagellater har Paasche (1964) observert indikasjoner på redusert dannelse av coccolither (kalklegemer) ved pH \sim 7.0 og lavere. Ved pH 6.3 var det svært liten og ved pH 6.0 ingen coccolithdannelse. Borowitzka og Larkum (1976) fant høy kalkutfellingsgrad ned mot pH 6.5, men lav kalsifikasjon når det omgivende vannet hadde pH 6.0.

Hos dyr skjer all betydelig kalkskalldannelse utenfor cellene (Istin, 1975). Utfellingen foregår i en mettet saltløsning og starter med en krystalliseringskjerne som kommer i stand på bindingspunkter til organiske molekyler. Det synes ikke å være gjort vesentlige studier med hensyn til virkning av minsket pH i omgivelsene. Det bør likevel nevnes at Kuwatani og Nishi (1969) fikk indikasjon på økt skallopløsning hos japansk perlemusling ved bemerkelsesverdig høy pH (ca 7.6).

Kalk felles i to krystallformer: aragonitt og kalsitt. Av disse er aragonitt mest løselig, og går i løsning ved pH < 6.3 (Borowitzka og Larkum, 1976).

Korallskjeletter består vanligvis av rent aragonitt (Goreau, 1961), og skulle dermed være noe mer ømfintlig for pH-senkning enn kalsittdominerte skall. Forøvrig er det mulig at korallenes skjelett i realiteten kan være bedre beskyttet mot uheldige følger av pH-senkning enn andre typer skall, så lenge korallformasjonene er levende. Både det levende laget av polypper (de enkelte koralldyr) over skallet og de assosierte zooxantheller (encellede alger) kan tenkes å bidra til dette. Laget av polypper beskytter mot Ca-utlekking (Goreau, 1961), og zooxanthellene reduserer polyppkolonienes problem med å bli kvitt avfallsstoffer (Goreau, 1961, Woodhead og Weber, 1973). Ved sin utnyttelse av CO₂ i fotosyntesen gjør zooxanthellene mikromiljøet mer alkalisk, hvilket igjen fremmer kalkutfellingen. Ikke revdannende koraller mangler zooxantheller, og kan muligens være mer ømfintlige for senket pH og økt konsentrasjon av CO₂ i vannet.

Koraller er her nevnt som eksempel både fordi de har særskilt økologisk betydning (sammen med kalkfellende alger som utgjør like mye eller mer av den faste substans i korallrev) og fordi det som er sagt ovenfor kan illustrere noen av de mange regulerende forhold som må tas i betraktning ved vurdering av pH-senkningens virkning på kalkdannende planter og dyr.

Det fremgår at disse forhold til dels er noe forskjellig fra en plante- eller dyregruppe til en annen.

4.1.4 pH-senkningens virkning på andre forhold og oppsummering-----

Bortsett fra fotosyntese og kalsifikasjon synes pH's direkte virkning på andre stoffskifte-prosesser (respirasjon o.a.) å være lite studert hos marine organismer. Observasjonene av vekst, formering og ulike former for atferd er også sparsomme. De funne opplysninger er oppsummert i tabell 8. Det sees at, i likhet med for fotosyntese og kalkskalldannelse, er det i hovedsaken først konstatert negative effekter ned mot pH 6.5 - 7.0 og lavere. Forsøkene til Kuwatani og Nishii (1969) utgjør et bemerkelsesverdige unntak. I tillegg bør nevnes at Humphrey (1975) fant relativt små utslag på respirasjonen hos flere marine planktonalger ved pH ned mot ca. 6.0.

Endringer i pH kan endre den biologiske betydning av andre stoffer i sjøvann, enten det dreier seg om utslippskomponenter eller naturlig forekommende substanser. I noen tilfeller er stoffers grad av toksisitet direkte avhengig av vannets surhetssegenskaper. Det gjelder f eks svake syrer og baser der den udisosierte tilstandsformen er mest giftig. Således vil hydrogencyanid få økt giftighet ved lavere pH inntil alt foreligger udisosiert, (se f eks Doudoroff og medarb., 1966).

For ammoniakk/ammonium derimot vil giftigheten avta ved forsurening (full dissosiasjon til ammonium). Også andre stoffer kan få forandret toksisitet ved samtidig forsurening (kfr eksempelvis Marking, 1975, Mc Leay og medarbeidere, 1979, Sano, 1976).

Av spesiell interesse er forskyvning av likevekter mellom ulike tilstandsformer av metaller. Teoretiske modellbetraktninger foretatt av Zirino og Yamamoto (1972) viste blant annet at andelen ukomplekserte metalljoner kunne øke ved senkning av pH fra 8.0 til 7.0. Størst var økningen for kobber og bly, med henholdsvis 1 → 30% og 2 → 15% av Cu^{++} og Pb^{++} . Andelen av Zn^{++} og Cd^{++} forble derimot relativt uendret. Som nevnt i forrige rapport (NIVA 0-33/78, 1978) er det ofte de enkle metalljoner som er mest tilgjengelige for opptak og har størst giftighet. Endringer som de nevnte kan i teorien få betydelige konsekvenser i de tilfellene da vedkommende metall - slik som f.eks kobber - tilsynelatende kan ha giftvirkning ned mot naturlig bakgrunns-konsentrasjoner (jfr. tabell 6.3 i NIVA, 0-33/78, 1978).

Av det som er referert i dette kapittel fremgår at det er vanskelig å gi konkret substans til de strengeste kriteriene for pH-variasjoner som anbefales av USA's Environmental Protection Agency (EPA, 1976) og andre (Perkins, 1976). (EPA: For åpne områder maksimum \pm 0.2 enheter utover det naturbetingede variasjonsintervall, og alltid innenfor 6.5 - 8.5; for produktive kyst- og fjordområder maks. 6.5 - 9.0).

Bedømmelsesgrunnlaget er spinkelt på grunn av et sparsomt antall undersøkelser og fordi utvalget av observerte arter, livsstadier og prosesser ikke er tilstrekkelig representativt. I betraktning av de store vannvolumer som i fremtiden kan bli influert av avløpsvann for SO_2 holdige røykgasser er det stort behov for mere kunnskaper.

4.1.5 Vurdering av pH-virkninger i Oslofjord-resipientene

Av beregningene i kapittel 3 (tabell 6 og 7) fremgår at det ved separat utslipp av røykgassvann i 50 m dyp i verste fall blir et lag med tykkelser opp mot 10 m, arealutbredelse ca 10 km^2 og volum ca $40 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ som influeres av pH-nivåer som har klart dokumenterte effekter. Ofte vil det berørte området være betydelig mindre enn dette. For sekundærfortynningsområdet (og resipientens hovedvannmasser) lar konsekvensene av pH-senkningen (som kan bli opp mot 0.5) seg vanskelig konkretisere utover en del kjemiske prosessforløp, som isolert har begrenset interesse.

Det man vil oppnå ved dyputslipp, er at store overflatearealer, gruntvanns- og strandområder spares for den mulige risiko som pH-senkningen på omkring 0.2 - 0.4 pH-enheter representerer. I laget 20 - 60 m skjer det ingen primærproduksjon av kvantitativ betydning sammenlignet med overforliggende lag.

Om fisks reaksjoner vet man lite eller ingenting. Selv om det heller ikke er teoretiske holdepunkter for å anta skader på fisk ved så svake økninger i H^+ konsentrasjonen, bør forholdet undersøkes ved langtidstester med representative arter og livsstadier. I motsetning til dyreplankton kan fisk (i hvert fall delvis og i teorien) unngå vannmasser som har lavere pH enn normalt.

Ved dyputslipp som skissert, må stort sett dyreplankton (og herunder pelagiske livsstadier av fastsittende organismer) regnes som den mest utsatte kategori av organismer. Som man ser av tabell 8, er det heller ikke mye man vet om dyreplanktons reaksjoner på pH-senkning. For et par muslinglarver og krepsdyret *Acartia tonsa* er det ikke registrert negative effekter ved $\text{pH} > 7.0$. Dette utelukker selvfølgelig ikke at andre arter kan være mer ømfintlige.

Ut fra bedømmelse av ulike interesser i resipienten synes det alt i alt å være vesentlig mindre betenkelig å forsure en del av Oslofjordens vannmasser på midlere dyp enn å få senket pH i overflaten og strandsonen.

De mulige negative effekter av en pH-senkning kan i stor grad nøytraliseres ved at avløpsvannet kalkes og luftes eller bare luftes. Disse to behandlingsformer er aktuelle henholdsvis ved separat utslipp av vaskevann, og ved

blanding av vaskevann og kjølevann før utslipp. Luftingen medfører avdriving av CO₂ og resulterer i minskede syreoverskudd i avløpsvannet. Nærmere beregninger av den reduserte syrepåvirkning og vurderinger av hva dette betyr for forholdene i resipienten, vil bli gitt i en kommende utredning for A/S Norsk Viftefabrikk.

4.2 Avløpsvannets oksygenbehov

Generelle betraktninger over marine organismers krav til oksygenmiljøet er gitt i forrige rapport (NIVA, 1978, 0-33/78). Ved separat utslipp i dypet er det regnet med at fortynningsvannet har noe lavere middelkonsentrasjon av oksygen enn ved overflateutslipp (ca 7.0 mot 8.0 mg O/l). Resultatet av beregningene er vist foran i tabell 6 og 7.

Konsentrasjoner under 1 mg O/l anses uegnet for de fleste marine organismer (FAO, 1969), mens stress-symptomer inntreffer hos fisk ved i underkant av 3 mg/l. Konsentrasjoner over 5 mg/l kan anses tilstrekkelig eller tilfredsstillende (FAO, 1969, Perkins, 1976). Av tabell 6 og 7 ses da at arealet og volumet uegnet for liv blir henholdsvis $< 1 \text{ km}^2$ og $< 10^6 \text{ m}^3$. Omkring $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ spredd over et i middel 2 - 3 m tykt lag innenfor $\sim 2 \text{ km}^2$ kan få oksygenkonsentrasjoner som anses ugunstig lave. En sky av fortynt avløpsvann på i middel mindre enn 5 meters tykkelse over $15 - 20 \text{ km}^2$ representerer en overgangssone. Resipientens hovedvannmasser vil ikke bli influert på en måte som hemmer utviklingen av marine organismer.

Når det gjelder oksygenforholdene, er det ikke virkningene i de ytre fjordområder som er viktigst ved jevnføring av lokaliseringalternativer. Derimot viser beregningene og vurderingene i kap. 3 at utslipp ved Emmerstad (fig. 1) etter all sannsynlighet vil gi en betydelig minskning av oksygeninnholdet i vannmasser som fornyer dyp- og bunnvannet i Indre Oslofjord. Over lange perioder er ugunstig lave oksygenkonsentrasjoner karakteristisk for Vestfjordens og Bunnefjordens dypområder og hovedårsaken til utarming av organismesamfunnene på dypt vann. Hensynet til indre fjords bløtbunnsfauna, rekebestand og fisk med tilhold nær bunnen eller på dypt vann, gjør at et sterkt oksygenkrevende dyputslipp i Drøbaksundet må frarådes.

De øvrige lokaliseringalternativer er mindre kritiske i så måte, fordi utslippene ikke i samme sterke grad vil få innflytelse på oksygeninnholdet i fornyelsesvannet til indre fjords dyplag. Imidlertid er det sannsynlig at også utslipp ved Skjøttelvik, Vardeåsen og Slagentangen vil bidra negativt, uten at dette lar seg tallfeste i samme grad som for Emmerstads vedkommende. Av de tre nevnte lokaliseringer vurderes Skjøttelvik som det minst gunstige. Stedet ligger nærmest Drøbaksundet, og dessuten kommer også hensynet til fornyelsen av dypvannet i Drammensfjorden. Også for Skjøttelviks vedkommende må derfor utslipp av oksygenkrevende avløpsvann i de aktuelle mengder frarådes.

Dyputslipp av oksygenkrevende vann vil generelt være ugunstig sammenlignet med overflateutslipp. Årsaken er at overflatesjiktet jevnt over har noe høyere oksygeninnhold enn 20 - 60 m laget, og at oksygenfornyelsen skjer hurtigere nærmere overflaten. Disse forhold gjør at kalking og lufting av vaskevannet tilrås også for de byggestedsalternativer som ligger nærmere åpne farvann. Ved Brunlanes og i Larvikfjorden er det utelukkende lokale forhold å ta hensyn til i denne forbindelse (ingen innflytelse på indre Oslofjord).

4.3 Klorering, polysykliske aromatiske hydrokarboner og metaller

De prinsipielle sider ved disse utslippskomponenter er det redegjort for i forrige rapport (NIVA, 1978 A). Med hensyn til utslippsmengder av PAH og metaller er det ingen endringer i bedømmelsesgrunnlaget.

Ved det nå vurderte utslippsarrangement vil hovedparten av kjølevannsstrømmen (4/5) fremdeles gå ut i overflatelaget. Dette betyr at eventuelt fritt restklor ikke som tidligere vil komme i kontakt med og helt/delvis nøytraliseres av de reduserende substanser i avløpet fra røykgassvaskeren (SI, 1978). Dette er ikke noe avgjørende argument mot atskilt utslipp av vaskevann og kjølevann, men kjølevannsmengden er stor nok til å berettigede egnede forholdsregler for å minske utslippets giftighet. De mest aktuelle tiltak vil da være (kfr. også NIVA/VHL, 1979):

- Dypinntak (mulighet for å unngå klorering)
- Klorering innskrenket til kritiske perioder
- Overvåking av konsentrasjonen av fritt restklor ved utslipp med henblikk på minimalisering av doseringen.

Ved atskilt utslipp av vann fra røykgassvaskeren vil konsentrasjonen av metaller og eventuelt PAH bli 1 - 5 ganger høyere i den umiddelbare nærheten av utslippet enn ved blanding av vaskevannet med kjølevann. Grovt regnet kan man si at i middel ca 10^6 m^3 av resipienten får 2 - 3 ganger så høye tilleggskonsentrasjoner som anført i forrige rapport (NIVA 1978, 0-33/78, tabell 3.1). At den akutte giftigheten øker i et begrenset vannvolum, vil vesentlig få praktiske konsekvenser i en utstrekning fisk ikke unnviker det aktuelle området rundt utslippsmunningene (forutsatt at utslippet heves tilstrekkelig fra bunnen). Forøvrig vil hurtig primærfortynning lede til et resipientmiljø som i praksis antas å ikke skille seg fra det man får ved en blanding av vaskevann med kjølevann.

Fordelene ved separat dyputslipp av vaskevann er i prinsippet de samme med hensyn til metaller (og evt. PAH) som tidligere omtalt under kapitlet om forsurening (kfr. 4.1.5). Disse fordelene angår fjordens hovedvannmasser i overflatelaget, og er av en slik art at ulempene ved forhøyet giftighetsrisiko i et dyputslipps umiddelbare nærsone må anses relativt underordnet.

5. LITTERATURHENVISNINGER

- Bachrach, E. og Lucciardi, N., 1932. Influence de la concentration en ions hydrogène (pH) sur la multiplication de quelques diatomées marine. Rev. Algol 6: 251-261.
- Barker, H.A., 1935. The culture and physiology of the marine dinoflagellates. Arch. Mikrobiol. 6: 157-181.
- Boalch, G.T., 1961. Studies on *Ectocarpus* in culture. II Growth and nutrition of a bacteriafree culture. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 41: 287-304.
- Borowitzka, M.A., 1977. Algal calcification. S 189-223 i H. Barnes (red.) Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 15. Aberdeen University Press.
- Borowitzka, M.A. og Larkum, W.D., 1976. Calcification in the green alga *Halimeda*. III. The sources for inorganic carbon for photosynthesis and calcification and a model of the mechanism of calcification. J. Exp. Bot. 27 (190): 879-893.
- Calabrese, A. og Davis, H.C., 1966. The pH tolerance of embryos and larvae of *Mercenaria mercenaria* and *Crassostrea virginia*. Biol. Bull 131: 427-436.
- COMPUTAS - NIVA, 1973:
Mixing of a jet into a stratified environment.
NIVA-nr. 0-126/72 - PRA 5.7. Saksbehandlere: Bjerkeng, B.
og Lesjø, A. 19 s. + appendix.
- Doudoroff, P., Leduc, G. og Schneider, C.R., 1966. Acute toxicity to fish of solutions containing complex metal cyanides, in relation to concentrations of molecular hydrocyanic acid. Trans. Amer. Soc. Fish. 95: 6-22.
- Droop, M.R., 1955. Some new supralittoral protista. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 34: 233-245.
- EPA (Environmental Protection Agency, USA), 1976. Quality Criteria for Water. U.S. Env. Protect. Agency, Washington DC 20460. Rep. No. EPA 44019-76-023, Juli 1976, 501 s.
- FAO, 1969. Fishery technical paper No 94. Roma, 70 s.

- Gade, H.G., Geofysisk institutt, Universitetet i Bergen, 1967:
Oslofjorden og dens forurensningsproblemer: I. Undersøkelsen
1962-65. Delrapport 2: Hydrografi. Utgitt av Oslofjordprosjektet -
Norsk institutt for vannforskning, oktober 1967.
- Gaarder, T., 1932. Untersuchungen über die Produktions- und Lebens-
bedingungen i norwegischen Austernpollen. Bergen Museums Årbok
1932. Naturvitenskapelig rekke Nr. 3: 5-64.
- Gibor, A., 1956. The culture of brine algae. Biol. Bull. mar. biol. Lab.
Woods Hole 111: 223-229.
- Goreau, T.F., 1961. On the relation of calcification to primary productivity
in reef building organisms. S. 269-282 i The Biology of Hydra.
Univ. Miami Press.
- Hampson, M.A., 1967. Uptake of radioactivity by aquatic plants. I. The
effect of pH on the Strontium-90 and Yttrium-90 uptake by the
green alga *Ulva lactuca* and the effect of stable Yttrium on
Yttrium-90 uptake. J.Exp. Bot. 18 (54):17-33
- Humphrey, G.F., 1974. The photosynthesis: respiration ratio of
some unicellular algae. J.exp.mar. Biol. Ecol. 18:111-119.
- Hutton, W.E. og Zobell, C.E., 1949. The occurrence and characteristics of
methane-oxidizing bacteria in marine sediments. J. Bact. 58: 463-473.
- Istin, M., 1975. The structure and formation of calcified tissue S. 1-68
i Malins, D.C. og Sargent, J.R. (red). Biochemical and biophysical
perspectives in marine biology. Vol. 2. Academic Press, 359 s.
- Kuwatani, Y. og Nishii, T., 1969. Effects of pH of culture water on the
growth of the Japanese pearl oyster. Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.
35(4): 342-350.
- Kylin, H., 1927. Über den Einfluss der Wasserstoff und Konsentration auf
einigen Meeresalgen. Svensk bot. Tidsskr. 32: 238-248.
- Loosanoff, V.L. og Tommers, F.D., 1947. Effect of low pH upon rate of
water pumping of oysters, *Ostrea virginica*. Anat. Rec. 99:112-113.
- Marking, L.L., 1975. Effects of pH on toxicity of antimycin to fish
J. Fish. Res. Bd. Can. 32: 769-773.

- Mc Lachlan, J., 1963. Some effect of tris (hydroxymethyl) aminomethane on the growth of *Haematococcus pluvialis* Floton. Can. J. Bot. 41: 35-40.
- Mc Laughlin, J.J., 1958. Euryhaline Chrysomonads: Nutrition and toxigenesis in *Frymnesium parvum*, with notes on *Isochrysis galbana* and *Monachrysis lutheri*. J. Protozool. 5: 75-81.
- Mc Leay, D.J., Walden, C.C. og Munro, J.R., 1979. Effect of pH on toxicity of kraft pulp and paper mill effluent to salmonid fish in fresh and seawater. Water Res. 13: 249-254.
- Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 1978 A: 0-33/78. Vurdering av vannutslipp fra kullfyrt kraftverk med sjøvannsvasking av røykgasser. Oslo, des. 1978. ISBN 82-577-0121-1, 119 s. (Saksbeh.: B. Bjerkeng og J. Knutzen).
- Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 1978 B: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1977 (Saksbeh.: Bokn, T, Magnusson, J. m.fl.)
- Norsk institutt for vannforskning (NIVA)/Vassdrags- og Havnelaboratoriet (VHL), 1979: Varmekraftverk i Oslofjordområdet. Vurdering av driftsproblemer knyttet til begroing og resirkulering. Februar 1979, 54 s.
- Norsk institutt for vannforskning (NIVA), 1979: Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i indre Oslofjord. Overvåkingsprogram. Årsrapport 1978 (Saksbeh.: Bokn, T, Magnusson, J. m.fl.)
- Ogata, E., 1966. Photosynthesis in *Porphyra tenera* and some other marine algae as affected by Tris (hydroxymethyl) aminomethane in artificial media. Bot. Mag. Tokyo 79: 271-282.
- Ogata, E. og Matsui, T., 1965. Photosynthesis in several marine plants of Japan in relation to carbon dioxide supply, light and inhibitor. Jap. J. Bot. 19 (4): 83-98.

- Paasche, E., 1964. A tracer study of the inorganic carbon uptake during coccolith formation and photosynthesis in the coccolithophorid *Coccolithus huxleyi* Physiologia Pl., (Suppl.) 1-82.
- Perkins, E.J., 1976. The evaluation of biological response by toxicity and water quality assessments. Kap. 7 i R. Johnston (red): Marine Pollution. Academic Press, London, etc. 729 s.
- Raven, J.A., 1974. Carbon dioxide fixation, s. 434-455 i STEWART, W.D.P. (red.) Algal physiology and biochemistry. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, etc. 989 s.
- Robbins, J.V., 1977. The effect of total carbon supply, irradiance, pH temperature and salinity on short term photosynthesis of *Palmaria palmata* (L.) Grev. J. Phycol. 13 (Suppl.): 58.
- Ross, C.D., Williams, W.G., Hollister T.A. og Parrish, P.R., 1977. Method for determining acute toxicity of an acid waste and limiting permissible concentrations at boundaries of an oceanic mixing zone. Env. Sci. Technol. 11(4): 367-371.
- Sano, H., 1976. The role of pH on the acute toxicity of sulphite in water. Water Res. 10: 139-142.
- Schlieper, C., 1955. Die Regulation des Herzschlages der Miesmuschel *Mytilus edulis* L. bei geöffneten und bei geschlossenen Schalen. Kieler Meeresforsch. Bind 11: 139-148.
- Sentralinstitutt for industriell forskning (SI), 1978
Organiske mikroforurensninger i utslipp fra varmekraftverk
13/9 1978. 74 s. (Forf.: I. Alfheim og J. Gether).
- Simpson, F.J., Neish, A.C., Shacklock, P.F. og Robson, D.R., 1978. The cultivation of *Chondrus crispus*. Effect of pH on growth and production of carrageenan. Botanica Marina XXI: 229-235.
- Smith, A.D. og Roth, A.A., 1979. Effect of carbon dioxide concentration on calcification in the red corraline alga *Bossiella orbigniana*. Mar. Biol. 52: 217-225.

- Sverdrup, H.U., Johnson, M.W. og Fleming, R.H., 1942.
The oceans. Their physics, chemistry and general biology.
Prentice Hall Inc. Englewood Cliffs, N.J. 1942, 1060 s.
- Swift, E. og Taylor, W.R., 1966. The effect of pH on the division rate
of the coccolithophorid *Cricosphaera elongata*. J. Phycol. 2 (1966):
121-125.
- Vassdrags- og havnelaboratoriet (VHL), 1974 A:
Middelverdier av data innsamlet fra Oslofjorden fra strømmålere,
termistorstrenger og tidevannsmåler for perioden oktober 1973
til februar 1974. Ref.nr. 601027, datarapport II, 24. mai 1974.
- Vassdrags- og havnelaboratoriet (VHL), 1974 B:
Toktoversikt. Hydrografisk tokt 10/4. Oslofjorden 13 - 14.5.1974.
Notat. (F.E. Dahl).
- Vassdrags- og havnelaboratoriet, 1978:
Grovvurdering av utslipp fra Fläkt-Hydro-prosessen for rensing
av avgasser ved forbrenning av olje, 65 s. Saksbehandlere:
H. Rye og A. Thendrup.
- Wegmann, K. og Metzner, H., 1971. Synchronization of *Dunaliella* cultures.
Arch. Mikrobiol. 78: 360-367.
- Woodhead, P.M.J. and Weber, J.N., 1973. The evolution of reef building
corals and the significance of their association with zooxanthellae
i E. Ingerson (red.): Proc. Symp. Hydrogeochemistry and Biogeo-
chemistry. Clarke & Co., Washington. O.C., s. 280-304.
- Zirino, A. og Yamamoto, S., 1972. A pH-dependent model for the chemical
speciation of copper, zinc, cadmium and lead in seawater.
Limnol. Oceanogr. 5: 661-671.
- Zobell, C.E., 1941. Studies on marine bacteria. I. The cultural
requirements of heterotrophic aerobes. J. Mar. Res. 4: 42-75.

A P P E N D I X A

Appendix A. Beregning av største oppnåelige fortytning i stillestående resipient.

Vi antar at et utslipp med total vannføring q_0 og tetthet ρ_0 skjer i dyp Z_0 . Tettheten i resipienten antas å være gitt ved en funksjon $\rho(z)$, hvor tettheten øker med dypet.

All innblanding antas å skje omkring utslippsdyp, og det fortynnede vannet antas å innlagre seg der det hører hjemme ut fra sin tetthet. Fortyningen vil variere over tverrsnittet av utslippsstrålen, den er lavest i sentrum av strålen, og øker ut mot kantene. Hvis avløpet er lettere enn resipientvannet, vil det fortynnede vannet innlagres høyere opp jo lavere fortytningen er.

Hvis vi antar at tettheten blander seg lineært, vil tettheten av fortynt avløpsvann ved en fortytning S være gitt ved:

$$\rho_s = (\rho_0 + (S-1) \rho(z_0)) / S \quad (A1)$$

Har avløpsvannet imidlertid en annen temperatur enn resipientvannet, må vi ta hensyn til at tettheten ikke varierer lineært med temperaturen.

Den endelige tettheten blir da større enn ρ_s i uttrykket over, økningen kan omtrentlig uttrykkes:

$$\Delta\rho_{\text{temp}} = k \cdot \frac{S-1}{S^2} \quad (A2)$$

som funksjon av fortytningen S , hvor k er en konstant som øker omtrent med kvadratet av temperaturforskjellen mellom avløpsvann og fortynningsvann. For en temperatur-forskjell på 18°C kan k settes til

$$k \approx 2.0 \cdot 10^{-3} \text{ kg/l} \quad (2 \sigma_t\text{-enheter})$$

Antar vi at S er senterfortyningen, den laveste i strålen, og at dette vannet legger seg inn der det hører hjemme etter sin tetthet og utgjør øvre grense for det innlagrede sjiktet, så er denne grensen bestemt implisitt som verdiene z i ligningen

$$\rho(z) = \rho'_S = (\rho_0 + (S-1) \rho(z_0))/S + \Delta\rho_{\text{temp}} \quad (\text{A3})$$

For å få den fortynnede vannmengden spredt ut fra utslippsstedet ved gravitasjonsdrevet spredning kreves at det utstrømmende sjiktet har en tykkelse

$$h_1 \geq \gamma \cdot \left(\frac{S_{\text{middel}} \cdot Q}{N_1 \cdot B} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (\text{A4})$$

hvor

γ = konstant ≈ 2.8 iflg. målinger (se rapport 0-78033, NIVA, 1978)

S_{middel} = midlere fortynning $\approx 1.7 \cdot S$

Q = vannføring i utslippet

N_1 = stabiliteten i vannmassene, definert:

$$= \left(\frac{g}{\rho} \cdot \frac{d\rho}{dz} \right)^{\frac{1}{2}}$$

B = en minste transportbredde, gitt av topografiske begrensninger eller av utslippsarrangementets dimensjoner.

På samme måte må innstrømmende fortynningsvann hentes fra et sjikt av tykkelse

$$h_2 \geq \gamma \left(\frac{(S_{\text{middel}} - 1) Q}{N_2 \cdot B} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (\text{A5})$$

Vi ser nå:

Forskjellen mellom ρ'_S og $\rho(z_0)$ i ligning A3 avtar når S øker, dvs. at øvre grense for innlagring nærmer seg dypet z_0 .

Nødvendige sjikt-tykkelser h_1 h_2 øker når fortynningen øker.

Dersom avstanden $z_0 - z$ mellom utslippsdyp og øvre innlagingsdyp gitt av ligning (A3) ved en gitt fortynning S , blir mindre enn summen $h_1 + h_2$, vil det ikke lenger være plass til de sjikt-tykkelser som kreves for transport, og denne fortynningen må da regnes som uoppnåelig. Den største fortynningen en kan få bestemmes av at

$$z_0 - z = h_1 + h_2 \quad (\text{A6})$$

Ved hjelp av et lite EDB-program er dette beregnet for endel typiske tetthetsprofiler. Programmet finner frem til riktig løsning ved iterasjon i S, innenfor hvert trinn i denne iterasjonen bestemmes sjikt-tykkelser og stabilitet ved iterasjon.

Stabilitetene beregnes ut fra gjennomsnittlig tetthetsgradient over det aktuelle sjiktet. Tettheten interpoleres lineært mellom måledyp.

Resultatene er gjengitt i tabell 4, s. 19.

A P P E N D I X B

Appendix B. Beregning av vannutskiftning i mellomlagene i ytre Oslofjord.

I rapport 1 ble total vannutskiftning i overflatelaget av ytre Oslofjord ut til Slagentangen/Vardeåsen satt til 1000-1800 m³/s. Dette verdi-området var hentet fra VHL (1978), som hadde anslått det ut fra strømmålinger i overflatelaget.

VHL (1974A) har også gjort strømmålinger i 40 meters dyp. En sammenligning av histogrammer for strømretning og styrke viser at strømmen på 40 meters dyp er endel mindre enn i overflaten. For Slagentangen er tallverdien av strømmens nord-sør komponent i 40 meters dyp 60-70% av strømmen i overflatelaget (5 m dyp). (Tabell B.1). Hvis vi sier at overflatelaget har en tykkelse på 10-20 meter, og antar at forholdet mellom vannutskiftning og strømstyrker er det samme i overflatelaget som på 40 meters dyp, skulle vi få en vannutskiftning rundt 40 meters dyp som ligger i intervallet

300 - 1260 m³/s pr. 10 meters dybde
gjennom linjen Slagentangen-Vardeåsen.

Tabell B.1. Prosentvis fordeling av strømmens N/S-komponent, Slagentangen målt på 5 m og 40 m dyp.

Strømstyrke cm/s	Okt.-nov. 1973		Des.1973-Jan.1974	
	5 m	40 m	5 m	40 m
30			4	2
25				
20	2		2	
15	4		7	1
10	9	5	14	3
5	17	23	14	17
0	19	18	7	15
5	13	31	7	20
10	13	18	13	28
15	6	4	15	9
20	5		7	2
25	3			
30	4			
Sum	95%	99%	96%	97%
Midlere styrke (ca.)	9.2 cm/s	5.4 cm/s	10.4 cm/s	7.0 cm/s

Vannutskiftningen kan også anslås indirekte, ved hjelp av hydrografiske data.

I fig. 3 til 5 er det vist hvordan de hydrografiske forholdene skifter, ved at lag med salinitet mellom visse grenser svinger vertikalt, og varierer i tykkelse. Slike variasjoner kan omregnes til volumendringer, og hvis vi ser bort fra vertikal blanding, som vil komplisere bildet, så kan volumendringene tas som uttrykk for innstrømming eller utstrømming av vann med salinitet innenfor de gitte grensene.

Vi ser på volumet mellom to faste salinitetsgrenser fra et måletidspunkt til neste og ønsker å beregne hvordan oppholdstiden for dette volumet varierer.

Hvis volumet V_2 ved tid t_2 er større enn volum V_1 ved forrige tidspunkt t_1 , så er det skjedd en innstrømming av nytt vann. Vi antar at det er liten sjanse for at tidligere utstrømmet vann skal følge med en innstrømming tilbake. Oppholdstiden har da endret seg fra T_1 ved t_1 til T_2 ved t_2 etter formelen:

$$T_2 = \frac{(T_1 + t_2 - t_1) \cdot V_1 + (V_2 - V_1) \cdot (t_2 - t_1)/2}{V_2} \quad (B1)$$

Hvis innstrømmingen er stor, kan en få $T_2 < T_1$.

Hvis $V_2 < V_1$ har det skjedd en utstrømming, i såfall har oppholdstiden økt:

$$T_2 = T_1 + (t_2 - t_1) \quad (B2)$$

Ved å følge et volum over en lang serie måletidspunkter, og benytte ligning (B1) for innstrømminger, og B2 for utstrømminger, kan vi beregne et variasjonsforløp for oppholdstiden T , definert som vannets "alder", dvs. ut fra hvor lenge de forskjellige delene av vannmassen har oppholdt seg i området.

Denne definisjon av oppholdstid T er ikke uten videre sammenfallende med den teoretiske oppholdstid som beregnes av formelen

$$T_t = \frac{V}{Q} \quad (B3)$$

hvor V = volum av vannmassene

Q = gjennomstrømming.

Dersom de forskjellige deler av vannmassen utskiftes i ulik grad, er det ingen direkte sammenheng, da vil $T > T_t$. Imidlertid har vi i beregningsmetoden for T forutsatt full blanding horisontalt, slik at alle deler av vannmassen utskiftes like sterkt, og da vil de to definisjonene falle sammen.

Vi antar derfor at vi kan beregne vannutskiftningen Q av et gitt volum V ved hjelp av formelen (B3) med en T_t beregnet av (B1)-(B2).

Mer generelt kan vi beregne en utskiftningsfaktor.

$$C = 1/T \quad (= \frac{Q}{V})$$

som for en tidsserie av T-verdier kan beregnes som et middel

$$\bar{C} = (\sum_{i=1}^n 1/T_i) / n$$

Fig. 3 til 5 viser at de vertikale variasjonene er i hovedtrekk de samme ved alle stasjonene. Vi antar derfor at stasjon 05, midt i Breiangen, er representativt for mesteparten av bassenget.

I tabell B.2 er oppholdstiden i dager beregnet ved formel (B1)-(B2), for ytre Oslofjord ut til Horten-Moss.

Vi har sett på to volumer, fra 32 til 33^o/oo salinitet, og fra 33 til 34^o/oo.

For hvert volum er tidsserien beregnet to ganger, 1 gang med oppholdstid 0 i starten, 2. gang med en øvre grense anslått ut fra 1. gangs beregning.

Resultatene viser en oppholdstid som varierer mellom $\frac{1}{2}$ og 3 måneder. Ser vi på perioden 17.10.1973 til 27.6.1974, hvor antatt oppholdstid ved start ikke innvirker særlig på resultatet, får vi en midlere utskiftningsfaktor

$$C = 0.0218/\text{døgn for } 32-33^{\circ}/\text{oo}$$

$$C = 0.0215/\text{døgn for } 33-34^{\circ}/\text{oo}$$

Som funksjon av tid vil den variere mellom

$$C_{\min} = 0.01/\text{døgn (3 måneder) og}$$

$$C_{\max} = 0.07/\text{døgn (1/2 måned).}$$

Tabell B.2. Oppholdstid av vann med salinitet 32-34^o/oo i ytre Oslofjord, beregnet av hydrografi-målinger.

Dato	Vann med salinitet 32-33 ^o /oo			Vann med salinitet 33-34 ^o /oo	
	Tidsrom av forløpt periode (dager)	Anslått volum innenfor Horten-Moss (10 ⁶ m ³)	Beregnet oppholdstid (dager)	Anslått volum innenfor Horten-Moss (10 ⁶ m ³)	Beregnet oppholdstid (dager)
13.6.73		1200	0-120	2800	0-105
27.6.73	14	1300	13-135	2300	14-119
10.7.73	13	1400	25-127	1800	27-132
24.7.73	14	1500	37-133	2200	28-113
8.8.73	15	1700	46-131	1300	43-128
20.8.73	12	1900	52-127	3400	21-054
3.9.73	14	4500	31-063	2900	35-068
17.9.73	14	2000	45-077	4200	36-059
1.10.73	14	1200	59-091	1400	50-073
17.10.73	16	3500	31-042	3400	32-041
6.11.73	20	800	51-062	4900	39-046
14.11.73	8	1400	35-041	6900	35-040
26.11.73	12	900	47-053	7800	42-046
11.12.73	15	5100	17	8200	54-058
7.1.74	27	1700	44	1400	81-085
21.1.74	14	900	58	1700	80-083
29.1.74	8	1000	60	2100	72-075
4.2.74	6	1100	60	2600	64-066
18.2.74	14	1100	74	2400	78-080
4.3.74	14	600	88	400	91-093
18.3.74	14	400	102	200	105-107
3.4.74	16	400	118	300	83
18.4.74	15	800	70	200	99
29.4.74	11	200	81	600	40
13.5.74	14	600	36	200	54
29.5.74	16	500	52	700	26
16.6.74	18	2 200	23	3700	16
27.6.74	11	1800	34	2900	26

Ytre Oslofjord har mellom 40 og 60 meters dyp et totalvolum pr. 10 meters dyp på ca. $1.4 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ ut til linjen Horten-Moss, $2 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ innenfor Slagentangen-Vardeåsen. Ut fra dette får vi følgende tall for vannutskiftning pr. 10 meters dybde.

Tabell B.3. Effektiv vannutskiftning pr. 10 m dybde rundt 40-60 m dyp.

Område	Minste verdi (m^3/s)	Midlere verdi (m^3/s)	Største verdi (m^3/s)
Innenfor Horten-Moss	160	350	1100
Innenfor Slagentangen-Vardeåsen	230	500	1600

Tallene er usikre, fordi vi langt fra har tatt hensyn til alle utskiftningsmekanismer. De kan være for høye, fordi vi antar at alt vann som strømmer inn er "nytt" dvs. har en liten andel vann fra tidligere utstrømminger, fordi vi ser bort fra vertikale blandingsprosesser, som kan gi tilsynelatende volumendringer, og fordi usikkerhet i volumanslag kan gi svingninger som ikke er reelle.

Tallene kan være for lave, fordi vi kan ha gått glipp av visse endringer pga. for lav observasjonsfrekvens, og fordi vi har sett på vannet samlet innen for nokså store salinitetsintervaller.

Alt i alt kan vi anta at de representerer en riktig størrelsesorden på vannutskiftningen, de ligger dessuten i samme område som anslått ut fra strømmålinger.

Beregningsmetoden for tallene i tabell B.3. gjør at de kan anvendes direkte for å beregne konsentrasjoner i resipienten. En må vente at konsentrasjonene over tid varierer like mye som tallene i tabellen.

A P P E N D I X C

Appendix C BEREGNING AV DYPVANNsutskIFTNINGSTRANSPORTEN
FRA DRØBAKSUNDET TIL INDRE OSLOFJORD

For årene 1962-65 og 1973-78 er utskiftet dypvannsvolum beregnet for indre Oslofjord (Gade, 1967, NIVA, 1979). Gade angir også varigheten av dypvannsutskiftningen. Ut fra mengde utskiftet vann samt varigheten, kan strøm-transporten beregnes (m^3/s).

Den omtrentlige størrelsen av dypvannsutiftningene er relativt ukomplisert å beregne ut fra noenlunde tette hydrografiske observasjoner, dvs med en minste frekvens av en gang pr. måned i indre Oslofjord i utskiftningsperioder. Derimot er varigheten av utskiftningen mer komplisert å beregne. Dette skyldes at selve utskiftningen iblant skjer i pulser i takt med blant annet tidevannet, eller i takt med andre faktorer, meteorologiske eller hydrografiske forhold i Skagerrak. Til nå er denne mekanisme ikke studert i detalj, men det finnes tilstrekkelig informasjon til å gå ut fra at "puls"-teorien er riktig (NIVA, 1978 B).

Imidlertid er utskiftningens varighet nedenfor beregnet etter oksygen og saltisopleter fra de forskjellige år og derved er "puls"-mekanismen utelatt. Dette innebærer at varigheten av utskiftningene blir meget omtrentlige og lett kan ha en ukes feil fra eller til.

Beregningene av dypvannstransporten til indre Oslofjord er sammenlignet med beregninger av Gade (1967) og VHL (1974B) på vanntransporten mellom to tokt under en utskiftning.

Tabell C 1

År	Varighet (døgn)	Størrelse (m^3)	Transport (m^3/s)
1962	40	1400×10^6	~ 400
1963	50	5600×10^6	1300 (1100 Gade 1967)
1964	55	1600×10^6	340
1965	50	5300×10^6	1200
1973	~ 20	1200×10^6	130
1974	60	8300×10^6	1600 (1500 VHL 1974)
1975	30	1200×10^6	460
1976	60	3300×10^6	640
1977	60	5900×10^6	1140
1978	30	2800×10^6	1100

A P P E N D I X D

Appendiks D. BREGNING AV VERTIKALE DIFFUSJONSKOEFFISIENTER

For et innelukket dypområde, hvor vannet i lange perioder bare utskiftes ved vertikaldiffusjon, kan en beregne en diffusjonshastighet ut fra endringene i salt-innholdet. Dette er tilfelle for eksempel i indre Oslofjord.

For Breiangen er det mye vanskeligere å beregne vertikaldiffusjon, på grunn av de mye sterkere horisontale og vertikale bevegelsene. Vi har ingen data for diffusjonskoeffisienten på større dyp i Breiangen, og anslår den i stedet ut fra data for Vestfjorden.

Gade (1967) har beregnet vertikaldiffusjonen k_z for salt i Vestfjorden i indre Oslofjord ut fra hydrografiske observasjoner, og angir følgende verdier:

Tabell D.1. Diffusjonskoeffisienter. Vestfjorden 1963. Koeffisienten er beregnet for seks ekvidistante tidspunkter med femti dagers intervall. Enhet cm^2/s . Etter Gade (1967).

Dyp: (m)	Dato					
	15/3	4/5	23/6	12/8	1/10	20/11
20	0.21	0.08	0.04	0.04	0.08	0.39
40	0.43	0.38	0.45	0.61	0.65	0.49
60	1.12	1.40	2.09	3.23	2.41	1.05
80	2.85	3.06	3.05	3.03	3.45	4.60
100	6.49	6.16	5.26	4.67	4.51	5.50
120	6.72	6.47	5.45	4.75	4.52	5.46
140	5.62	5.86	5.13	4.54	4.45	5.37
150	4.92	5.24	4.58	4.02	3.93	4.68

Diffusjons-koeffisienten vil øke med minskende tetthets-sjiktning og øke med økende mengde dissipert bevegelsesenergi. Vi har beregnet tetthetsgradienten $\frac{d\sigma}{dz}$ som funksjon av dyp, for de observasjoner vi har fra stasjon FL-1 i nedre del av Vestfjorden. ($\sigma = (\rho-1) \cdot 1000$, hvor ρ = tetthet i kg/l). Resultatene er vist i tabell D.2.

Tabell D.2. Vertikal tetthetsgradient i Vestfjorden $\frac{d\sigma}{dz}$ som funksjon av tid og dyp. Enhet (10^{-3} kg/l/m).

Dato	Dyp				
	30 m	50 m	70 m	100 m	140 m
21.2.63	0.031	0.01	0.005	0.0005	0.0005
27.3.63	0.037	0.0225	0.0025	0.0005	0.0005
19.4.63	0.005	0.006	0.0035	0.00225	0.00075
21.5.63	0.1085	0.0115	0.004	0.00025	<<0.00025
4.7.63	0.1095	0.008	0.0015	0.00075	0.00025
1.8.63	0.1175	0.007	0.004	0.0005	0.00028
28.8.63	0.1315	0.0155	0.0045	0.0005	<0.00025
18.9.63	0.151	0.0025	0.004	0.0085	0.0023
23.10.63	0.0765	0.0305	0.0025	0.00075	0.001
13.11.63	0.0665	0.0355	0.0045	0.00175	0.0005
17.12.63	-	0.024	0.004	0.00125	0.00175

Ved å interpolere verdiene i tabell D.1. til samme dyp som i tabell D.2, og verdiene i tabell D.2 til de samme datoer som i tabell D.1, får vi sammenhørende verdier for diffusjonskoeffisienter og tetthetsgradienter. Resultatet av grafisk interpolasjon er vist i fig. D.1. Vi ser at diffusjonskoeffisienten i stor grad er bestemt av tetthets-sjiktningen, stort sett innenfor en margin på -40% til +60%. Diffusjonskoeffisienten ser ut til å være proporsjonal med $N^{-1.4}$, hvor $N = \text{stabiliteten} = \left(\frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz} \right)^{\frac{1}{2}}$. Vi antar at den samme avhengigheten av sjiktningen gjelder i Breiangen, men siden det er sterkere vannbevegelser i Breiangen enn i indre Oslofjord, skulle tallverdiene være noe større.

Vi velger å benytte de maksimale verdiene fra Vestfjorden som verdier for Breiangen.

Verdiene er svært usikre, men skulle angi rett størrelsesorden. For minimum, median og maksimum sjiktning i Breiangen velger vi følgende verdier til bruk ved beregning av spredning i nærsonen:

Stabilitet $N \text{ (s}^{-1}\text{)}$	Tetthets-sjiktning $\frac{d\sigma}{dz} \text{ (g/l m)}$	Diffusjonskoeffisient $k_z \text{ (cm}^2\text{/s)}$
0.0031	0.00096	6
0.016	0.026	0.9
0.044	0.194	0.2

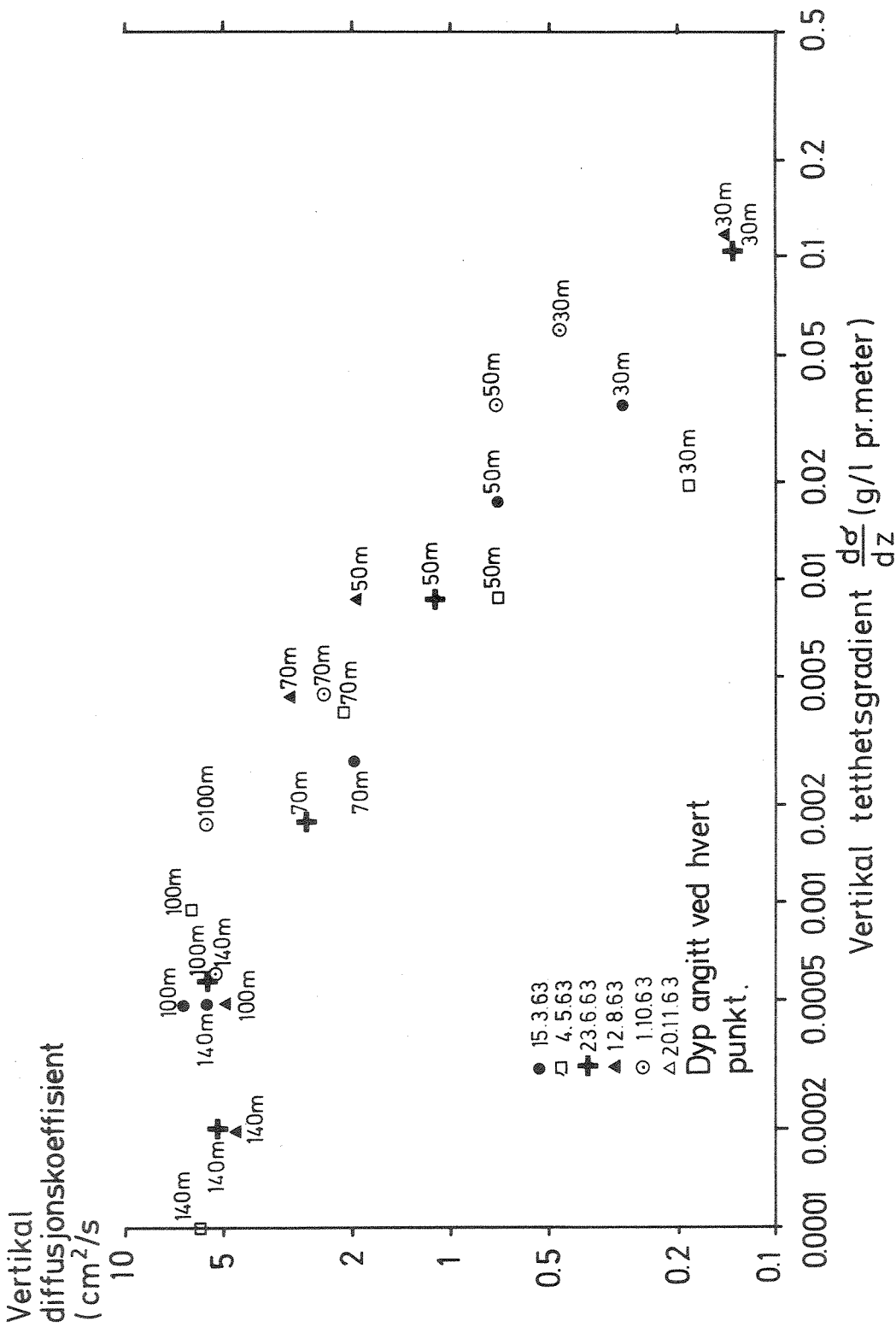


Fig. D.1 Vertikal diffusjonskoeffisient som funksjon av tetthetsgradient for Vestfjorden (1963).