

PRA 2.1

0-40/71-A

C2-24

C2-34

KJEMISK FELLING MED KALK OG SJØVANN

Del 2

FULLSKALA DRIFTSRESULTATER FRA SANDVIKA RENSEANLEGG

Oslo, 9. juli 1979

Saksbehandler: Siv.ing. Lasse Vråle

Medarbeidere: Ingeniør Arne Lundar

Siv.ing. John M. Råheim

Instituttstjef: Kjell Baalsrud

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: C2-24
O-40/71 A C2-34

Undernummer:
XXIII

Løpenummer:
1132

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: PRA 2.1 Kjemisk felling med kalk og sjøvann Del 2 Fullskala driftsresultater fra Sandvika renseanlegg	Dato: 1979 07.09
	Prosjektnummer: C2-24 O-40/71 A C2-34
Forfatter(e): Siv.ing. Lasse Vråle	Faggruppe:
	Geografisk område: Bærum
	Antall sider (inkl. bilag): 70

Oppdragsgiver: Prosjektkomiteén for rensing av avløpsvann/ Norsk institutt for vannforskning	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

Rapporten orienterer om driftsresultater oppnådd ved Sandvika renseanlegg hvor kalk og sjøvannsfelling har vært anvendt i snart 5 år. Undersøkelsen gir opplysninger om renseresultater fra en kortere periode i november og desember 1976.

4 emneord, norske:
1. Kjemisk felling
2. Fosfor reduksjon
3. Kommunalt avløpsvann
4. Kalk og sjøvanns tilsetning
Sandvika renseanlegg

4 emneord, engelske:
1. Chemical precipitation
2. Phosphorus reduction
3. Municipal wastewater
4. Lime and seawater addition
Sandvika treatment plant


Prosjektleders sign.:


Seksjonsleders sign.:


Instituttetsjefs sign.:

ISBN 82-577-0183-1

F O R O R D

Sandvika renseanlegg var det første kjemiske fellingsanlegg i Norge som anvender magnesium fra sjøvann og kalk som fellingskjemikalier. Selv om fire års driftserfaringer og undersøkelser har vist at prosessen kan optimaliseres, viser resultatene at prosessen har mange fordeler, og at den representerer et seriøst alternativ til andre renseprosesser, når sjøvann er tilgjengelig.

Denne rapporten beskriver en undersøkelsesperiode november og desember 1976 ved Sandvika renseanlegg, finansiert av Prosjektkomiteén for rensing av avløpsvann (PRA). I tillegg behandles en del driftsdata og slamdata som er stilt til rådighet av Vann- og kloakkvesenet i Bærum kommune.

Jeg vil først og fremst rette en takk til Bærum kommune som ved dristig satsing har gjort det mulig å anlegge det første kalk- og sjøvannsfellingsanlegg og å fremskaffe fullskala driftserfaringer. Samtidig rettes en takk til de hjelpsomme og interesserte driftsoperatørene Arne Jensen og Ivar Karlsen som har bidratt ved undersøkelsen.

I tillegg til denne fremstilling vil vi i en senere rapport presentere resultatene fra undersøkelser av kalk- og sjøvannsfelt slam, gjennomført på NIVA's forsøksstasjon på Kjeller og finansiert av NIVA's egne forskningsmidler under prosjekt C2-24.

Videre oppfølging av nye kalk- og sjøvannsanlegg fortsetter i 1979 under prosjektet C2-34.

Oslo, 29. juni 1979

Lasse Vråle

Lasse Vråle

I N N H O L D

	Side:
FORORD	2
1. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER	7
2. BAKGRUNN FOR KALK- OG SJØVANNSFELLING	8
3. SANDVIKA RENSEANLEGG	9
3.1 Generelt	9
3.2 Rensedistriktet	9
3.3 Dimensjonering og teknisk utforming av anlegget	11
4. GJENNOMFØRING AV UNDERSØKELSEN	14
4.1 Undersøkelsen, prøveperiode og analyseopplegg	14
4.2 Rutinemessig driftsovervåking	15
5. RESULTATER FRA UNDERSØKELSEN	16
5.1 Innkommende avløpsvann	16
5.1.1 Hydraulisk belastning på renseanlegget	16
5.1.2 Variasjoner i innløpsvannets konsentrasjoner	17
5.2 pH-målinger i renseanlegget	19
5.2.1 Generelt om pH ved kalk-sjøvannsfelling	19
5.2.2 pH-målinger i innblandingsfasen	19
5.2.3 pH-målinger i utløpsvannet	23
5.3 Renseresultat	25
5.3.1 Fosfor	25
5.3.2 Organisk stoff - KOF	31
5.3.3 Suspendert tørrstoff	34
5.3.4 Nitrogen	36
5.3.5 Alkalitetsverdier for inn- og utløpsvann	36
5.3.6 Kalsium	41
5.3.7 Magnesium	42
5.3.8 Saltkonsentrasjonen/ledningsevnen	45
5.4 Slamproduksjon, slamegenskaper og slamundersøkelser	48
5.4.1 Generelt	48
5.4.2 Slamproduksjon - tørrstoff-konsentrasjon og slammengder	48

	Side:
5.4.3 Fortykking	53
5.4.4 Slamstabilitet	53
5.4.5 Slamvannskvalitet ved filtrering gjennom sandfilter - drenasjetest	55
5.4.6 Kondisjonerbarhet. Capillary suction time - CST	58
5.5 Driftsdata for Sandvika renseanlegg perioden 1974-1979	60
6. DISKUSJON AV RESULTATENE	61
6.1 Sammenstilling av rensegrader	61
6.2 Vurdering av rensegrad	62
7. REFERANSER	64
VEDLEGG	66

T A B E L L E R

Tabell nr.:

1.	Analyse av sjøvannsprøver tatt 8.5.76 kl. 11.00 Sandvika renseanlegg	11
2.	Middelverdier for innkommende avløpsvann til Sandvika renseanlegg nov-des 1976	17
3.	Fosforkonsentrasjoner i døgnblandprøver nov-des 1976	26
4.	Gjennomsnittlige inn- og utløpskonsentrasjoner for fosfor	26
5.	Total fosfor i utløpet ved Sandvika renseanlegg nov og des 1976, døgnblandprøver og stikkprøver	30
6.	KOF-konsentrasjoner i døgnblandprøver ved Sandvika renseanlegg nov og des 1976	32
7.	Gjennomsnittlige inn- og utløpsverdier for KOF	32
8.	Gjennomsnittlige inn- og utløpsverdier for KOF når sjøvannsbidraget er holdt utenfor	34
9.	Suspendert tørrstoff i inn- og utløpsvann ved Sandvika renseanlegg	35
10.	Renseresultat for total nitrogen i døgnblandprøver nov-des 1976	37
11.	Alkalitet i inn- og utløpsvann nov-des. 1976	38
12.	Kalium-konsentrasjoner i inn- og utløpsvann nov-des 1976	41
13.	Magnesium-konsentrasjoner	42

Tabell nr.:		Side:
14.	Ledningsevne i råkloakk og utløpsvann	47
15.	Slammengde fortykket tappet fra Sandvika rensesanlegg 1976	49
16.	Total tørrstoff i fortykket slam fra Sandvika rensesanlegg 1976	50
17.	Slamvolum og slamtørrstoff-mengde ved Sandvika rensesanlegg	52
18.	Drenasjetest for kalk/sjøvannsfelt slam tatt fra Sandvika 7.12.76	55
19.	Analyse av slamvann etter filtrering gjennom sandfilteret	57
20.	Driftsdata fra Sandvika rensesanlegg. Perioden 1974-1978	60
21.	Gjennomsnittlige renseresultater nov-des 1976.	61
22.	Analyser ved utslippskontroll av rensesanlegg. Orienterende verdier ved god drift	62
23.	Sandvika rensesanlegg. Turbiditetsmålinger 1976	69

F I G U R E R

Figur nr.:		
1.	Sandvika rensesanlegg. Rensedistrikt	10
2.	Prosesskjema for Sandvika rensesanlegg	13
3.	Belastning på anlegget i analyseperioden	16
4.	Middelverdi og variasjonsområde for konsentrasjoner i råkloakk ved Sandvika rensesanlegg	18
5.	Svingninger i pH-verdi målt 4 meter nedenfor doseringspunkt for kalkslurry	21
6.	pH-variasjon målt 4 meter nedenfor doseringspunkt for kalkslurry i siste flokkuleringskammer	22
7.	pH-målinger utført ved Sandvika rensesanlegg Nov-des 1976	24
8.	Renseresultater med hensyn til fosfor ved Sandvika rensesanlegg. Nov-des 1976	27
9.	Sammenheng mellom total fosfor målt i blandprøver og stikkprøver i utløpsvannet fra Sandvika rensesanlegg	29
10.	Renseresultater med hensyn til organisk stoff - KOF ved Sandvika rensesanlegg. Nov-des 1976	33
11.	Alkalitetsforhold i inn- og utløpsvann ved Sandvika rensesanlegg	39

Figur nr.:	Side:
12. Kalsium-konsentrasjon i innløps- og utløpsvann ved Sandvika renseanlegg	43
13. Oversikt over inn- og uttak av kalsium. Sandvika renseanlegg	44
14. Oversikt over inn- og uttak av magnesium. Sandvika renseanlegg	46
14a. Ledningsevne i innløps- og utløpsvann ved Sandvika renseanlegg	46a
15. Slammengder og tørrstoff-konsentrasjoner i slammet fra Sandvika renseanlegg	51
16. Resultater fra fortykkingsforsøk	54
17. pH-stabilitet i slammet fra Sandvika renseanlegg	54
18. Drenasjekurve for slamvann fra kalk/sjøvannsfelt slam fra Sandvika renseanlegg	56
19. Grafisk fremstilling av kondisjonerbarhetstest for kalk/sjøvannsfelt slam fra Sandvika renseanlegg 7.12.76	59
20. Sammenstilling av normal utløpsvanns-konsentrasjon for en del vanlige behandlingsprosesser etter Grönqvist m.fl.	63
21. Sammenligning mellom tot-P og KOF i utløpet fra Sandvika renseanlegg og et utvalg norske renseanlegg	65
22. Forholdet mellom kontinuerlig målt turbiditet i renseanlegget og siktedyp målt i sedimenteringsbassenget	70

1. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER

Driftserfaringene ved Sandvika renseanlegg og laboratorie-undersøkelsene på NIVA's forsøksstasjon ved Kjeller har vist at kalk- og sjøvannsfelling er et alternativ til andre kjemiske renseprosesser. Resultatene viser at prosessen er økonomisk gunstig og gir meget høye rensegrader. Slammet er lett å avvanne i kammerfilterpresser.

Renseresultatene fra Sandvika er stabile og på høyde med hva som kan oppnås ved etterfelling med hensyn til fosfor (lavere enn 0,20 mg P/l tot-P i gjennomsnitt). Med hensyn til organisk stoff er rensegraden sammenlignbar med hva som kan oppnås i et simultanfellingsanlegg.

Et spesielt forhold ved kalk/sjøvannsfelling er at man ved økende dosering av sjøvann oppnår usedvanlig gode rensegrader, men på bekostning av høyere slamproduksjon. Det er derfor nødvendig å veie dosering, økonomi, rensegrad og slamproduksjon mot hverandre for å oppnå optimale forhold.

For selve prosessen kan følgende konklusjoner trekkes:

1. Undersøkelsene viser at tilsetning av opptil 5 prosent sjøvann ved kalkfelling gir betydelig bedret rensegrad med henblikk på fosfor. Tilsetning av sjøvann utover 5 prosent gir bare marginale bedringer i rensegrad, og øker slammengden kraftig.
2. Økt tilsetning av sjøvann gir lavere pH-verdi på grunn av utfelling av $Mg(OH)_2$. For en og samme pH-verdi i prosessen vil økt sjøvannsdosering gi bedret renseeffekt.
3. Årsaken til bedret rensegrad med sjøvann skyldes bedre avskilling av vanskelig sedimenterbare stoffer og utfelte fosforpartikler. Dette forårsakes av utfelling av magnesiumhydroksyd, $Mg(OH)_2$, som virker som hjelpekoagulant.
4. Tilsetning av 2-3 prosent sjøvann til avløpsvann med lavt magnesiuminnhold og 200-300 mg $Ca(OH)_2$ /l synes å gi like bra eller bedre rensegrader enn ren kalkutfelling med 500-600 mg $Ca(OH)_2$ /l alene.
5. For samme rensegrad med hensyn til fosfor vil slammengdene som produseres ved kalk/sjøvannsfelling, være omtrent likeverdige med ren kalkfelling.

2. BAKGRUNN FOR KALK- OG SJØVANNSFELLING

Ønsket om å bruke kalkfelling ved Sandvika renseanlegg i 1972/73 tok utgangspunkt i at man ville ha en enkel og rimelig renseprosess som var lite påvirket av eventuelle industriutslipp fra bedrifter i Sandvika og et renseanlegg som ga et slamprodukt som krevde minimal slambehandling og som kunne anvendes i jordbrukssammenheng. Tradisjonell kalkfelling ble ansett å ha mange fordeler, som ikke skal nevnes her, men har følgende ulemper som har vært med på å begrense bruken.

1. Kalk er vanskelig å håndtere og å dosere og krever spesielt utstyr for å unngå driftsproblemer.
2. Ren kalkfelling krever store doseringer som øker kjemikalieutgiftene og gir store tørrstoffmengder i slamproduktet.
3. Den maksimale rensegraden med hensyn på fosfor og organisk stoff har vanligvis (med feil anvendt doseringsutstyr) vært noe lavere enn hva som oppnås med aluminiumsulfat.

Magnesiumionenes betydning i sammenheng med kalkfelling førte til at det i 1972 ble foretatt enkle jartest-forsøk med kalk og sjøvann som ga lovende resultater (1). En nærmere beskrivelse av tidligere undersøkelser og litteraturstudier er beskrevet i delrapport nr. 1: "Kjemisk felling med kalk og sjøvann", utarbeidet av Lasse Vråle (2).

Ved å dosere sjøvann som er rikt på magnesiumioner til avløpsvannet, reduseres ulempene med konvensjonell kalkfelling. Sammendrag av erfaringene fra tidligere arbeider kan oppsummeres:

1. Kalkdosen kan senkes med ca. 50 prosent samtidig som renseseffekten øker. Renseeffekten øker ved at totalfosfor-konsentrasjon i utløpsvann fra renkalkfelling normalt senkes fra 0,60-0,80 mg P/l til 0,10-0,20 mg P/l når magnesiumhydroksyd utfelles.
2. De ovennevnte resultater krever 3-5 prosent dosering av sjøvann i forhold til anleggets totale utløpsvannmengde som tilvarer en økning i magnesiumkonsentrasjonen i innløpet rundt 30-40 mg Mg/l, avhengig av sjøvannskonsentrasjonen.

3. pH-verdien for tilfredsstillende felling i prosessen senkes fra området 11,3-11,6 til 10,8-11,2.
4. Når magnesiumkonsentrasjonen i innløpsvannet øker, utfelles mer magnesiumhydroksyd som øker slammengden og gir klarere slamvann, mens tørrstoffkonsentrasjonen i slammet blir noe lavere enn i rent kalkslam.

Da Sandvika renseanlegg ble planlagt, ble ikke alle detaljer konstruert for kalk-sjøvannsfelling. Dette forhold nevnes fordi flere viktige detaljløsninger kan forbedres vesentlig hvis man tar utgangspunkt i et kalk-sjøvannsfellingsanlegg.

3. SANDVIKA RENSEANLEGG

3.1 Generelt

Sandvika renseanlegg ble planlagt og prosjektert av kloakkplankontoret i samarbeid med konsulenter og ble bygd på totalentreprise av Johnson Construction Co./Veidekke A/S etter et temmelig fastlagt program. Anlegget sto driftsklart våren 1974 og kostet 3,2 mill. kr og er dimensjonert for 8000 personenheter og har en dimensjonerende hydraulisk kapasitet på $160 \text{ m}^3/\text{h}$ (Q_{dim}).

Anlegget er lokalisert på vestsiden av Sandvikselvas utløp i Bærumsbassenget og bare ca. 150 m fra Bærum kommunes rådhus.

Bærum vann- og kloakkvesen har ansvaret for anleggets drift, og driftsoperatørene Arne Jensen og Ivar Karlsen passer den daglige drift.

Da anlegget ble bygget, var det en forutsetning at det antakelig skulle nedlegges etter 8-10 års drift når Sentralrenseanlegg Vest sto driftsklart.

3.2 Rensedistriktet

Renseanleggets rensedistrikt er vist på figur nr. 1 og omfatter Sandvika sentrum med omkringliggende villabebyggelse på Slepanden. Avløpsvannet som produseres i området, har en relativt høy ervervsandel, og industriutslipp registreres jevnlig på anlegget.

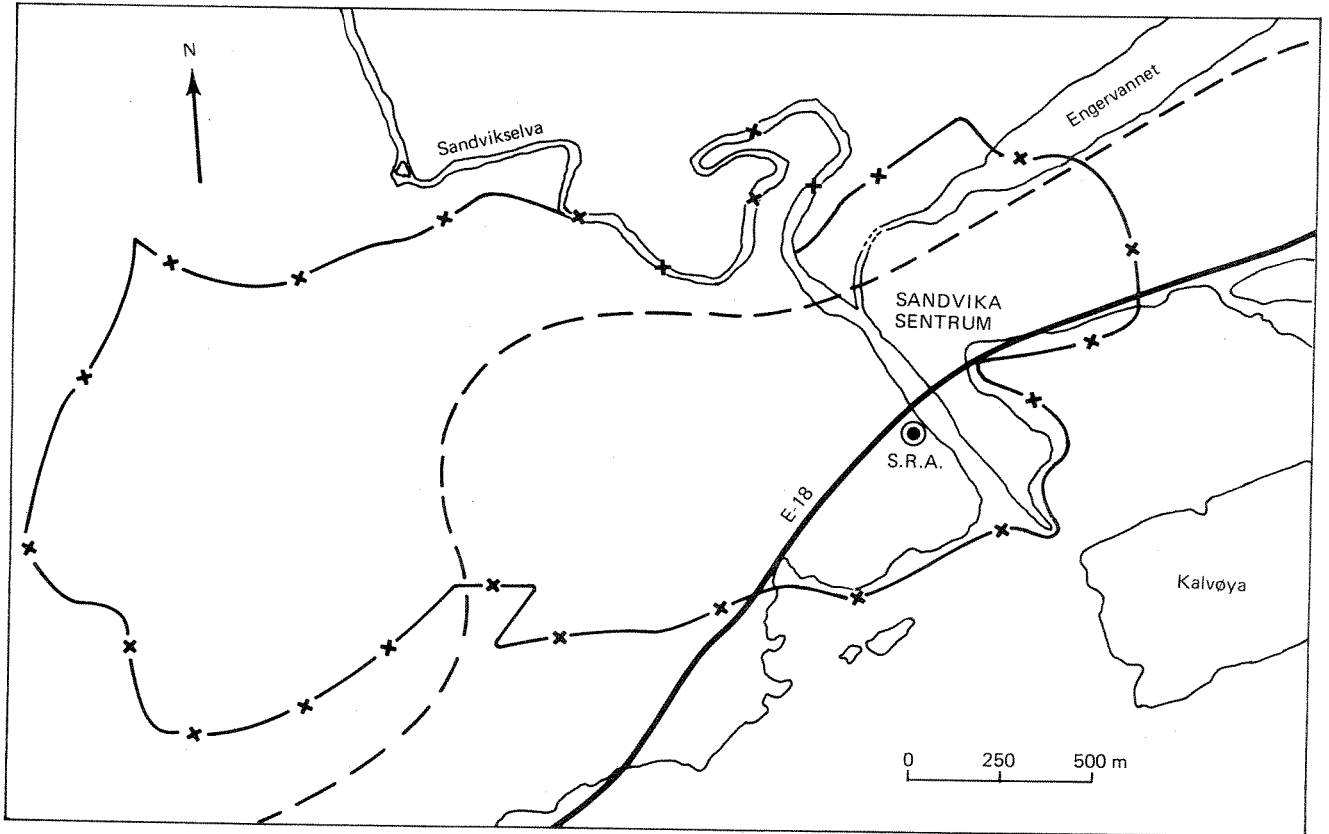


Fig. 1. Sandvika rensanlegg. Rensedistrikt.

Oppsamlingsnettets var ikke utbygget da renseanlegget var ferdig, men er gradvis anlagt senere, noe som har ført til en økende tilføringsgrad for spillvannet. Ved anleggets startning var tilføringsgraden ca. 10 prosent, men var sannsynligvis over 60 prosent ved undersøkelsen.

Separasjonsgraden uttrykker hvor fortynnet spillvannet er. Ved tørrvær er den noe lav, noe som resulterer i lave forurensningskonsentrasjoner. Separasjonsgraden i nedbørperioder er dårlig. Det resulterer i stor hydraulisk belastning på renseanlegget. Det skyldes at en rekke regnvannsinntak og eldre fellesledninger er koblet inn på det såkalte separatsystemet.

Siden disse forhold er nokså typiske for norske oppsamlingsnett, kan innkommende avløpsvann betegnes som normalt, kanskje med noe lav konsentrasjon og noe mer industripåvirket enn vanlig.

3.3 Dimensjonering og teknisk utforming av anlegget

Sandvika renseanlegg er bygget som et primærfellingsanlegg og anvender kalk og magnesium fra sjøvann som fellingskjemikalium.

De tekniske data er som følger:

Kapasitet:	8000 p.e.
Tilknyttet da undersøkelsen ble gjennomført:	3000 p.e.
Dimensjonerende vannmengde:	2800 m ³ /d
Q _{dim} :	160 m ³ /h

Prosesskjema for anlegget er vist på figur 2. Her er også målepunktene markert.

Råkloakken strømmes inn foran snekkepumpen som løfter vannet kontinuerlig ca. 3-4 m før det passerer en maskinrenset rist. Deretter strømmes vannet gjennom et luftet sanfang hvor også sjøvannet doseres, og "kalkslurryen" tilsettes i en innblandingskanal. Fnokkene dannes allerede

på vei inn i flokkuleringskammeret som er todelt og utstyrt med en vertikal padle-omrører i hvert kammer. Fra flokkuleringskamrene strømmes vannet og fnokkene inn i ettersedimenteringsbassenget via sirkulære nedadrettede åpninger. Slamfnokkene avskilles i bassengene som er ca. 3,5 meter dype og har vertikal strømming mot enden av bassenget. Det klare vannet renner ut via langsgående utløpsrenner og passerer en vannmålestasjon av typen Thompson overløp før vannet sendes ut i Bærumsbassenget via en PEH ledning på ca. 11 meters dyp og ca. 80 meter fra land.

Slammet i ettersedimenteringsbassenget skrapes til slamlommene ved hjelp av kjedeskrapeverk, mens slamfnokkene som sedimenterer i flokkuleringskamrene, skrapes til sentrum og rykkes ut ved selvføll når ventilene åpnes.

Slammet pumpes via monopumper inn i en gravitasjonsfortykker som også anvendes som slamlager. Slamvannet fra fortykkeren returnerer til snekkepumpe-sumpen. Fortykket slam tappes til septiktankbiler to ganger i uken og kjøres til Løxa renseanlegg for avvanning. Det er avsatt plass for eget avvanningsutstyr ved anlegget.

Anlegget anvender hydratkalk fra Mjøndalen kalkfabrikk. Kjemisk analyse av denne har gitt:

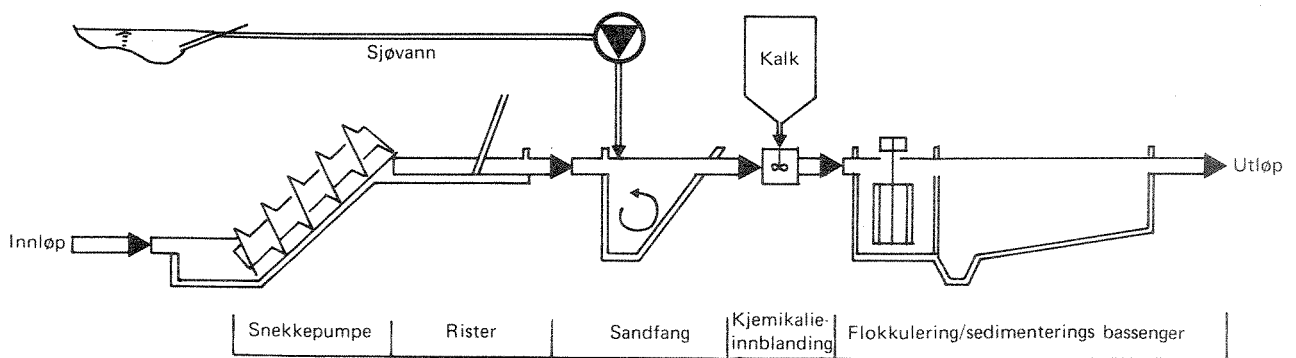
Ca (OH) ₂ :	91%
Mg (OH) ₂ :	1,5%
Løselighet: 10 °C:	1,76 g Ca (OH) ₂ /l
20 °C:	1,65 g Ca (OH) ₂ /l

Hydratkalken oppbevares i en 40 m³ silo og oppløses i et automatisk veiesystem til en konstant slurry-konsentrasjon på 10 prosent. Kalkslurryen doseres satsvis til avløpsvannet etter luftet sandfang og styres proporsjonalt etter signal fra vannføringsmåler.

Normal doseringsmengde under analyseperioden lå i området 250-275 g Ca (OH)₂/m³.

Sjøvannet pumpes fra bunnen av Sandvikselva på to meters dyp utenfor renseanlegget (30 meter) ved hjelp av en sentrifugalpumpe. Sjøvannet på dette nivået kommuniserer med Bærumsbassenget, og saliniteten har variert mellom 23 og 32 ‰ mens anlegget har vært i drift. Sjøvannet tilsettes innløpsenden. Det doseres satsvis, men styres proporsjonalt med vannføringen. Målinger har vist at selv om 0,25 m³ sjøvann tilsettes for hver 5 m³ vann ut, er saliniteten etter innblandingen i det luftede sandfanget stabil.

I tiden fram til 15. desember 1976 ble det dosert ca. 5 prosent sjøvann. Fra og med denne dato ble det tilsatt ca. 3 prosent sjøvann til avløpsvannet.



Figur 2. Prosesskjema for Sandvika kloakkrenseanlegg.

En tidligere analyse av sjøvann fra Sandvika har gitt følgende resultat:

Tabell 1. Analyse av sjøvannsprøver tatt 8.5.76 kl 11.00 på Sandvika renseanlegg.

Salinitet S ‰:	24,4	
Temperatur (ved forsøket 25.5) C°:	23,9	
pH:	7,8	
Tot.-P:	0,022	mg P/l
Kalsium Ca:	87	mg Ca/l
Magnesium Mg:	710	mg Mg/l
Totalt tørrstoff:	22600	mg/l
Alkalitet:	2,08	mekv./l

4. GJENNOMFØRING AV UNDERSØKELSEN

4.1 Undersøkelser, prøveperiode og analyseopplegg

Hovedhensikten med denne undersøkelsen var å holde anleggets driftsparametre relativt konstant og nær normal drift og undersøke hva anlegget oppnådde av renseresultater.

I tillegg ble det foretatt kontinuerlig måling av turbiditeten i utløpsvannet i en Hach "surface scattering" måler, samt en del kontinuerlige pH-målinger på forskjellige steder i anlegget.

Prøver av slammet fra renseanlegget ble også tatt og undersøkt på forsøksstasjonen på Kjeller. Slammets egenskaper med hensyn på pH-stabilitet og avvanningsegenskaper ble klarlagt.

Prøveperioden strakk seg fra 23. november til 30. desember 1976. I anlegget blir vannføring, sjøvannsdosering, kalkdosering og pH registrert i tillegg til vanlige driftsregistreringer.

Fra 25. november til 21 desember ble driften ved anlegget undersøkt ved at det ble foretatt analyser på inn- og utgående vann på følgende parametre:

pH
Tot.-P
Orto-P
KOF ufiltrert
KOF filtrert
Susp. tørrstoff
Kalsium ufiltrert
Magnesium ufiltrert
Tot.-N
Ledningsevne.

Analysene er utført ved NIVA's laboratorium i Gaustadalléen etter norsk standard.

Prøvetaking ble foretatt ved hjelp av automatiske prøvetakere av typen Ulma 120 styrt etter vannføring. Begge prøvetakere er fast montert ved anlegget og har vært betjent av driftsoperatørene. Innløpsprøven tas av råkloakken før returvannsstrømmen innblandes og utløpsprøven tas i dammen før vannmåleroverløpet.

Døgnblandeprøver er tatt ca. kl. 09.00 om morgenen, og prøvene oppbevares kaldt, men har ikke vært konservert før de er transportert til NIVA's laboratorium for analyse.

4.2 Rutinemessig driftsovervåking

Anleggets driftsoperatører foretar rutinemessige registreringer av følgende parametre:

1. Vannmengde m^3/d kl. 9.00 ut av anlegget.
2. Sjøvannsmengde m^3/s inn i anlegget.
3. Antall utveiede kalkslurryblandinger pr. døgn
4. Antall kalkdoseringer pr. døgn. (Fast mengde slurry hver $3 m^3$.)
5. Beregnet kalkforbruk pr. m^3 avløpsvann.
6. Registrering av kWh forbruk pr. døgn.
7. Ute-temperatur.
8. Temperatur i utløpsvann.
10. pH målt i innløp kl. 9.00 (in situ).

- 11. pH målt i flokkuleringsbasseng (in situ).
- 12. pH målt i ettersedimenteringsbasseng.
- 13. pH målt i fortykker.
- 14. Siktedyp målt i ettersedimenteringsbasseng kl. 9.00 og kl. 15.00.

Flere av disse registreringene har vært til stor nytte i vurderingen av resultatene ved anlegget.

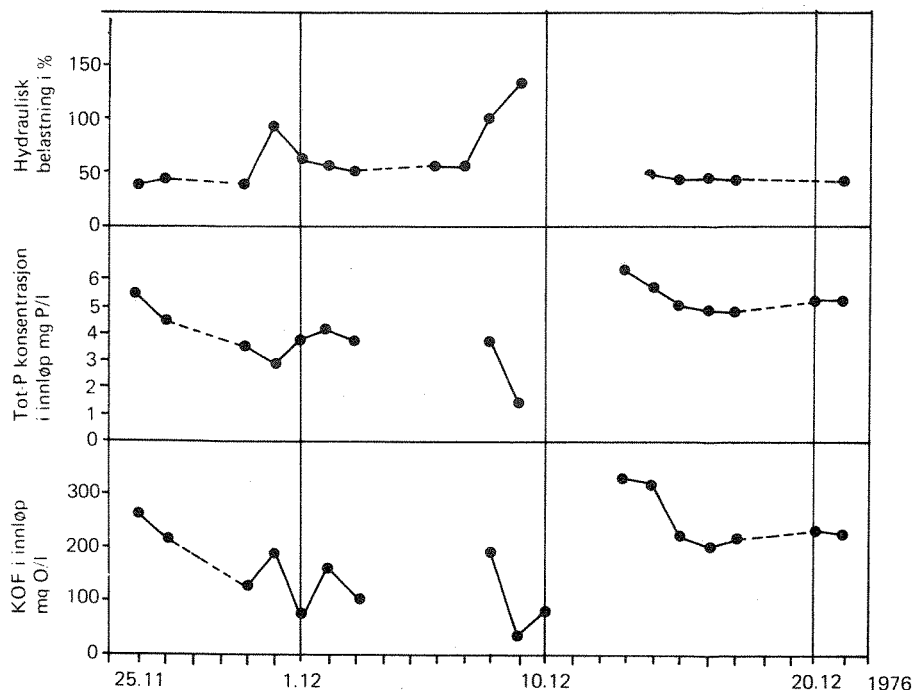
5. RESULTATER FRA UNDERSØKELSEN

5.1 Innkommende avløpsvann

5.1.1 Hydraulisk belastning på renseanlegget

Anlegget var i prøveperioden det meste av tiden belastet med 40-60 prosent av den dimensjonerende vannmengde som er 2800 m³/d.

På enkelte dager var imidlertid den hydrauliske belastningsmengde helt oppe i 100-150 prosent. Ifølge våre opplysninger var omlag 3000 personer tilknyttet anlegget i januar 1977. I perioder med høy vannføring er konsentrasjonene av næringssalter lave. Dette skyldes inntak av regnvann på oppsamlingsnettet. Se fig. 3.



Figur 3. Belastning på anlegget i analyseperioden.

Som tidligere nevnt, har anlegget en slamfortykker som også anvendes som slamlager. Dette er mulig fordi det kalkfelte slammet ikke går i forråtnelse, noe som vil gi driftsproblemer i en fortykker. Derfor kan slammet uten problemer oppbevares i lengre perioder i fortykkeren. Men slamvannet fra fortykkeren som normalt er svært rent, sendes tilbake til innløpet av renseanlegget. I perioder har fortykkeren vært helt fylt med slam fordi slammet ikke er avhentet hyppig nok. Dette medfører at slam renner over i dekanteringsrennen og føres tilbake til renseanleggets innløp. Dette representerer en merbelastning på renseanlegget, men synes allikevel å ha en gunstig innvirkning på driften ved anlegget. Disse periodene med slamresirkulering i anlegget har ikke vært kontrollert i undersøkelsesperioden.

5.1.2 Variasjoner i innløpsvannets forureningskonsentrasjoner

Figur 4 viser middelerdi og variasjonsområdet for analysene på innkommende avløpsvann. Middelerdier for innkommende Sandvikavann er sammenstilt nedenfor:

Tabell 2. Middelerdier for innkommende avløpsvann til Sandvika kloakkrenseanlegg november - desember 1976.

pH	7,45
Tot.-P	3,90 mg P/l
Orto-P	2,90 mg P/l
KOF (ufiltrert)	164,00 mg O/l
KOF (filtrert)	67,20 mg O/l
Suspendert TS	428,00 mg/l
Kalsium	38,20 mg Ca/l
Magnesium	24,80 mg Mg/l
Tot.-N	21,30 mg N/l
Ledningsevne	1173,00 μ S/cm

Sandvikavannet er etter dette karakterisert ved noe lave konsentrasjoner av næringsalter og organisk stoff. Rensedistriktet til anlegget er preget av en større belastning fra forretnings- og kontorbedrifter og

lave verdier av næringsalter kan ha sin bakgrunn i disse forhold. Ledningsnettets kvalitet er variabel med en del eldre fellesledninger tilkoplede de nyere avskjærende ledninger. Spillvannsledningene vil sannsynligvis også medføre at fremmed vann trenger inn og fortynner avløpsvannet. Spesielt høye enkeltobservasjoner for magnesium og ledningsevne kan tilbakeskrives til sjøvannsinntrengning på deler av ledningsnettets på grunn av et par dager med ekstremt høyvann. Dette ukontrollerte inntaket av sjøvann har trukket gjennomsnittsverdien av magnesiuminnholdet opp til 24,8 mg Mg/l, men tidligere undersøkelser har vist at ca. 5 mg Mg/l er normalt. Se dessuten enkeltanalysene for hele perioden.

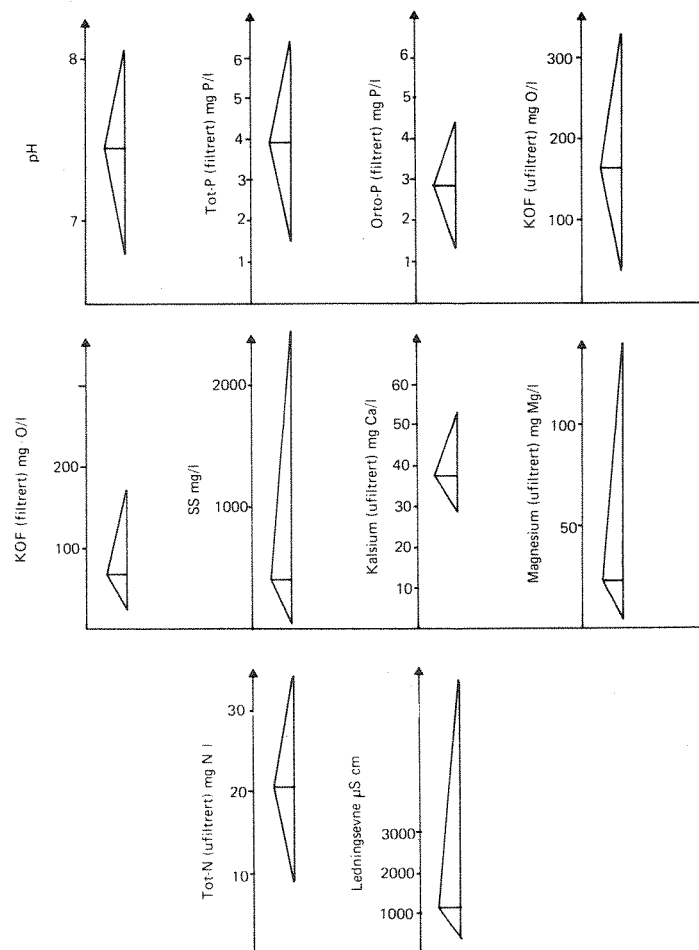


Fig. 4. Middelerdi og variasjonsområde for konsentrasjoner i råkloakk ved Sandvika rensanlegg.

5.2 pH-målinger i renseanlegget.

5.2.1 Generelt om pH ved kalk/sjøvannsfelling

Normal kalkfelling krever en pH-verdi i prosessen på minst 11.3 til 11.6 for at renseresultatet skal bli tilfredsstillende. Den laveste gjennomsnittlige fosforkonsentrasjonen i utløpsvannet ved normal kalkfelling blir neppe bedre enn 0.6-0.8 mgP/l målt som totalfosfor i ufiltrerte prøver.

Ved sjøvannsdosering økes magnesiumkonsentrasjonen i innløpsvannet og forårsaker økning i utfelt magnesiumhydroksyd $Mg(OH)_2$. Det er magnesiumhydroksydet som fører til øket rensegrad og total fosforkonsentrasjoner i utløpsvannet ned mot 0.10 mgP/l. Men utfellingen av magnesiumhydroksyd forbruker hydroksyl ioner og fører til lavere pH i prosessen. Normalt vil en pH-verdi på 10.8-11.0 gi gode resultater ved kalk-/sjøvannsfelling.

Korrekte pH-verdier krever nøyaktighet og kalibrering av instrument. Målestedet i renseanlegget og tidspunktet for analysering etter prøvetaking innvirker sterkt på hvilken pH-verdi som oppnås.

Som generell regel kan det sies at "in situ" målinger, altså direkte målinger av vannet, vil være mest representative for hva som skjer i fellingsprosessen. Målinger av pH i laboratoriet etter flere døgn vil gi andre verdier fordi prøvene gjennomgår biologiske og kjemiske forandringer.

Kontinuerlig oversikt over pH-verdien i prosessen ved Sandvika i undersøkelsesperioden ble oppnådd ved å benytte en kontinuerlig registrerende pH-måler

5.2.2 pH-målinger i innblandingsfasen

Ved kjemisk felling med jern og aluminiumsulfat er god innblanding eller hurtigomrøring svært viktig hvis en ønsker god utnyttelse av flokkuleringskjemikaliene og gode resultater. Dette blir viktigere jo mer turbid vannet er.

Ved kalkfelling er det også viktig med god innblanding, men ut fra andre grunner enn ved jern- og aluminiumsfelling. Kalken tilsettes som slurry, og kalkens oppløsning krever tid. Innblandingshastighetene er ikke så viktige ved kalkfelling, men det bør være innblandingsintensitet som sikrer oppløsning og hindrer sedimentering av kalkslurry.

Prosessen fungerer best med en stabil pH i prosessen og dette krever en proporsjonal dosering av kalkslurry. Ved Sandvika ble det anbefalt ikke å bruke kjemikaliedosering styrt etter pH. Dette fordi magnesiumdoseringen gjør pH-verdien "mindre følsom", og fordi vedlikehold og kalibrering av pH-elektroden representerer en usikkerhetsfaktor. I stedet anvendes proporsjonal dosering etter vannføring.

Kalken doseres satsvis på signal fra vannmåler. Ca. 5 l kalkslurry doseres støtvis for hver 3 m³. Eventuelle uheldige virkninger av denne støtvide tilsetningen er ikke klarlagt, men kontinuerlige målinger av pH 4 meter nedstrøms doseringspunktet i transportkanalen avslører hvordan kalkdoseringen virker på pH-verdien. Figur 5 viser resultatene av målingene.

Målingene viser pH-svingninger mellom 10 og 11,6 i kanalen nedenfor doseringspunktet. Straks etter doseringen er foretatt, stiger pH-verdien raskt, men faller etter en stund når vannmassen med høyest kalkdosering har passert. Når pumpestøtene fra de intermitterende pumpene på oppsamlingsnettets kommer inn på renseanlegget, faller pH hurtig igjen, siden vannvolumet og vannhastigheten i kanalen stiger.

Figur nr. 6 viser kopi av pH-målingene fra det samme punkt 4 meter nedenfor doseringspunktet, men med 60 mm/h trukket fram på skriveren, slik at et lengre tidsrom dekkes. Figuren viser også pH-målinger tatt i siste flokkuleringskammer og med samme framtrekk på skriveren. Resultatene viser tydelig at vannmassene er homogent fordelt i siste flokkuleringskammer fordi pH-verdien ikke viser svingninger.

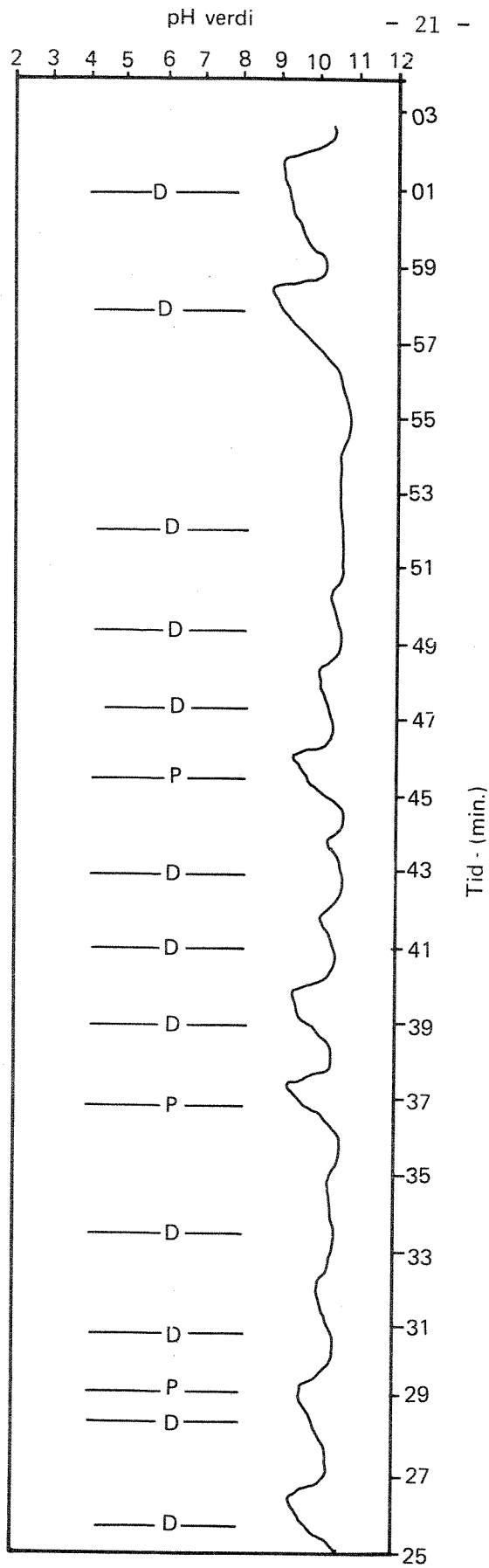


Fig. 5.

Svingninger i pH-verdi målt 4 meter nedenfor doseringspunkt for kalkslurry.

D = dosering av kalkslurry
P = pumpestøt fra oppsamlingsnett

Kl. 22.35

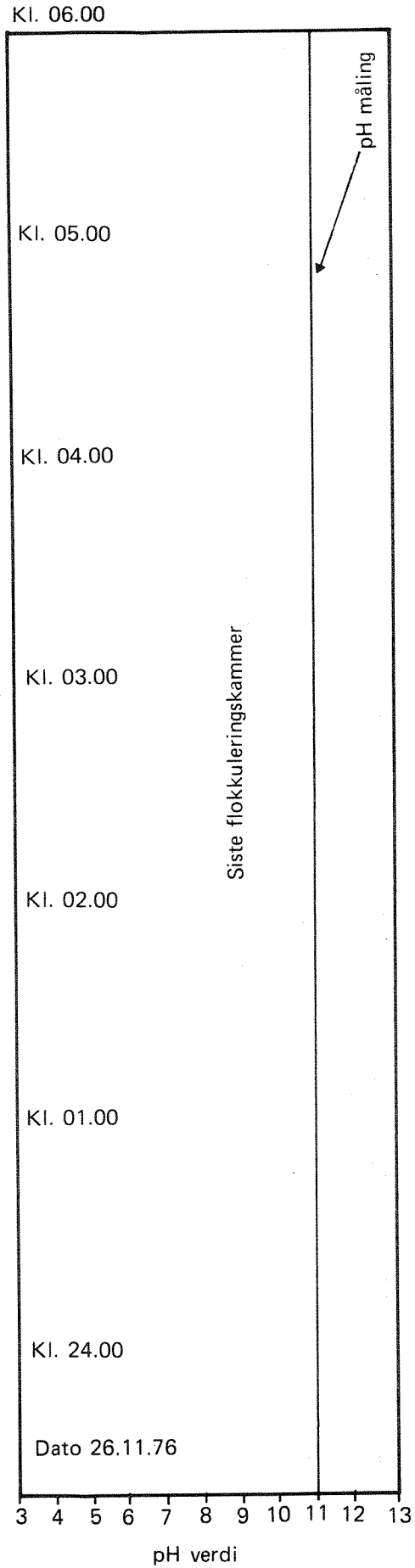
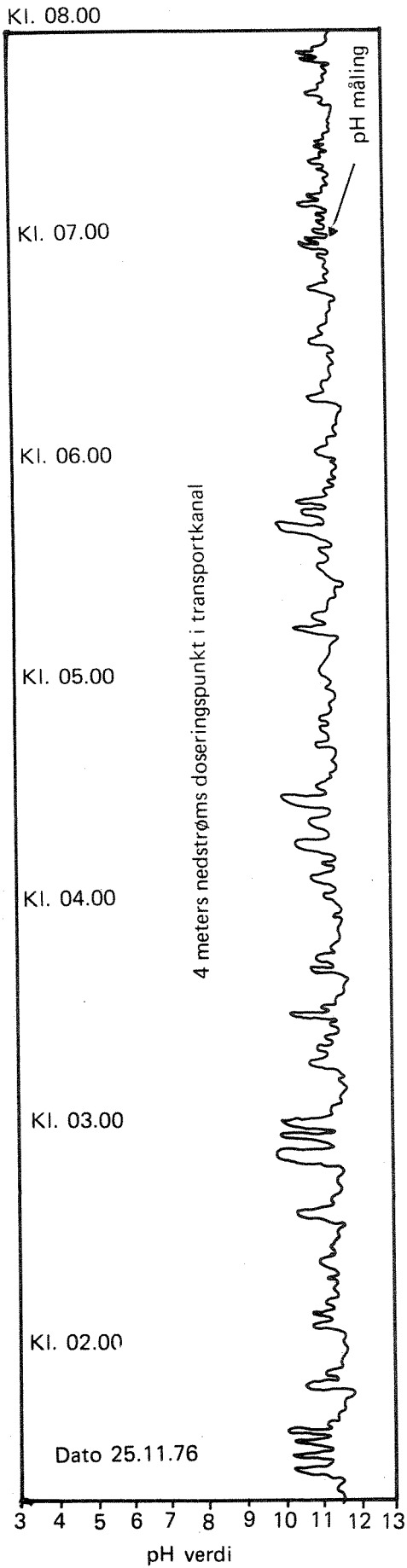


Fig. 6. pH-variasjon målt 4 meter nederfor doseringspunkt for kalkslurry i siste flokkuleringskammer.

5.2.3 pH-målinger i utløpsvannet

Den skrivende pH-måleren registrerte pH i siste flokkuleringskammer på ca. 11,00, og pH-verdien svingte maks $\pm 0,1$ pH-enheter over døgnet. Da pH-elektroden ble flyttet til utløpet av ettersedimenteringsbassenget, noe som tok 2 minutter, viste pH-verdien 0,35 lavere verdi ved utløpet på tross av en lengre stabil periode umiddelbart før. Dette tyder på at pH-verdiene vil være noe lavere ved prosessens utløp.

I figur 7 er både kontinuerlig registrerte målinger, pH-målinger registrert av driftsoperatørene, pH-målinger målt av laboratoriet for både blandprøvene og stikkprøvene plottet. Figuren viser at de kontinuerlig målte verdiene virker pålitelige og synes å gjenspeile resultatet av den virkelige kalk-dosering. Driftsoperatørenes pH-målinger synes stort sett å følge samme trend.

pH-verdiene som er analysert i laboratoriet for blandprøver og stikkprøver, viser svært avvikende resultater. pH-verdien målt i laboratoriet vil for avløpsvann mer eller mindre renses alltid gi andre verdier enn den som gjelder i prosessen. Stikkprøvene gir pH-verdier som gjennomgående er ca. 1,5 pH-enheter høyere enn blandprøvene som har svært lave verdier. Den eneste forskjell mellom disse prøvene er at blandprøvene er tatt med vakuumpåprøvetaker. Prøvene er altså utsatt for undertrykk i ca. 60 sekunder. Det er mulig at dette er tilstrekkelig til å evakuere gasser som påvirker pH-verdien, men i alle fall bør dette forholdet undersøkes nærmere.

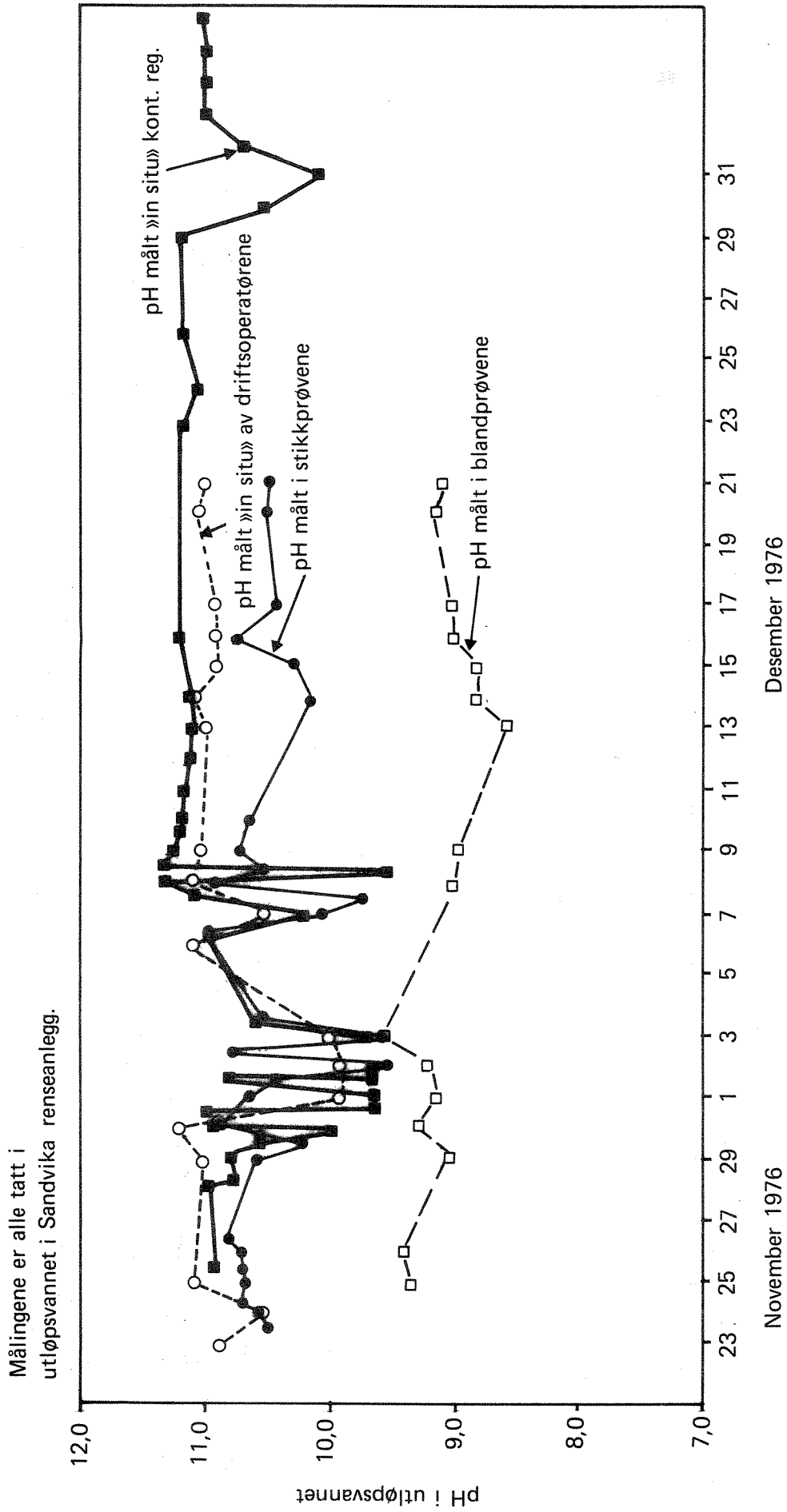


Fig. 7. pH-målinger utført ved Sandvika renseanlegg. Nov-des 1976.

5.3 Renseresultat

5.3.1 Fosfor

Typisk for kalkfelling er at oppløst fosfor i avløpsvannet lett overføres i partikulær form. Allerede ved så lave kalkdoseringer som 150-200 mg Ca(OH)_2 /l og resulterende pH på noe over 10, foreligger mesteparten av fosforinnholdet i partikulær form.

Problemet ved kalkfelling består i å få partikulært utfelt fosfor til å sedimentere slik at partiklene kan fjernes fra vannfasen. Dette forholdet er et spørsmål om flokkulerings- og separasjonsteknikk og det er i denne sammenheng at utfelt magnesiumhydroksyd spiller en vesentlig rolle.

Disse forholdene forklarer hvorfor innløpskonsentrasjonene av fosfor, molforhold og rene kjemiske reaksjoner mellom kalk og fosfor er mindre viktig ved kalkfelling, og hvorfor en oppnår et stabilt konsentrasjonsnivå for fosfor i utløpsvannet på tross av variabel fosforkonsentrasjon inn i rensenanlegget.

For nærmere orientering og litteraturstudium om teoriene, henvises til (2).

Fosforkonsentrasjonene i døgnblandprøvene fra undersøkelsen er vist i tabell 3. Resultatene er grafisk fremstilt sammen med kalkdosering og resulterende pH i fig. 8. Resultatene viser som ventet at ortofosfat konsentrasjonene reduseres mye, til ca. 25 $\mu\text{g P/l}$ på dager med normal kalkdosering. Konsentrasjonene av total fosfor er også svært lave i utløpsvannet. Tabell 4 viser gjennomsnittskonsentrasjoner og prosentvis reduksjon.

Tabell 3. Fosforkonsentrasjoner i døgn-blandprøver ved Sandvika renseanlegg november og desember 1976.

Alle døgnblandprøver er tatt kl. 09.00.

Dato	Innløp				Utløp			
	Tot-P mg P/l	Orto-P mg P/l	$\frac{\text{Orto-P}}{\text{Tot-P}}$	%	Tot-P mg P/l	Orto-P mg P/l	$\frac{\text{Orto-P}}{\text{Tot-P}}$	%
1976								
25.11.	5,4	3,9	72		0,50	0,005	1	
26.11.	4,5	3,5	78		0,10	0,002	2	
29.11.	3,5	2,7	77		0,13	0,024	18	
30.11.	2,9	1,8	62		0,23	0,074	32	
1.12.	3,8	2,5	66		1,40	0,80	57	
2.12.	4,1	3,2	78		1,10	0,90	82	
3.12.	3,7	2,8	76		0,50	0,40	80	
8.12.	3,7	2,1	57		0,18	0,074	41	
9.12.	1,5	1,3	87		0,10	0,002	2	
10.12.	2,2	1,9	86		0,08	0,016	20	
13.12.	6,4	4,3	67		0,13	0,028	22	
14.12.	5,7	3,7	65		0,07	0,022	31	
15.12.	5,0	4,4	88		0,12	0,034	28	
16.12.	4,8	3,9	81		0,14	0,024	17	
17.12.	4,8	4,1	85		0,14	0,025	18	
20.12.	5,2	4,4	85		0,13	0,024	18	
21.12.	5,2	3,9	75		0,27	0,03	11	

Tabell 4. Gjennomsnittlige inn- og utløpskonsentrasjoner for fosfor.

	Inn mg P/l	Ut mg P/l	Prosentvis reduksjon
Orto-P	2,9	0,135	95
Tot.-P - Orto-P	1,0	0,176	82
Tot.-P	3,9	0,311	92

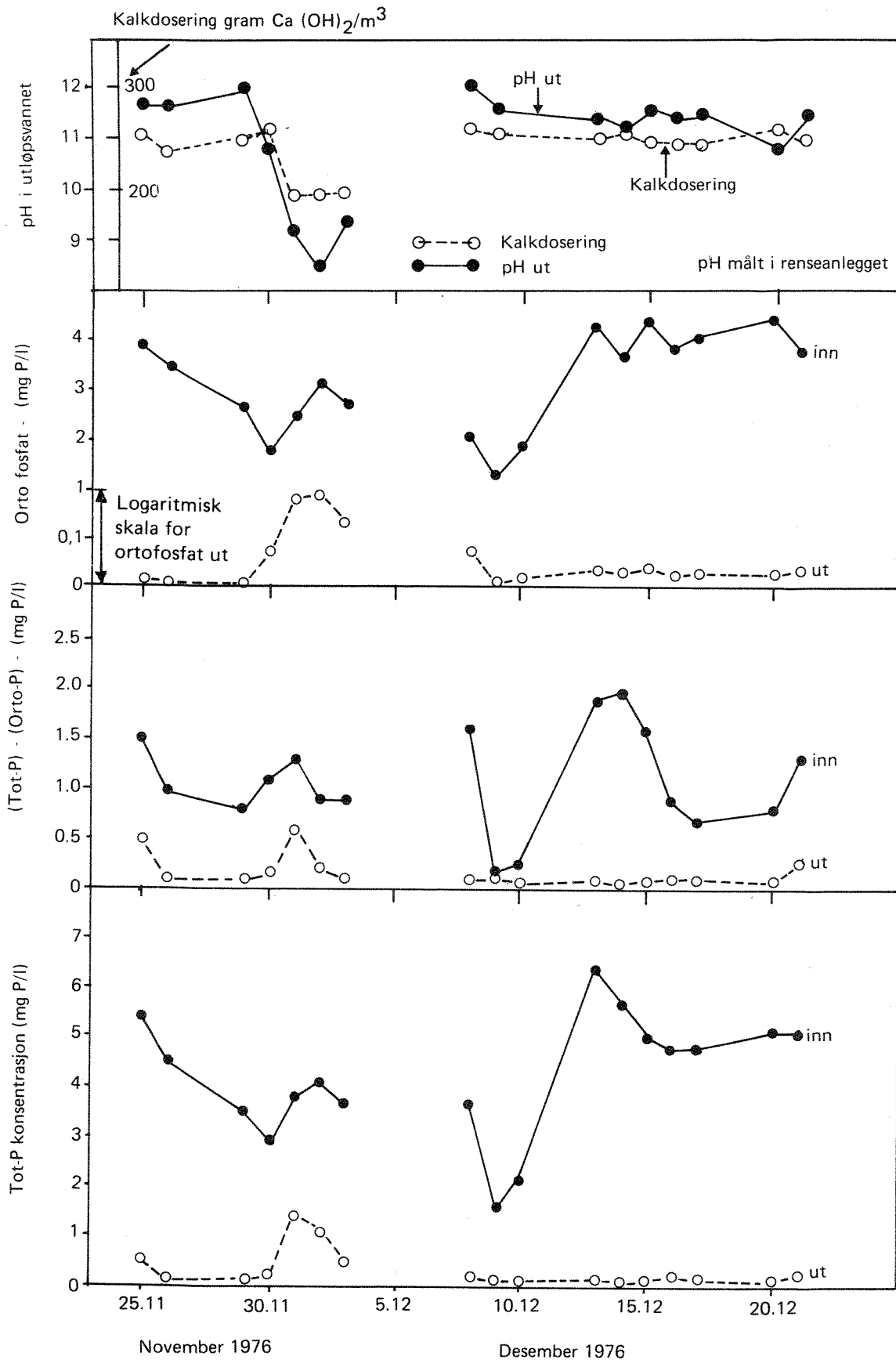


Fig. 8. Renseresultater med hensyn til fosfor ved Sandvika rensanlegg. Nov-des 1976.

Tabell 3 viser at forholdet mellom ortofosfat og total fosfor i råkloakken varierer mellom 57 prosent og 88 prosent med 75 prosent i gjennomsnitt. I utløpsvannet er forholdet mellom ortofosfat og total fosfor i normale dager redusert til 18 prosent på tross av de lave igjenværende konsentrasjonene av total fosfor. Dette bekrefter at det er avskilling av partikulært fosfor som begrenser enda høyere renseeffekter ved kalk- og sjøvannsfelling. Svikt i kalkdoseringen medfører fall i pH og redusert renseseffekt. Kalkdosering med stabil pH rundt pH = 11 gir, som man forventer, god fosfor-reduksjon. Gjennomsnittlig reduksjon av ortofosfat er 99 prosent når døgn med kalksvikt holdes utenom.

Parallelt med blandprøve-undersøkelsene ble det tatt en rekke stikkprøver av utløpsvannet i forbindelse med kontinuerlig måling av turbiditet. Se vedlegg.

Sammenligning mellom analyser av total fosfor målt i stikkprøvene og døgnblandprøvene bekrefter de gode renseresultatene som oppnås ved Sandvika renseanlegg. Tabell 5 viser disse verdiene i tillegg til suspendert stoff, og i fig. 9 er verdiene grafisk fremstilt.

Det er interessant å merke seg at fosforkonsentrasjoner for stikkprøver tatt kl. 8⁰⁰ og 15⁰⁰ ut av anlegget er meget jevne på tross av at innløpsvannet vanligvis varierer meget. Dette bekrefter at konsentrasjonen av totalfosfor ut av renseanlegget er lite avhengig av fosforkonsentrasjonen inn i renseanlegget.

Når både blandprøvene og stikkprøvene legges til grunn, gir undersøkelsen følgende gjennomsnittlige renseresultat for totalfosfor, når perioden mellom 1.12 og 3.12 da kalkdoseringen sviktet, holdes utenom.

Tidsperiode	Dosering-kalk mgCa(OH) ₂	Gjennomsnittlig sjøvann % av utgående	Total fosfor ut mgP/l
25.11.76- 13.12.76	281	5.20%	0.14
14.12.76- 21.12.76	266	2.96%	0.21

Som man ser er driftsresultatene meget gode og de tilsvarende doseringsforhold er vist. Kalkdoseringen har gjennomsnittlig vært noe høyere i perioden med ca. 5% sjøvannsdosering, og det er vanskelig å si om de noe bedre resultatene i denne perioden skyldes kalkdoseringen eller sjøvannsdoseringen.

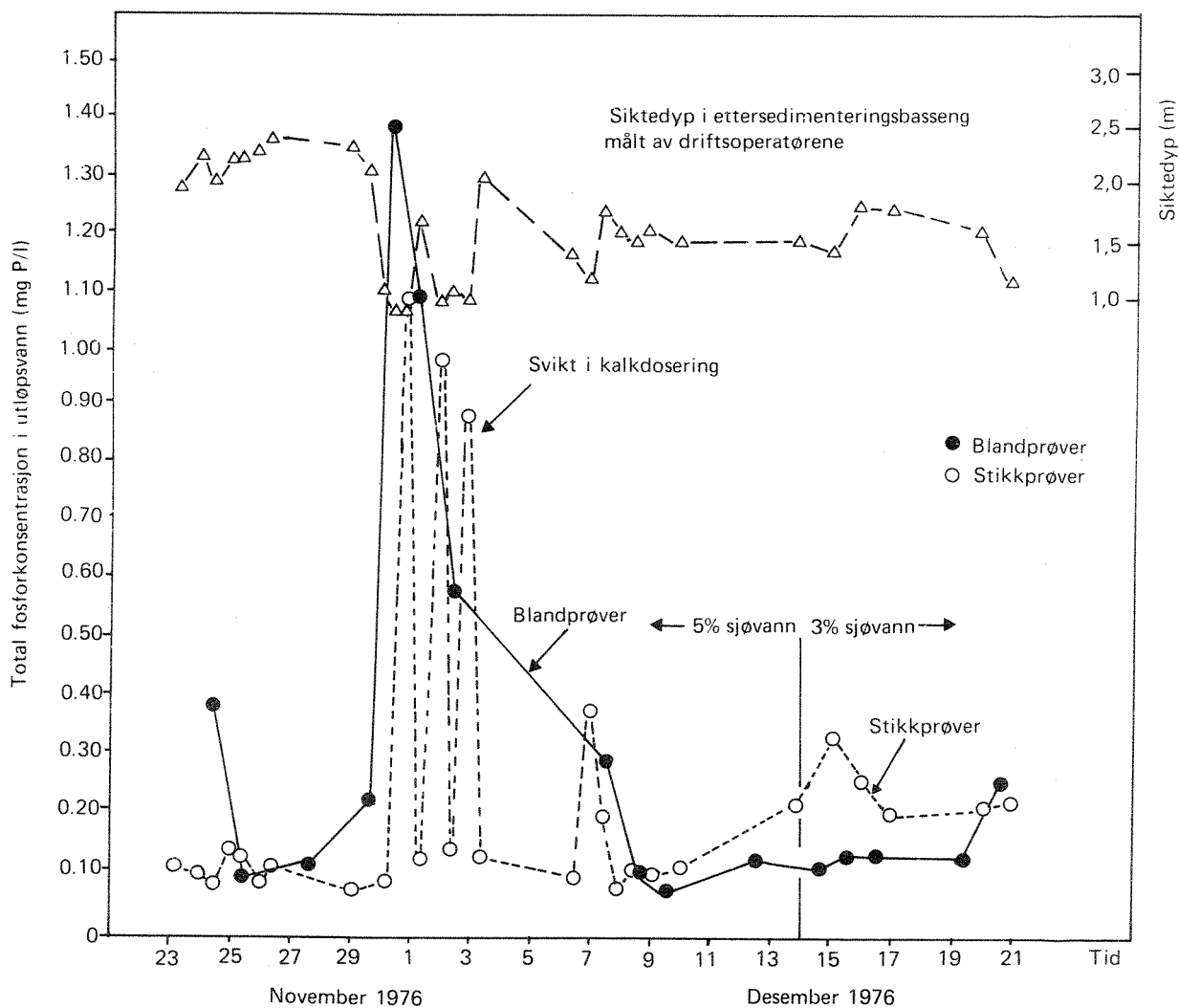


Fig. 9. Sammenheng mellom total fosfor målt i blandprøver og stikkprøver i utløpsvannet fra Sandvika renseanlegg.

Tabell 5. Total fosfor i utløpet ved Sandvika renseanlegg november og desember 1976 for døgnblandprøver og stikkprøver.

Dato	Kl	Prøvetype	Total fosfor ufiltrert	Suspendert tørrstoff mg/l
23.11	14 ⁰⁰	stikkprøve	0.12	28.8
24.11	8 ⁰⁰	"	0.11	13.5
24.11	15 ⁰⁰	"	0.09	8.5
25.11	9 ⁰⁰	blandprøve	0.50	3.6
25.11	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.15	6.9
25.11	15 ⁰⁰	"	0.13	9.0
26.11	9 ⁰⁰	blandprøve	0.10	2.4
26.11	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.09	1.3
26.11	15 ⁰⁰	"	0.12	7.0
29.11	9 ⁰⁰	blandprøve	0.13	0.6
29.11	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.08	-
29.11	15 ⁰⁰	"	0.12	-
30.11	9 ⁰⁰	blandprøve	0.23	5.8
30.11	9 ⁰⁰	stikkprøve	0.10	-
30.11	15 ⁰⁰	"	0.36	-
1.12	9 ⁰⁰	blandprøve	1.40	13.2
1.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	1.10	-
1.12	15 ⁰⁰	"	0.14	16.3
2.12	9 ⁰⁰	blandprøve	1.10	13.2
2.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	1.00	8.0
2.12	15 ⁰⁰	"	0.15	46.0
3.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.50	11.6
3.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.90	13.2
3.12	15 ⁰⁰	"	0.13	18.8
6.12	15 ³⁰	"	0.10	19.2
7.12	8 ⁰⁰	"	0.39	5.8
7.12	15 ³⁰	"	0.20	48.3
8.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.18	21.8
8.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.08	22.3
8.12	15 ⁰⁰	"	0.11	21.5
9.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.10	21.2
9.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.10	28.8
10.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.08	52.5
10.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.11	14.5
13.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.13	0.43
14.12	9 ⁰⁰	"	0.07	31.6
14.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.23	15.5
15.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.12	4.4
15.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.34	44.8
16.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.14	14.5
16.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.27	24.6
17.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.14	19.4
17.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.20	39.0
20.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.13	2.4
20.12	8 ³⁰	stikkprøve	0.22	40.0
21.12	9 ⁰⁰	blandprøve	0.27	45.4
21.12	8 ⁰⁰	stikkprøve	0.23	30.8

svikt i
kalk-
dosering

ca. 5%
sjøvann
dosert

ca. 3%
sjøvann
dosert



Natten til den 1.12 sviktet kalkdoseringen og stikkprøven kl. 8⁰⁰ i utløpsvannet viste total fosforkonsentrasjon på 1.10 mgP/l. Ved tvangsdosering av kalk i løpet av arbeidsdagen oppnådde driftsoperatørene en fosforkonsentrasjon i utløpsvannet på 0.14 mgP/l ved kl. 15⁰⁰. Neste dag viser samme forløp med 1.10 mgP/l inn kl. 8⁰⁰ og 0.15 mgP/l ut kl. 15⁰⁰, og den tredje med 0.90 og 0.13 mgP/l. Dette viser hvor fleksibel prosessen er og driftsoperatørenes muligheter til positiv innsats. Det faktum at utgående fosforkonsentrasjon ikke er større enn ca. 1 mgP/l etter kalksvikten i løpet av natten, kan skyldes en kombinert effekt av at resultatet ikke har rukket å forverre seg, og resirkulert slamvann med kalkslam fra fortykker.

5.3.2 Organisk stoff - KOF

Organisk stoff foreligger i avløpsvann både i partikulær og løst form. Det er foretatt analyser med hensyn på organisk stoff på grunnlag av kjemisk oksygenforbruk (KOF-dikromat). Oksygenforbruket er målt på henholdsvis ufiltrerte og filtrerte prøver, og en får derved et mål for oksygenforbruket av både det partikulære og det løste organiske stoff.

Analyseresultater for inn- og utgående vann, filtrerte og ufiltrerte prøver, er vist i tabell 6 og grafisk fremstilt i fig. 10. Gjennomsnittlige inn- og utløpsverdier fremgår av tabell 7.

KOF-reduksjonen er noe bedre enn det som forventes ved kjemisk felling. Fjerning av partikulært organisk stoff er høy, 94 prosent, men det er særlig de filtrerte prøver for KOF som viser resultater langt bedre enn det man forventer ved normal kalkfelling. KOF-analyser påvirkes av klorid i avløpsvannet og fører til at det måles høyere verdier enn de faktiske. Sjøvannsdosering på 3-5 prosent vil ifølge tidligere undersøkelser øke KOF-verdiene med ≤ 5 mg KOF/l (3) på grunn av økt klorid-konsentrasjon. Hvis analyse-tallene korrigeres for dette, vil rensegraden for KOF bli enda høyere, som vist i tabell 7.

Tabell 6. KOF-konsentrasjoner i døgnblandprøver ved Sandvika renseanlegg november og desember 1976.

Alle døgnblandprøver er tatt kl. 09.00.

Dato 1976	Innløp KOF mg O/1		Utløp KOF mg O/1	
	Ufiltrert	Filtrert	Ufiltrert	Filtrert
25.11.	260	171	269	58,3
26.11.	217	66,1	56	45,6
29.11.	130	70,3	51	40,6
30.11.	188	97,0	65,3	58,3
1.12.	68,8	38,3	59,5	49,8
2.12.	160	41,3	56,4	40,6
3.12.	167	27,8	36,7	31,3
8.12.	187	39,3	25,0	20,1
9.12.	38,6	22,0	17,7	14,1
10.12.	79,6	32,1	15,7	14,5
13.12.	328	131	19,5	18,3
14.12.	313	82,3	27,2	24,2
15.12.	221	118	41,9	27,9
16.12.	202	104	29,8	28,4
17.12.	218	96	37,2	31,8
20.12.	233	77,8	33,6	32,5
21.12.	224	70	37,1	33,4

Tabell 7. Gjennomsnittlige inn- og utløpsverdier for KOF.

	Inn mg/l	Ut mg/l	Prosentvis verdi reduksjon
KOF ufiltrert	164,0	40,0	76
KOF filtrert	67,2	34,5	49
KOF partikulær ^{x)}	96,8	5,6	94

x) KOF partikulær her lik KOF ufiltrert - KOF filtrert.

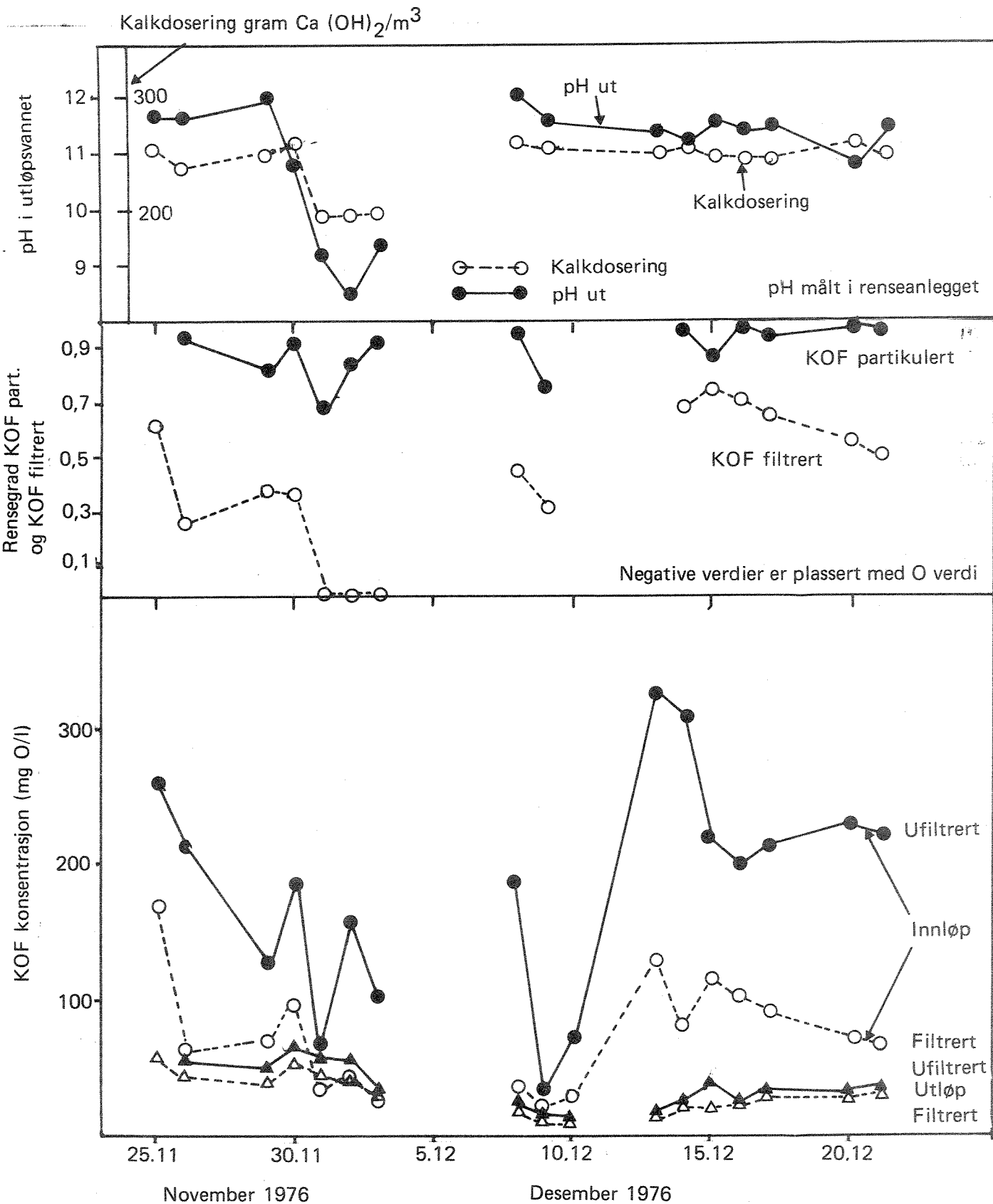


Fig. 10. Renseresultater med hensyn til organisk stoff - KOF ved Sandvika rensanlegg. Nov-des 1976.

Tabell 8. Gjennomsnittlige inn- og utløpsverdier for KOF når sjøvannsbidraget er holdt utenfor.

	Inn	Ut	Prosent av verdi reduksjon
KOF ufiltrert	164,0	35,1	79
KOF filtrert	67,2	29,5	56
KOF partikulært	95,8	5,6	94

Kalkdoserings-svikten 1., 2. og 3. desember syntes ikke å føre til vesentlig redusert rensegrad for partikulært KOF. Derimot syntes svikten å være helt utslagsgivende for rensegraden av organisk stoff målt ved filtrerte prøver. Vi antar at utslaget skyldes at små kolloidale partikler som inneholder organisk stoff, passerer filteret ved analyse og derfor oppfattes som oppløst KOF i vannet. Disse små partiklene følger med utløpsvannet i en periode da flokkulering uteblir som følge av sviktende utfelling av magnesiumhydroksyd.

5.3.3 Suspendert tørrstoff

Analyser av innløpsvannets suspenderte tørrstoff viser store variasjoner, som vist i tabell 8. Utløpskonsentrasjonene varierer også mye selv om de gjennomsnittlig er lave. Gjennomsnittlig rensegrad for suspendert tørrstoff er høy, 97 prosent.

Tabell 9. Suspendert tørrstoff i inn- og utløpsvann ved Sandvika rensesanlegg.

Dato	Suspendert tørrstoff mg SS/l	
	Innløp	Utløp
25.11	786	3,6
26.11	234	2,4
29.11	56	0,6
30.11	36	5,8
1.12	20	10,0
2.12	607	13,2
3.12	137	11,6
8.12	626	21,8
9.12	-	21,2
10.12	105	52,5
13.12	254	0,4
14.12	332	31,6
15.12	402	4,4
16.12	616	14,5
17.12	2244	19,4
20.12	284	2,4
21.12	718	45,4

5.3.4 Nitrogen

Nitrogen foreligger i avløpsvann i form av ammonium, organisk bundet nitrogen og nitrat- og nitritt-nitrogen. Omlag 60 prosent av avløpsvannets nitrogen vil være i form av ammonium. Rundt 40 prosent vil være organisk bundet nitrogen, og av dette vil under 20 prosent være sedimenterbart. Nitritt og nitrat utgjør normalt i størrelseorden 1 prosent av avløpsvannets nitrogeninnhold, avhengig av avløpsvannets alder.

Ved sedimentering i mekaniske renseanlegg kan man således regne med å fjerne i underkant av 30 prosent av vannets nitrogeninnhold. Kjemisk felling vil ikke direkte kunne gi bedre nitrogenfjerning, men bidra til at partikulært materiale fjernes mer effektivt. Totalt skulle således primærfelling kunne fjerne 50-70 prosent av det organiske nitrogen.

Organisk nitrogen omdannes til ammonium av bakterier og hydrolyse. Normalt kreves et biologisk rensetrinn for at dette skal skje i noen utstrekning.

Avløpsvannets ammoniuminnhold vil alltid være i likevekt med ammoniakk. Når pH heves, vil en større andel NH_4^+ overføres til flyktig ammoniakk-gass, NH_3 , som kan avdrives hvis vannmassen utsettes for lufting.

Reduksjon av nitrogen ved Sandvika er vist i tabell 10. Det synes klart at man ikke har noen effekt av høy pH i form av ammoniakk-gass-avdrivning. Imidlertid kan det være mulig å øke renseseffekten for nitrogen ved å lufte det rensede vannet.

5.3.5 Alkalitetsverdier for inn- og utløpsvann

Alkalitetsverdiene som ble målt i forbindelse med døgnblandprøvene, gir viktig informasjon om kalkfellingsprosessen. Tabell 11 viser resultatene av målingene som er grafisk fremstilt i fig. 11.

Tabell 10. Renseresultat for total nitrogen i døgnblandprøver ved Sandvika renseanlegg november og desember 1976.

Alle døgnblandprøver er tatt kl. 09.00.

Dato 1976	Innløp ufiltrert mg N/l	Utløp ufiltrert mg N/l	
25.11.	34,4	20,4	
26.11.	34,4	21,4	
29.11.	18,0	18,0	
30.11.	17,2	13,2	
1.12.	14,4	14,0	
2.12.	-	-	
3.12.	-	-	
8.12.	19,6	13,6	
9.12.	8,8	9,6	
10.12.	13,2	12,0	
13.12.	24,8	14,4	
14.12.	30,8	18,4	
15.12.	30,4	20,4	
16.12.	26,0	21,2	
17.12.	27,2	19,2	
20.12.	25,2	19,2	
21.12.	28,8	22,0	
			Rensegrad %
Gjennomsnitt	21,3	16,5	19

Tabell 11. Alkalitet i inn- og utløpsvann ved Sandvika renseanlegg, november og desember 1976.

Dato for prøvetaking tatt kl 0900	Innløpsvann døgnprøve	Utløpsvann døgnprøve		
		Totalt til pH = 4.5	Totalt til pH = 8.3	p-alk - m-alk 8.3 - 4.5
		mekv/l	mekv/l	mekv/l
25.11 To	2.42	1.29	-	-
26.11 Fr	2.99	1.32	0.31	1.01
29.11 Ma	2.11	-	-	-
30.11 Ti	2.15	0.94	0.42	0.52
1.12 On	3.02	0.52	0.26	0.26
2.12 To	2.93	3.70*	0.63	3.07*
3.12 Fr	2.80	2.92*	0.57	2.35*
8.12 On	2.38	1.47	0.34	1.13
9.12 To	2.21	0.68	0.17	0.51
10.12 Fr	2.86	0.58	0.04	0.54
13.12 Ma	3.22	0.75	0.07	0.68
14.12 Ti	3.78	0.98	0.17	0.81
15.12 On	3.23	1.08	0.28	0.80
16.12 To	2.93	1.03	0.27	0.76
17.12 Fr	2.65	1.30	0.41	0.89
20.12 Ma	2.59	1.36	0.46	0.90
21.12 Ti	2.76	-	0.43	-
Gjennomsnitt	2.77 (17)	1.02 (13)	-	0.73 (12)

* Skyldes svikt i kalkdosering.

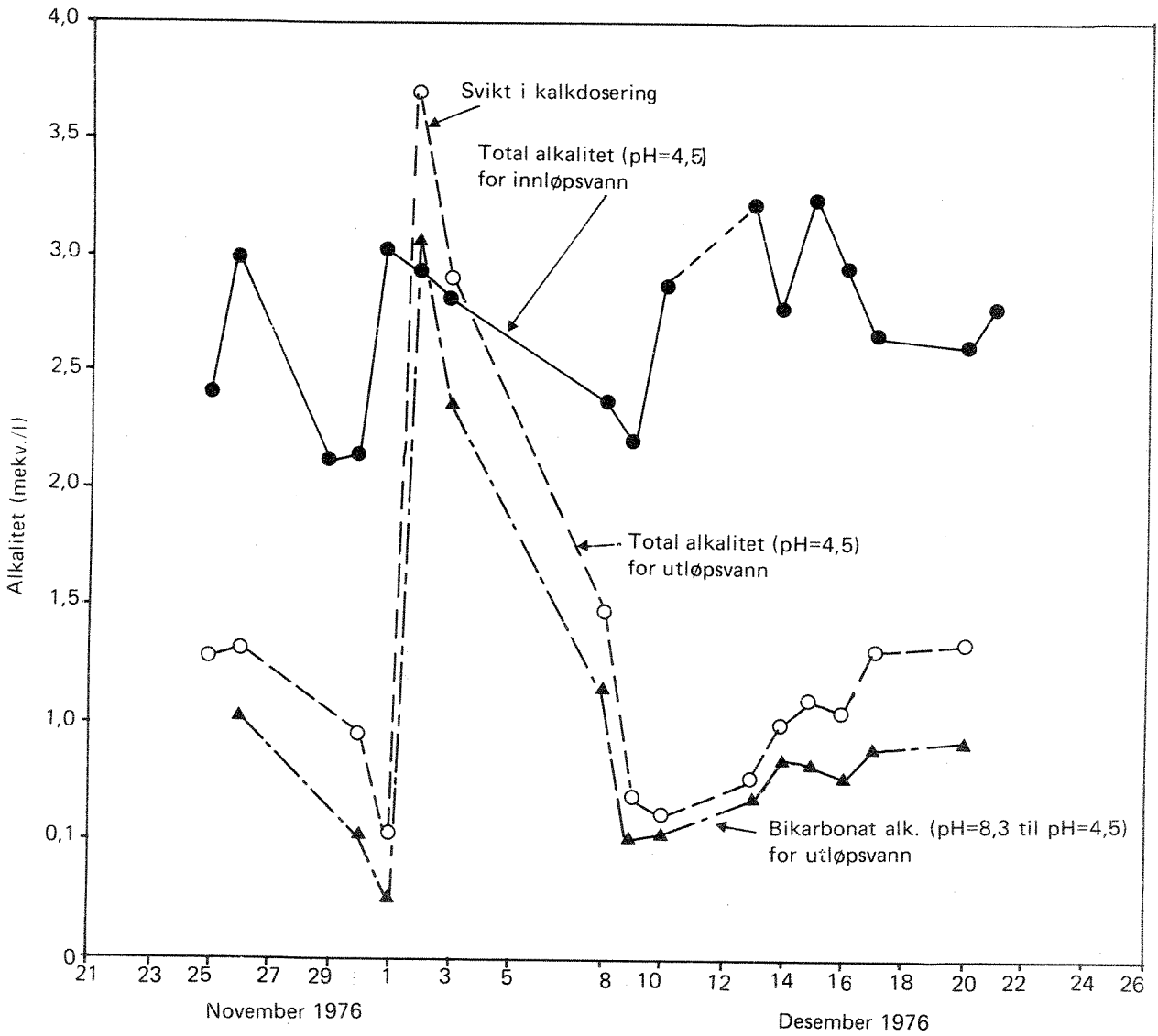


Fig. 11. Alkalitetsforhold i inn- og utløpsvann ved Sandvika renseanlegg.

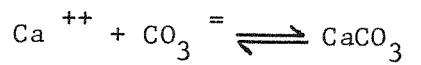
Alkalkalitetens verdier for innløpsvannet er et uttrykk for vannets bufferkapasitet. Det vil si vannets evne til å motstå pH-forandring ved syre eller base dosering. Alkaliteten må alltid ses i sammenheng med vannets pH-verdi.

Alkaliteten og pH-verdien i innløpsvannet er således et indirekte uttrykk for hvor stor kalkdosering som må til for å heve pH til en nødvendig verdi for å oppnå et akseptabelt renseresultat.

Figur 11 viser at alkaliteten varierer mellom 2 og 3 mekv/l og har en gjennomsnittsverdi på 2.77 mekv/l, som må sies å være normalt. Variasjonene i alkalitet på innløpsvannet skyldes blant annet variasjoner i spillvannet og inntak av regnvann. Variasjoner som følge av prøvetaking og analysering kan heller ikke elimineres.

Når det gjelder det rensede vannet ved Sandvika renseanlegg, er det viktig å være klar over at alkaliteten i utløpsvannet reduseres vesentlig på tross av kalkdosering til avløpsvannet. Total alkalitet er i gjennomsnitt redusert med 63% på tross av at pH-verdien i utløpsvannet er høyere. Reduksjon i bikarbonat alkalitet (titrering mellom pH=8,3 og pH=4,5) er følgelig enda høyere. Dette gjelder ikke for dagene 1. 2. og 3. desember da kalkdoseringen sviktet og var henholdsvis 162, 126 og 170 gram $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$. Figur nr. 11 viser at alkaliteten i denne perioden skyter raskt i været og er en tanke høyere enn innløpsvannet. Denne kalkdoseringssvikten resulterer i mer turbid vann og redusert renseeffekt som fremgår av de øvrige avsnitt.

Grunnen til at alkaliteten reduseres ved kalkfelling er velkjent og skyldes at tilsetning av Ca(OH)_2 hever pH, og kalsiumkarbonat felles ut.



Dette er grunnlaget for prosessen avherdning som anvendes for å senke hardheten i drikkevann. Med normal kalk og sjøvannsfelling oppnås altså et bløtere vann med lav totalalkalitet. I disse undersøkelsene oppnådde Sandvika renseanlegg en totalalkalitet på 1.02 mekv i utløpsvannet. En eventuell syrenøytralisering blir således enkel.

5.3.6 Kalsium

Det vil også være viktig å være klar over hva som skjer med kalsium-ionene i renseprosessen. Tabell nr. 12 viser en oversikt over hvilke kalsiummengder som inngår i prosessen. De analyserte verdier i innløpsvannet omfatter råkloakken. Kalsiummengden som tilsettes via kalkdoseringen og den kalsiummengden som tilsettes via sjøvannet tilsettes nedenfor målepunktet og er således ikke inkludert i dette tallet. Bidraget fra sjøvannet varierer imidlertid mellom 2 til 5 mg Ca/l og er neglisjerbart sammenlignet med råkloakken og kalkdoseringen.

Tabell nr. 12. Kalsiumkonsentrasjoner i inn- og utløpsvann. Sandvika r.a.

Dato for prøvetakning (prøvetatt kl. 9 ⁰⁰) 1976	Kalsium ufiltrert mgCa/l		Kalkdosering mgCa(OH) ₂ /l		Kalsium dosering Fra sjøvanntilsats.		Sum kalsium inn. mgCa/l
	Innløp	Utløp	mgCa/l	mgCa/l tilsatt	% sjøvann-dos.	mgCa/l tilsatt	
25.11 To	28.8	18.2	284	138	4.65	4	172
26.11 Fre	29.3	18.5	281	136	5.39	4	169
29.11	37.6	53.0	299	145	5.36	4	187
30.11	35.5	63.0	240	116	5.42	4	158
1.12	47.0	62.0	162	78	5.14	4	129
2.12	44.8	53.0	126	61	5.53	4	110
3.12	38.4	55.0	170	82	5.26	4	124
8.12	44.2	95.0	303	147	5.20	4	195
9.12	48.0	86.0	279	135	5.19	4	187
10.12	53.0	84.0	271	132	5.25	4	189
13.12	53.0	84.0	261	126	5.08	4	183
14.12	39.5	63.0	277	134		3	177
15.12	38.8	55.0	272	132	3.02	3	174
16.12	36.5	52.0	272	132	2.14	2	171
17.12	28.5	52.0	242	117	3.47	3	149
20.12	30.8	50.0	268	130	3.09	3	164
21.12	27.8	50.0	252	122	3.12	3	153
Gjennomsnitt	38.9(17)58.-(17)						

1) For beregning av Ca regnes 91% av den tekniske vare som Ca(OH)₂.
Faktor 0.486

2) Basert på Sjøvannsanalyse i tabell nr. 1. Ca.kons.: 87 mg Ca/l.

Gjennomsnittlig konsentrasjon av kalsium i innløpsvannet er 38.9 mg Ca/l, mens konsentrasjonen i utløpsvannet er 58.0 mg Ca/l. Dette gir en prosentvis økning på 49%. Kalsiumkonsentrasjonene i innløpsvannet er grafisk fremstilt i figur nr. 12. Figur nr. 13 viser en oversikt over bidragene fra alle tre kilder for kalsiumioner summert, og den totale kalsiumkonsentrasjon som går inn i systemet. Figuren viser også kalsiumkonsentrasjonen som går ut av systemet. Differansen mellom total kalsium inn og total kalsium ut av renseanlegget uttrykker kalsium overført til slammet.

5.3.7 Magnesium

Magnesiumionene inngår som hjelpekoagulant og en oversikt over disse ionene er viktige. Tabell 13 viser magnesium-konsentrasjonene i de ulike ledd i systemet.

Tabell nr. 13. Magnesium-konsentrasjoner.

Dato for prøvetaking (prøver tatt kl. 9 ⁰⁰)	Magnesium ufiltrert. Innløp mg Mg/l	Magnesium dosering Fra sjøvann		Sum magnesium inn mg Mg/1	Magnesium ufiltrert utløp mg Mg/1
		% Sjøvann	mg Mg/1 1)		
25.11	3.3	4.65	33.0	36.3	24.0
26.11	7.1	5.39	38.0	45.1	23.0
29.11	36.0	5.36	38.0	74.0	24.0
30.11	140.0	5.42	38.0	178.0	130.0
1.12	12.0	5.14	36.0	48.0	57.0
2.12	55.0	5.53	39.0	94.0	84.0
3.12	12.0	5.26	37.0	49.0	70.0
8.12	12.0	5.20	37.0	49.0	25.0
9.12	5.3	5.19	37.0	42.3	18.0
10.12	5.4	5.25	37.0	42.4	19.0
13.12	6.9	5.08	36.0	42.9	23.0
14.12	4.2	-	-	-	24.0
15.12	4.3	3.02	21.0	25.3	18.0
16.12	3.9	2.14	15.0	18.9	12.0
17.12	3.8	3.47	25.0	28.8	13.0
20.12	3.9	3.09	22.0	25.9	17.0
21.12	3.2	3.12	22.0	25.2	19.0

1) Basert på sjøvannsanalyse tabell nr. 1. Mg: 710 mg Mg/1.

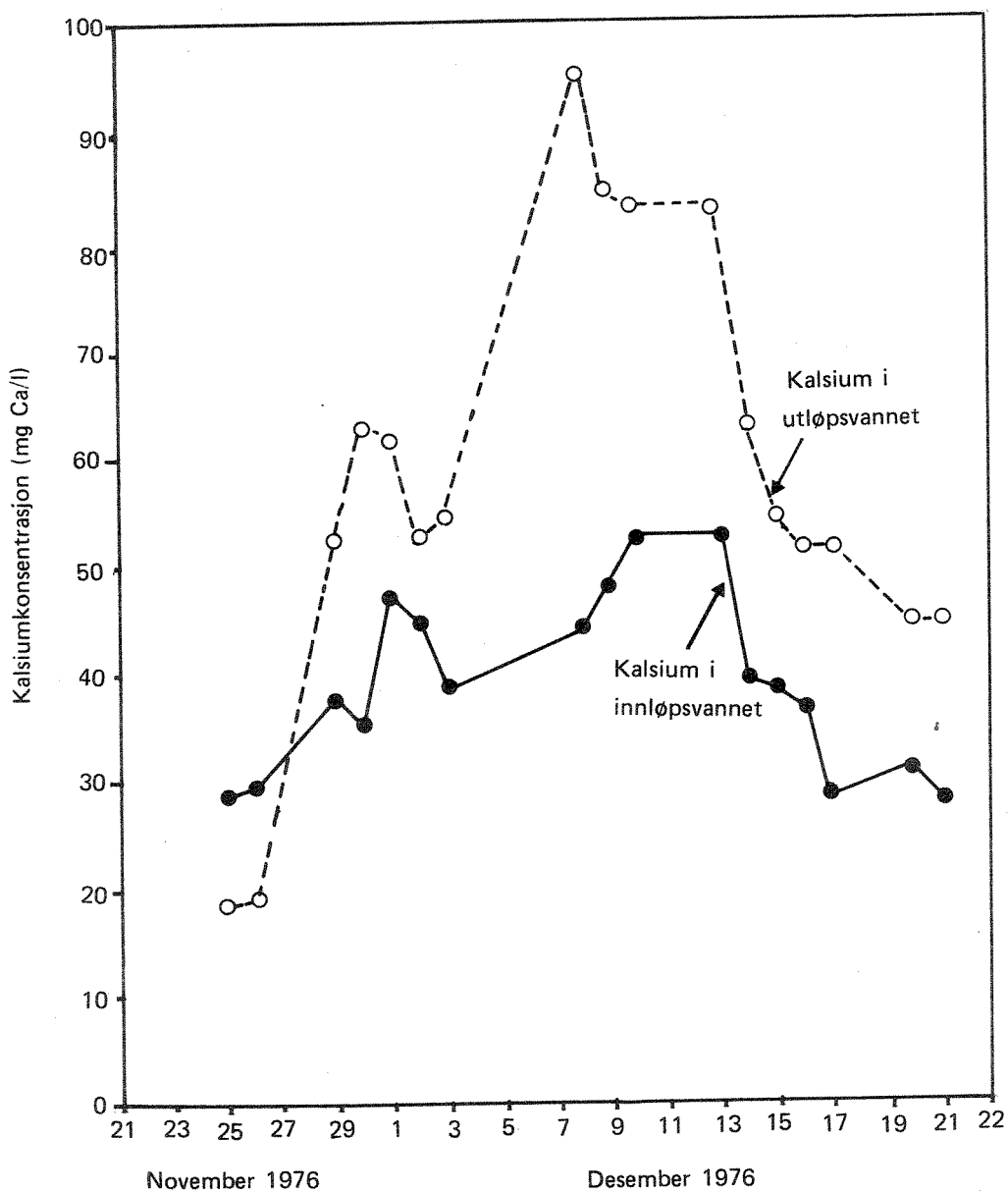


Fig. 12. Kalsium-konsentrasjon i innløps- og utløpsvann ved Sandvika rensanlegg.

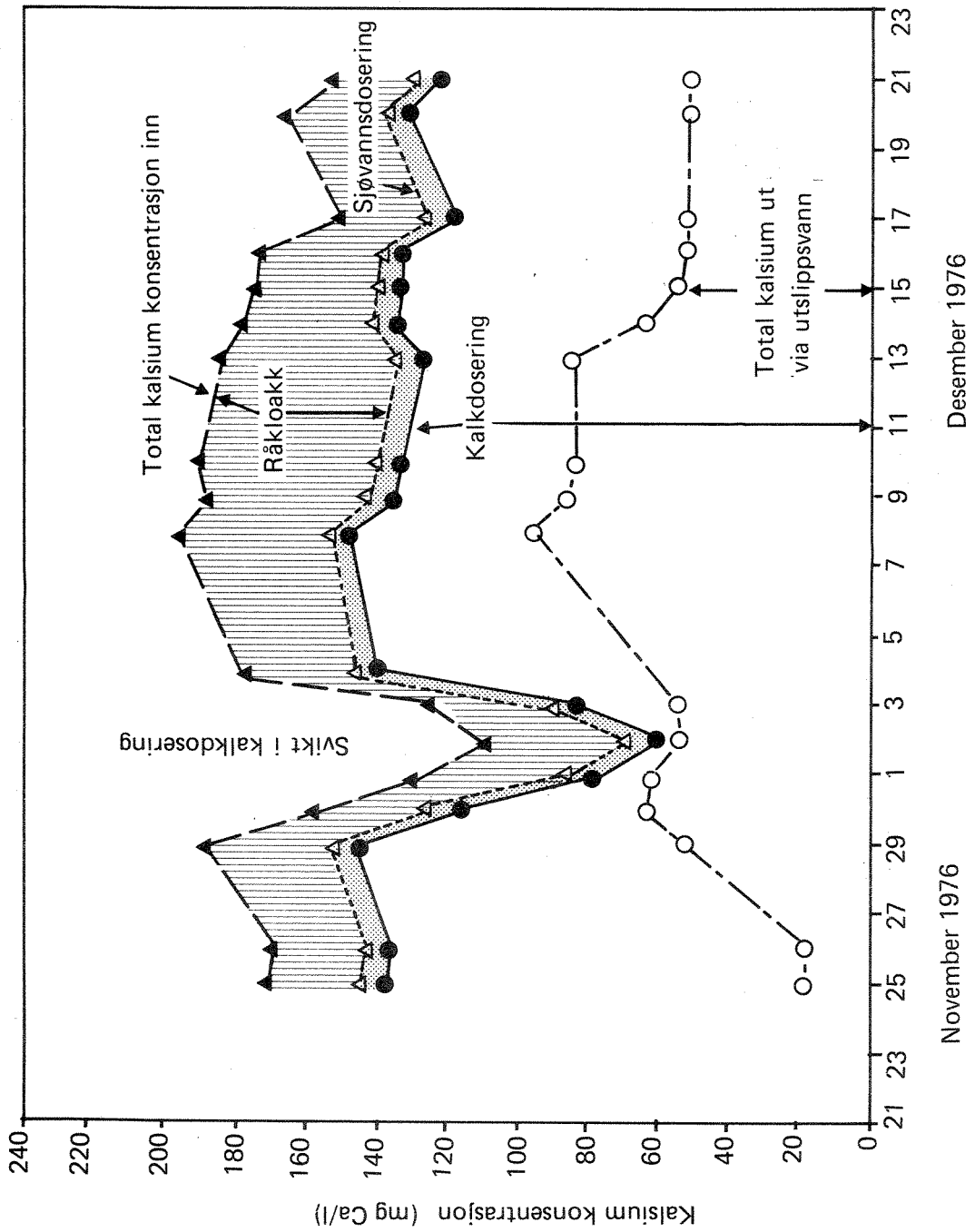


Fig. 13. Oversikt over inn- og uttak av kalsium. Sandvika renseanlegg.

Resultatene viser at magnesiumkonsentrasjonen i innløpsvannet ved Sandvika før tilsetning av magnesium via sjøvann, varierer svært meget. Normalt er magnesiumkonsentrasjonen i råkloakken 4-5 mg Mg/l ved Sandvika. De to store toppene i magnesiumkonsentrasjon i innløpsvannet 30.11 og 2.12 skyldes inntrengning av sjøvann på oppsamlingsnettet på grunn av ekstremt høyvann. Se fig. 14.

Magnesium dosert via sjøvannspumpen viser relativt stabile verdier, men disse er beregnet på grunnlag av prosentvis sjøvann dosert og konstant magnesiumkonsentrasjon i sjøvannet.

Den 14.12 ble sjøvannsdoseringen senket fra 5% til 3%. Med 5% dosering viser beregningene en dosert magnesiummengde på ca. 37 mg Mg^{++} /l, mens 3% gir 22 mg Mg/l. Normalt vil derfor 5% sjøvann gi ca. 42 mg Mg^{++} /l totalt og 3% ca. 27 mg Mg^{++} /l. Følgelig utgjør dosert magnesium via sjøvannet normalt ca. 88% ved 5% dosering av sjøvann og 81% ved 3% dosering av sjøvann. Magnesium dosert via Mjøndalen's tekniske kalk er neglisjerbar.

I utløpsvannet vil magnesiumkonsentrasjonen være svært avhengig av pH-verdien. Jo høyere pH-verdi som anvendes i ettersedimenteringsbassenget, jo lavere blir magnesium-konsentrasjon i utløpsvannet. Resultatene fra undersøkelsene viser at magnesiumkonsentrasjonen varierer endel. Dette skyldes både at innkommende magnesiumkonsentrasjon varierer og at kalk-dosering og derved pH-verdien har variert. Differansen mellom total mengde magnesium inn i systemet og den mengde som strømmer ut via utløpsvannet er et uttrykk for mengde utfelt magnesium som magnesiumhydroksyd, og som utgjør en del av slammet. Det er nettopp denne magnesiumhydroksyden som tillegges fortjenesten for den gode klarings-effekten som finner sted i ettersedimenteringsbassenget og som gjør det mulig å senke kalkdoseringen med ca. 50%.

5.3.8 Saltkonsentrasjonen/ledningsevnen

Ledningsevnen er et indirekte uttrykk for saltkonsentrasjon i vannet. Siden sjøvann anvendes som magnesiumkilde, vil innblanding av sjøvann øke saltkonsentrasjonen i vannet. Ledningsevnen ble målt i prøvene. Resultatet er vist i tabell 14, og er grafisk fremstilt i fig. 14a.

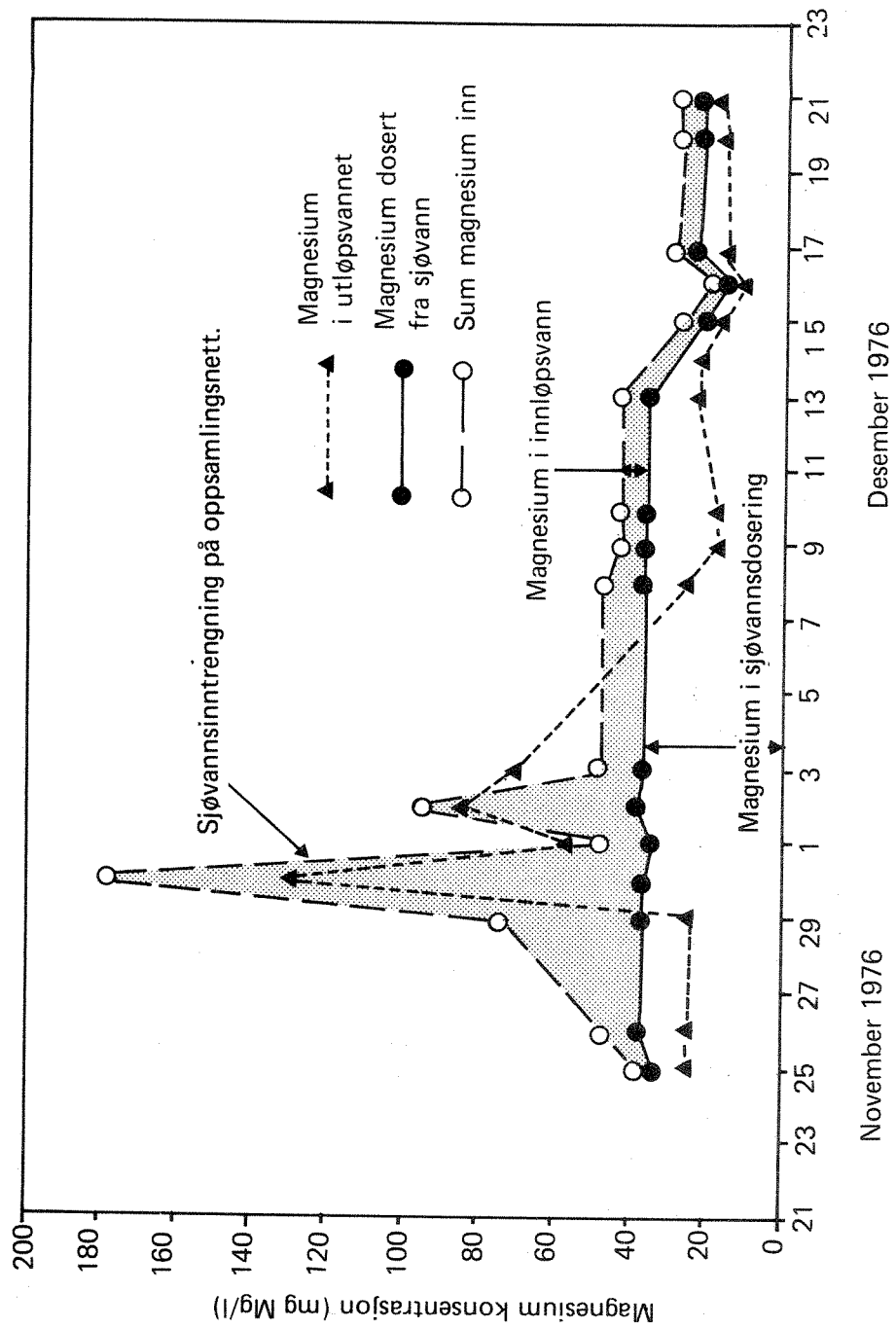


Fig. 14. Oversikt over inn- og uttak av magnesium. Sandvika rensesanlegg.

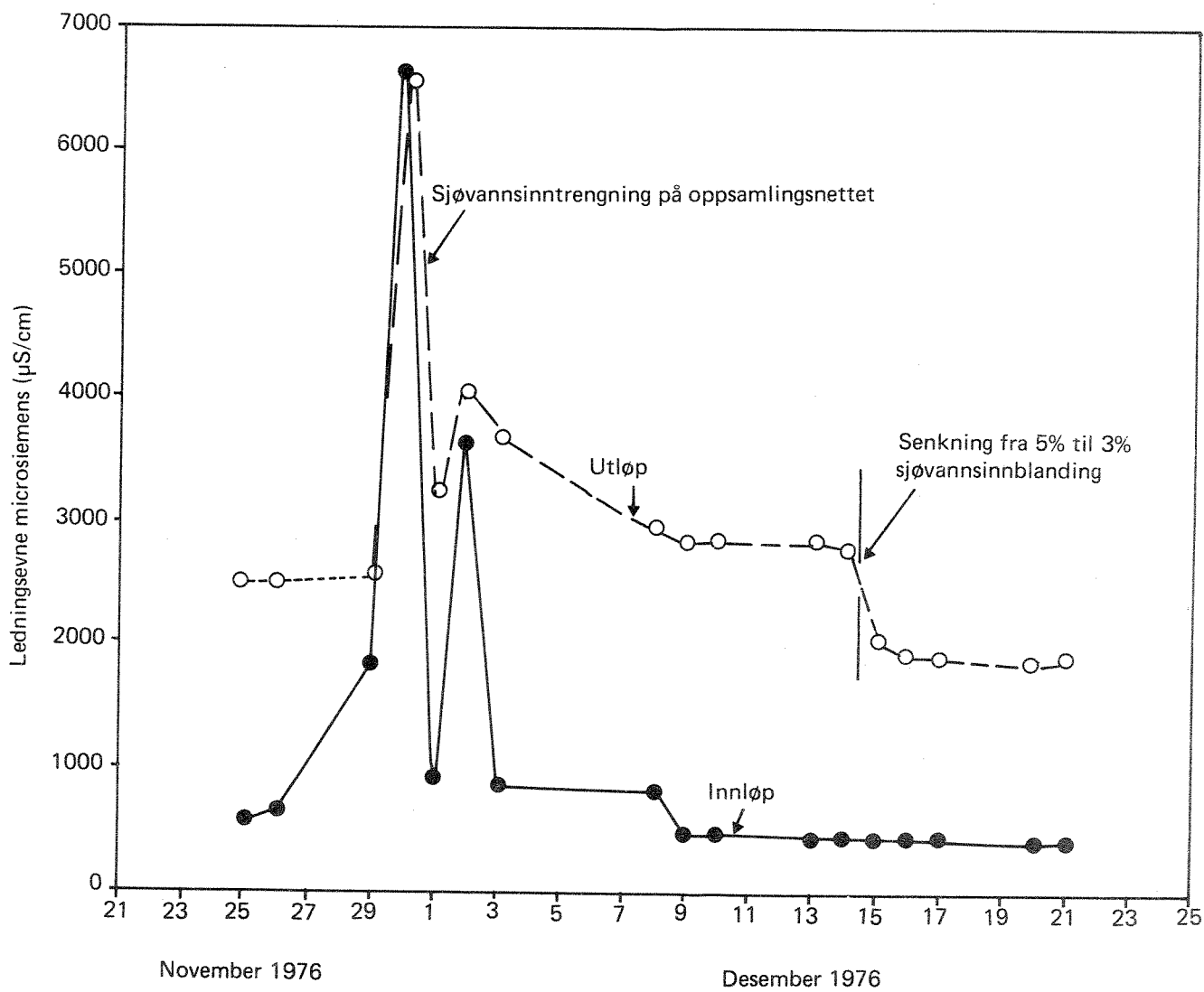


Fig. 14a. Ledningsevne i innløps- og utløpsvann ved Sandvika renseanlegg.

Tabell 14. Ledningsevne i råkloakk og utløpsvann.

Dato for prøvetaking prøver tatt kl. 9 ⁰⁰	Ledningsevne $\mu\text{S}/\text{cm}$	
	Innløp	Utløp
25.11	560	2500
26.11	650	2500
29.11	1810	2510
30.11	6690	6530
1.12	880	3240
2.12	3630	4020
3.12	880	3690
8.12	795	2960
9.12	463	2810
10.12	493	2830
13.12	483	2810
14.12	433	2760
15.12	460	2050
16.12	430	1900
17.12	450	1850
20.12	380	1800
21.12	420	1850

Målingene viser at sjøvannsinntrengning har forekommet på oppsamlingsnettet i den første delen av undersøkelsesperioden. Dette er i overensstemmelse med hva magnesiumkonsentrasjonene viste. Ledningsevnen i utløpsvannet øker under stabile forhold fra ca. 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$ for innløpet til ca. 2800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 5% sjøvannsdosering og ca. 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ved 3% dosering.

Målingene indikerer at ledningsevne synes å være en følsom parameter for sjøvannsinnblanding og kan muligens representere en viktig regulerings eller overvåkingsparameter for denne prosessen.

Målingene i periodene med ukontrollert inntrengning av sjøvann på oppsamlingsnettet tyder på at sjøvannsmengden inn må ha vært betydelig, muligens opp i mot 100% av normal vannføring og disse forholdene bør utbedres.

5.4 Slamproduksjon, slamegenskaper og slamundersøkelser

5.4.1 Generelt

Det er ingen separat slamstabilisering eller slamavvanning ved Sandvika i dag. Det eneste som foretas med slammet er fortykking. Fortykkeren virker også som lagertank.

Slammet ved Sandvika er med andre ord et råslam. Allikevel vil slammet på grunn av kalken som tilsettes i renseprosessen være kjemisk stabil i hvertfall så lenge slammet oppholder seg i renseanlegget. Driftsoperatørene bekrefter at det ikke finnes luktulemper i renseanlegget.

Slammet fra Sandvika renseanlegg kjøres normalt til renseanlegget på Løxa for avvanning og transporteres videre til Isi fyllplass i avvannet form. Slamtransporten foretas med septiktankbiler og foregår hver tredje dag, i gjennomsnitt med slammengder fra 15 - 30 m³.

Slamtransporten er med andre ord betydelig. Det er avsatt plass for avvanningsutstyr ved Sandvika, men kommunen har foreløpig valgt å kjøre slammet til Løxa for avvanning der fremfor å installere eget utstyr.

I forbindelse med undersøkelsen har en både sett på data for slammengder fra anlegget oppsamlet for et helt år, data om slammet for perioden 23.11.-7.12.1976. I tillegg er det utført slamundersøkelser på grunnlag av en 8 liters stikkprøve tatt midt i slamtappingsrutinen til en slambil. Disse undersøkelsene er utført på Kjeller.

5.4.2 Slamproduksjon - tørrstoffkonsentrasjon og slammengder

Slamproduksjonen ved et kalk/sjøvannsanlegg er en funksjon av dosert kalkmengde, dosert magnesiummengde via sjøvannet, resulterende pH i prosessen og renseseffekten i anlegget.

Totalt for hele 1976 ble det tappet og transportert slam fra Sandvika renseanlegg nøyaktig 100 ganger. Slammengdene pr. måned fremgår av tabell 15.

Tabell 15. Slammengde fortykket tappet fra Sandvika renseanlegg 1976.

Måned	Slamtappinger antall	Slammengder m ³
Januar	8	211
Februar	8	155
Mars	9	132
April	8	120
Mai	7	105
Juni	7	113
Juli	9	134
August	9	134
September	8	119
Oktober	9	135
November	9	160
Desember	9	243
	Sum <u>100</u>	Sum <u>1 761 m³</u>

Det må fremholdes at det her dreier seg om slamtransporter og at disse mer er bestemt av kapasitet på transportkjøretøyer enn anleggets slamproduksjon fra periode til periode.

For eksempel vil en overdreven slamtransport føre til at det suges vann i stedet for slam fra renseanlegget hvis slamtransporten er større enn slamproduksjonen. Dette vil imidlertid avleses som fall i prosent TS i slammet. Siden det ikke forekommer slamflukt fra renseanlegget, må derfor de oppgitte slammengder være maksimal slamproduksjon. Variasjoner fra periode til periode kan forekomme fordi lagringsvolumet i renseanlegget er betydelig siden anleggets fortykker har et volum på 120 m³, og dessuten kan sedimenteringsbassenget inneholdt betydelige slammengder.

For hele 1976 viste disse stikkprøvene en gjennomsnittlig TS på 5,3 prosent for fortykket slam fra Sandvika, som vist i tabell 16.

Tabell nr. 16. Total tørrstoff i fortykket slam fra Sandvika 1976.

Slamtappe- dato	Tømt m ³	% TS	
13. 1.	20	3,9	
23. 1.	28	4,6	
6. 2.	26	3,9	
17. 2.	15	7,5	
9. 3.	15	6,2	
23. 3.	15	4,3	
6. 4.	15	5,0	
20. 4.	15	5,4	
11. 5.	15	5,2	ca. 5% sjø-
18. 5.	15	4,1	vannsdosering
11. 6.	15	6,5	
16. 7.	15	5,4	
16. 8.	14	4,2	
10. 9.	15	4,5	
8.10.	15	4,9	
19.10.	15	7,8	
16.11.	15	10,3	
23.11.	20	3,5	
13.12.	56	<u>4,1</u>	

% TS. Gjennomsnitt = 5,3

(Opplysninger fra Vann- og kloakkvesenet Bærum kommune.)

Slamproduksjonen kan enten måles som produsert tørrstoffmengde i slammet eller slamvolum.

Slamdata fra Sandvika viser at slammengdene pr. døgn gir følgende resultater i gjennomsnitt for 1976:

$$\text{Slamvolum: } \frac{1\,761\text{ m}^3}{365\text{ dager}} = 4.8\text{ m}^3\text{ slam/døgn}$$

$$\text{Slamtørrstoff: } \frac{1\,761\text{ m}^3 \times 53\text{ kg/m}^3}{365\text{ dager}} = 256\text{ kg T.S./døgn}$$

Dette gjelder data på årsbasis.

I forsøksperioden fra 23. november til 30. desember ble det kjørt slam til Løxa 11 ganger, totalt slamvolum utgjorde 293 m^3 . Det ble målt tørrstoff i hvert av disse slamlassene, og resultatene er vist i figur 15.

Tørrstoffverdiene ligger her lavere enn årsgjennomsnittet til tross for at sjøvannsdoseringen ble senket fra 5 til ca. 3 prosent 14.12.76. Det kan imidlertid ikke ventes at slike forhold vil få utslag over så kort tid siden slamtykkervolumet på 120 m^3 gir en teoretisk slamalder ved passering gjennom fortykkeren på ca. 15 dager.

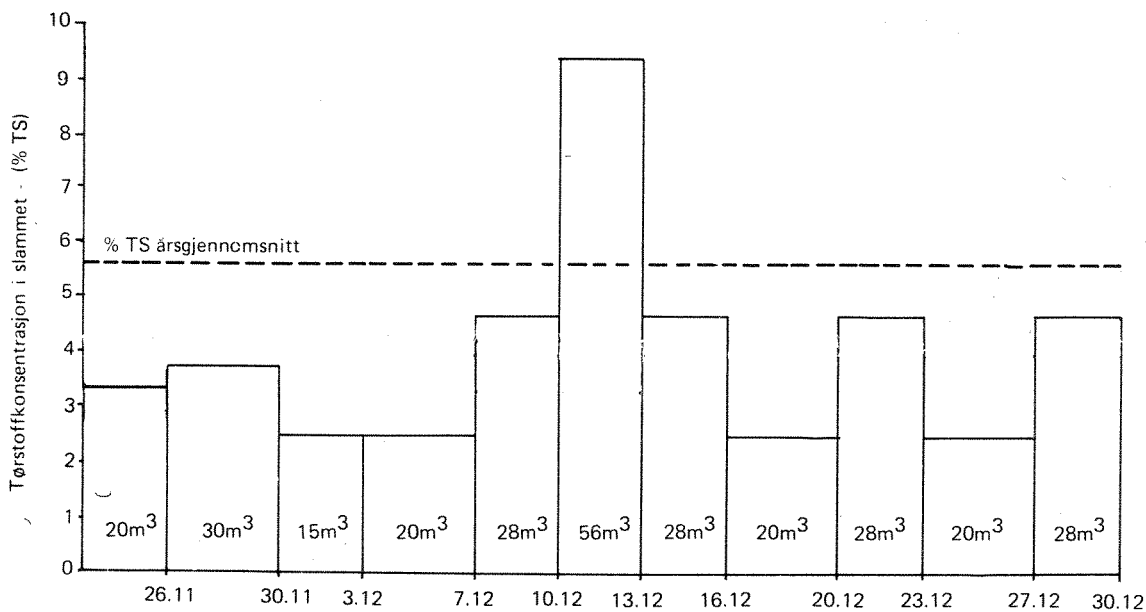


Fig. 15. Slammengder og tørrstoff-konsentrasjoner i slammet fra Sandvika renseanlegg. Nov-des 1976.

Slamproduksjonen for denne perioden vil bli:

$$\text{Slamvolum: } \frac{293 \text{ m}^3}{37} = 7,9 \text{ m}^3/\text{døgn}$$

$$\text{Slamtørrstoff: } \frac{293 \text{ m}^3}{37} \times \frac{41 \text{ kg}}{\text{m}^3} = 325 \text{ kg/døgn}$$

Disse resultatene viser at slamvolum og slamtørrstoff produksjon pr. døgn er vesentlig høyere i undersøkelsesperioden enn på årsbasis. Årsakene til dette er sannsynligvis at vannføringen til Sandvika renseanlegg økte høsten 1976 fordi nye områder innenfor rensedistriktet ble tilkoblet.

Tradisjonelt er spesifikke slammengder uttrykt som gram/p.d. Ved kjemisk felling kan det være riktig å angi spesifikk slamproduksjon som funksjon av innkommende avløpsvannmengde. Anvendelse av spesifikke slamtall på grunnlag av personer vil gi usikre data forårsaket både av varierende tilføeringsgrad og tilknytning av industri.

Vannføringen inn på Sandvika renseanlegg fra kl. 9.00 23.11. til kl. 9.00 30.12. har vært $47\,515 \text{ m}^3$ når sjøvannet holdes utenom. Den gjennomsnittlige vannføring i de 37 døgn blir følgelig $1\,284 \text{ m}^3/\text{d}$. Fra Bærum kommunes årsmelding fremgår at gjennomsnittlig vannføring i 1976 var $903 \text{ m}^3/\text{d}$, og korrigert for ca. 5 prosent sjøvannstilsetning blir avløpsvannmengden $858 \text{ m}^3/\text{d}$. Den spesifikke slamproduksjon blir som vist i tabell 17.

Tabell 17. Slamvolum og slamtørrstoff-mengde ved Sandvika renseanlegg.

Slammengde	Data Periode	Døgn Produksjon	Døgnproduksjon per m^3 vann inn
Slamvolum	Undersøkelse Nov-des 76	$7,9 \text{ m}^3/\text{d}$	0,61 %
	Årsbasis 1976	$4,8 \text{ m}^3/\text{d}$	0,56%
Slam tørrstoff mengde	Undersøkelse Nov-des 76	325 kg/d	253 gram/ m^3
	Årsbasis 1976	256 kg/d	298 gram/ m^3

Disse tallene viser at slamproduksjonen er noe lavere enn hva teoretiske beregninger skulle tilsi.

5.4.3 Fortykking

På grunnlag av en slamprøve på 8 liter fra Sandvika r.a. ble slammets egenskaper nærmere studert. Slammets fortykking ble fulgt opp over en periode av 4 døgn ved henstand i målesylinder. Resultatet fremgår av figur 16. Volumreduksjonen til 960 ml er ikke signifikant, og konklusjonen må bli at slammet må ansees å være maksimalt fortykket ved uttapping fra renseanlegget.

Slammets TS ble ved hjelp av "Infra Tester" bestemt til 5,4 %.

5.4.4 Slamstabilitet

Slammet hadde en initial pH= 10,65 ved ankomst til laboratoriet. 1½ l slam ble fylt i et 2 l begerglass for lagring i temperert rom, 22 °C. pH ble målt daglig de første tre ukene og senere med 2-3 dagers mellomrom. Det opprinnelige nivå i begerglasset ble opprettholdt ved å fylle etter med destillert vann opp til et merke satt ved start av forsøket.

pH-senkningen var liten under de første 31 dager av forsøket, 0,65 enheter. Det var ingen klar økning i hastigheten.

Kurve over pH senkningen er vist i figur 17.

Slammet synes å være kjemisk stabilt. Det ble ikke registrert sjenerende lukt trass i høy lagringstemperatur. Det bemerkes at slammet oppfører seg annerledes enn de slamtyper som ble undersøkt av Paulsrud (5) i forbindelse med kalkstabilisering. Dette gir helt andre slamtyper og må ikke forveksles med kalkfelt slam.

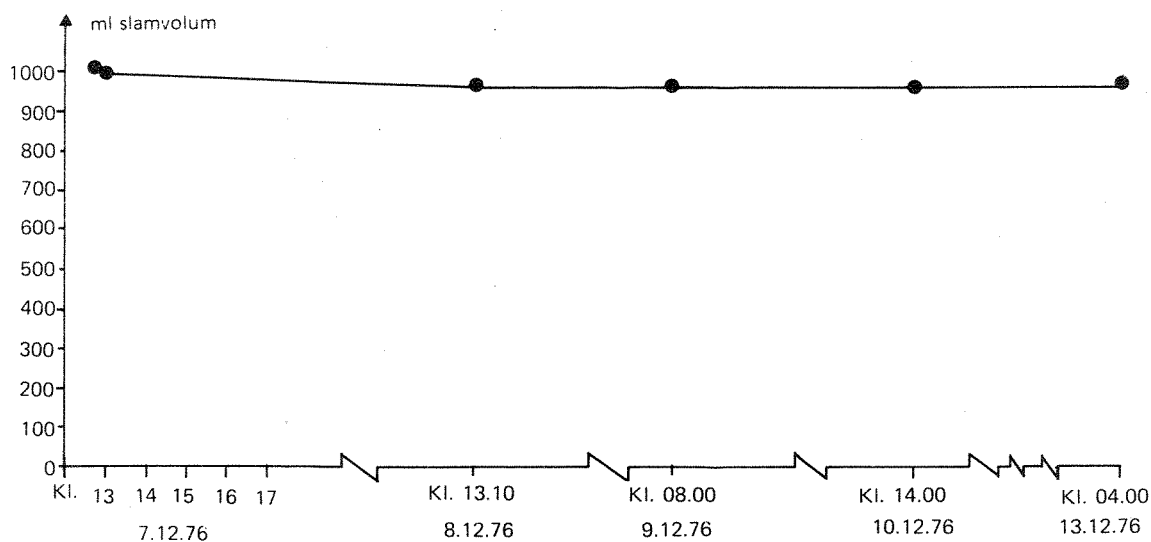


Fig. 16. Resultater fra fortykkingsforsøk.

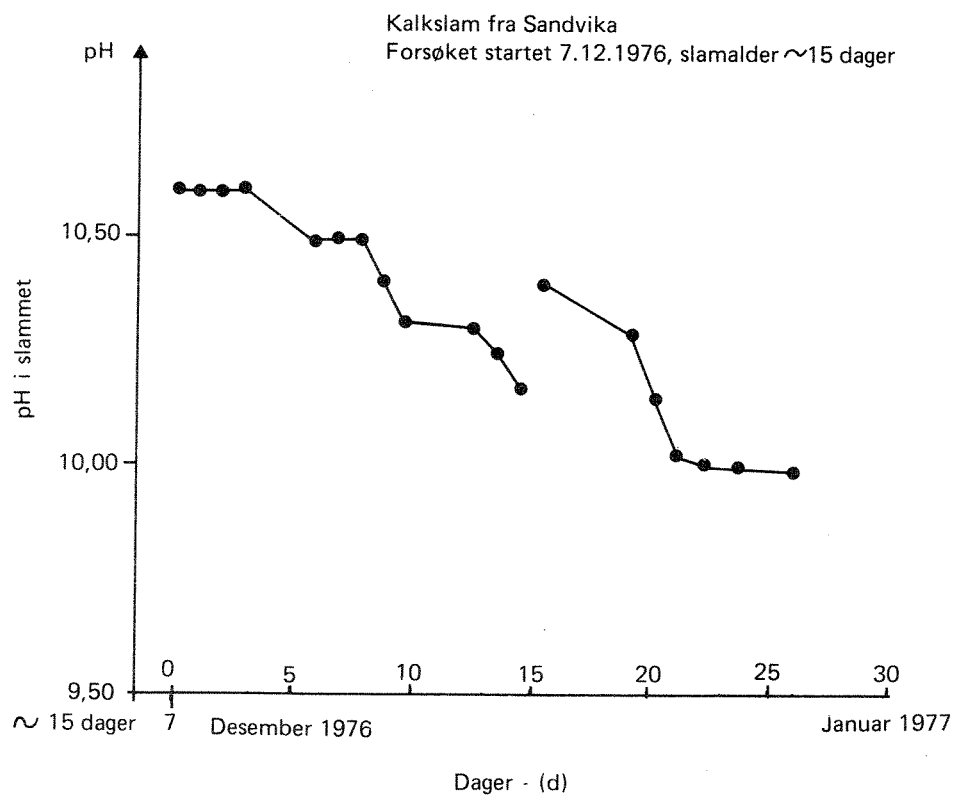


Fig. 17. pH-stabilitet i slammet fra Sandvika rensanlegg.

5.4.5 Slamvannskvalitet ved filtrering gjennom sandfilter - drenasjetest

Denne testen viser hvordan slammets slamvann drenerer gjennom et sandfilterlag og hvilken vannkvalitet vannet får etter filtrering.

Sandfilteret som er 50 mm tykt er montert i en \emptyset 70 mm Büchnertrakt med forlengt sylinder (250 mm). Sandens kornfordeling ble analysert ved Statens Veglaboratorium. I alt 385 ml omrørt slam fra Sandvika ble fylt opp i kolonnen og fikk en tilsvarende fyllingshøyde på 100 mm. Sanden var fuktet på forhånd for at drenert vannmengde blir korrekt.

Drenert slamvannsvolum er vist i tabell nr. 18 og grafisk fremstilt i figur 18.

Tabell nr. 18. Drenasjetest for kalk/sjøvannsfelt slam tatt fra Sandvika 7.12.76.

Drenasjetid timer - h	Drenert slamvann volum - ml
0,5	60
0,75	97
1,5	132
2,5	152
3,5	168
4,5	183
18,0	208
22,0	209
48,0	210
120,0	214
169,0	215
217,0	215

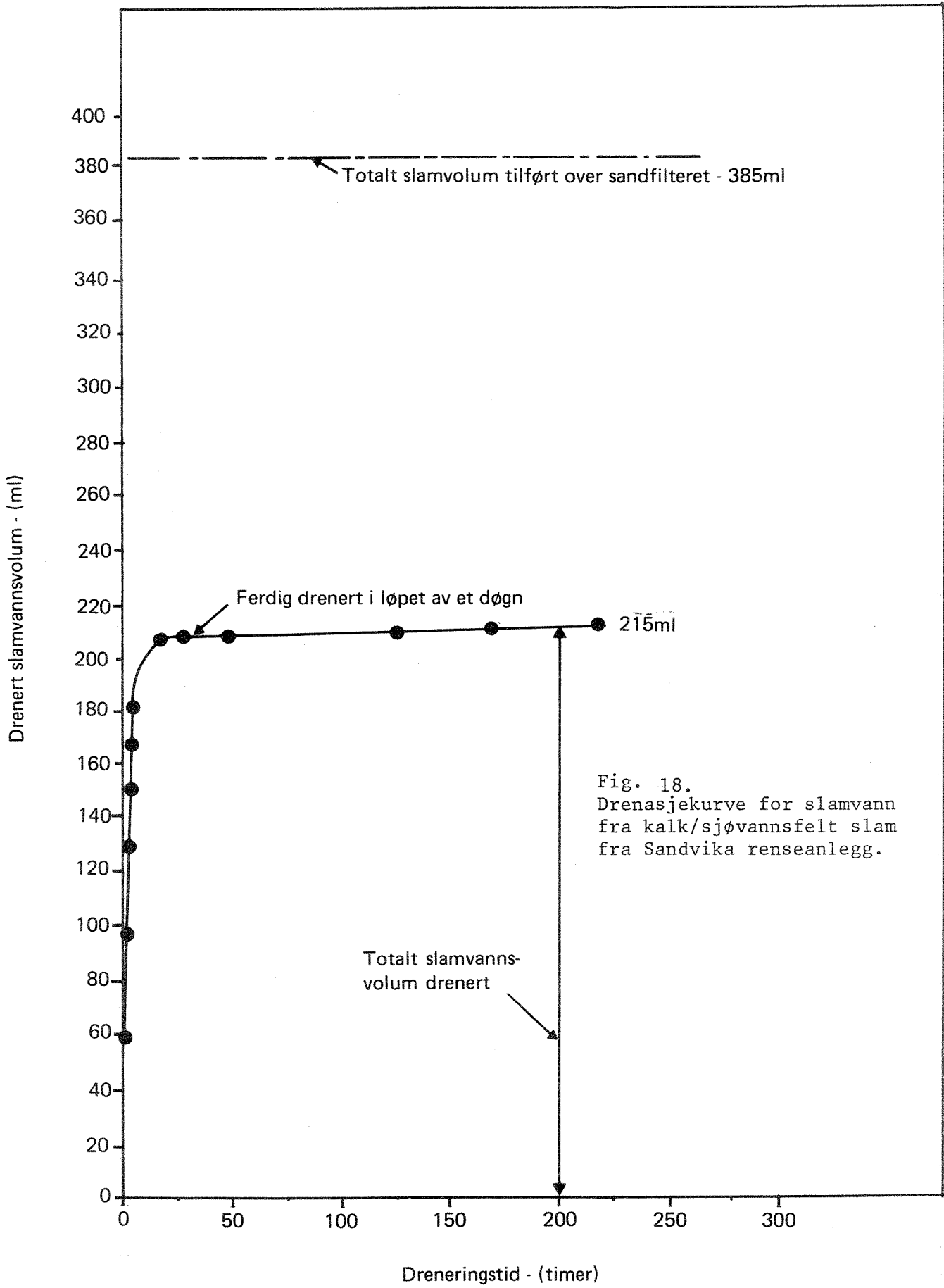


Fig. 18.
Drenasjekurve for slamvann
fra kalk/sjøvannsfelt slam
fra Sandvika renseanlegg.

Til tross for at slammet på forhånd er optimalt fortykket ved Sandvika r.a., viser denne undersøkelsen at 54% slamvann på volumbasis drenerte ut av slammet i løpet av ett døgn og maksimalt drenerte 56%.

Slamvannets kvalitet etter å ha passert sandfilteret ble analysert resultatene er vist i tabell nr. 19.

Tabell nr. 19. Analyse av slamvann etter filtrering gjennom sandfilteret.

Susp.stoff SS	201 mg/l
Flyktig susp.stoff	73 mg/l
Kjemisk oksygenforbruk	262 mg O/l
Total fosfor	0,26 mg P/l
Ortofosfat	0,004 mg P/l
pH	7,22
Alkalitet	2,91 mekv/l

Alle disse verdiene er påfallende lave.

Grunnen kan være:

- a) Egenskaper i slammet som gir svært god slamvannskvalitet.
- b) Vesentlig bedre filtreringseffekt i dreneringssanden enn hva en har erfart med andre slamtyper.
- c) Fortynningseffekt i slamvannet på grunn av at sandlaget ble fuktet før testen startet. Sandlaget har et volum på 192 ml. Med et porevolum på 50% vil dette vannet maksimalt utgjøre 95 ml som gir en maksimal fortynningseffekt på 45%.

Beregnet tørrstoff i slamkaken over filteret var 12,2% TS, og slammets tørrstoffverdi før avvanning på sandlaget var 5,4% TS.

5.4.6 Kondisjonerbarhet - "Capillary suction time". CST

Slammet ble også undersøkt i henhold til internasjonal standard medtode for CST test (7). Denne undersøkelsen gir et inntrykk av hvordan slammet lar seg "kondisjonere" ved bruk av polyelektrolytter.

CST ble målt ved tilsetning av ulike doser polyelektrolytter:

1. Praestol 444K, kationaktiv
2. Hercofloc 831 2A, anionaktiv
3. Hercofloc 824 3N, nonionaktiv
4. Separan NP-10, svakt anionaktiv.

Doseringene varierte fra 0 til 5 gram/kg TS i slammet. Resultatene er vist i figur 19 og forteller at CST tiden blir dårligere med økende omrøringstid i noen tilfeller. For de største doseringene med anioniske polymerer oppnås en senket CST tid.

Konklusjonen er at slammet ikke er vanskelig å kondisjonere. Egenskapene avviker fra kalkstabilisert slam. Polymertype bør utprøves ytterligere for å avgjøre hvilke som egner seg best. Ved våre forsøk viste det seg at en moderat anionaktiv polymer ("DOW" separat NP-10) ga best resultat.

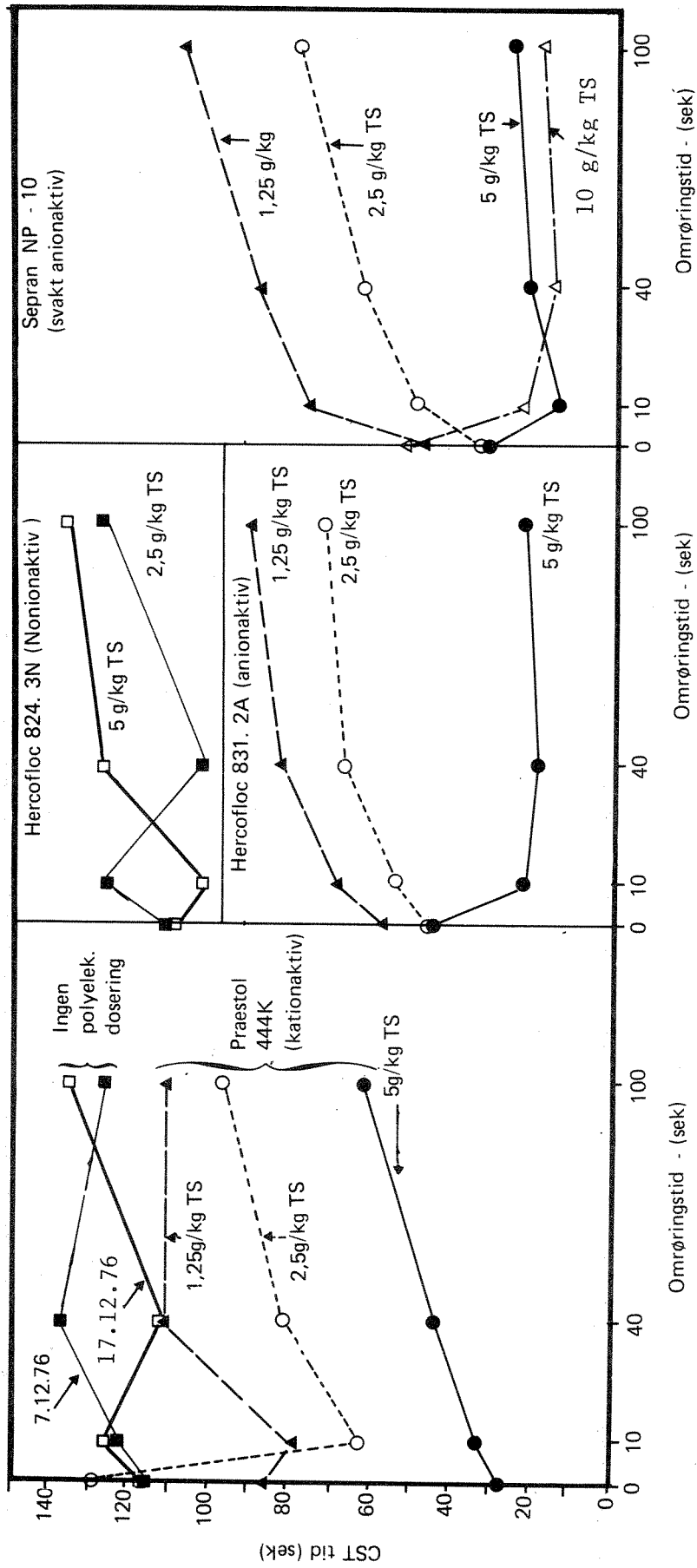


Fig. 19. Grafisk fremstilling av kondisjonerbarhetstest for kalk/sjøvannsfelt slam fra Sandvika renseanlegg 7.12.76.

5.5 Driftsdata for Sandvika renseanlegg perioden 1974 til 1979

I tabell 20 vises driftsdata fra Sandvika renseanlegg. Disse opplysningene er hentet fra Bærum kommunes årsmeldinger. Driftsdata viser at renseanlegget har gått bedre og bedre til tross for økende hydraulisk belastning. Den gjennomsnittlige kalkdosering på årsbasis er som vist lavere enn 250 gram $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ på grunn av perioder med svikt i kalkdoseringen. Tabellen viser også hvordan slamproduksjonen har økt fra år til år parallelt med økt hydraulisk belastning. Den spesifikke slamproduksjonen, uttrykt som forholdet mellom volum fortykket slam og behandlet avløpsvann, er senket fra 0.66% i 1974 til 0.41% i 1978. Denne slamproduksjonen må betegnes som lav og skyldes i første rekke at slammene fortykkes lett til en tørrstoffkonsentrasjon over 5%.

Tabell 20. Driftsdata fra Sandvika renseanlegg. Perioden 1974-1978. Opplysningene er hentet fra Bærum kommunes årsmeldinger. Spesifikk slamproduksjon er beregnet.

Driftsparameter	Årsmelding				
	1 9 7 4	1 9 7 5	1 9 7 6	1 9 7 7	1 9 7 8
Hydraulisk belastning					
Behandlet avløpsvann - $\text{m}^3/\text{år}$	71.240	179.187	329.668	494.663	662.043
Midlere døgnvannsføring m^3/d	240	491	903	1629	1818
Kjemikaliedosering					
Sjøvannsdosering ca. %	-	5	5	3	3
Gjennomsnittlig kalkdosering g $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$	-	236	226	233	228
Renseresultater.					
Gjennomsnitt av kvartalsanalyser til fylkesmann					
Organisk stoff KOF % reduksjon	-	66%	71%	67%	56%
Total fosfor ut ufiltret g P/ m^3	-	0.74	0.38	0.22	0.36
Total fosfor % reduksjon	-	83%	93%	95%	92%
Slamproduksjon					
m^3 bortkjørt (fortykket)	448	846	1761	2266	2574
spesifikk $\frac{\text{m}^3 \text{ slam}}{\text{m}^3 \text{ vann}} \times 100\%$ (eks. sjøvann)	0.66%	0.50%	0.56%	0.48%	0.41%

6. DISKUSJON AV RESULTATENE

6.1 Sammenstilling av rensegrader

Tabell 21 viser renseresultater ved Sandvika renseanlegg i prøveperioden november og desember 1976 for alle parametre.

Tabell 21. Gjennomsnittlige renseresultater november-desember 1976. Primærfellingsanlegg med gjennomsnittlig 250 Ca(OH)₂/1 og 3-5 prosent sjøvannsdosering.

Parameter	Inn mg/l	Ut mg/l	Rensegrad i %	Kommentar
Tot-P ufiltr.	3.9	0.311	92%	19 døg blandprøve
Orto-P filtr.	2.9	0.135	95%	
KOF ufiltr.	164	40.1	76%	18 døg blandeprøve
KOF filtr.	67.2	34.5	49%	19 døg blandeprøve
SS	428	1.3	97%	18 døg blandeprøve
Tot-N	21.3	16.5	19%	17 døg blandeprøve
Tot-P ufiltr.	3.9	0.162	96%	16 døg - korrigert for doseringssvikt
Orto-P filtr.	2.9	0.030	99%	
KOF ufiltr.	164.-	35.1	79%	Korrigert for klorid
KOF filtr.	67.2	29.5	56%	

6.2 Vurdering av rensegrad

NTNF's Utvalg for drift av renseanlegg har utarbeidet tabell 22 til hjelp for driftsoperatører ved vurdering av renseresultatene fra kloakkrenseanlegg (8).

Tabell 22. Analyser ved utslippskontroll av renseanlegg.
Orienterende verdier ved god drift.

Analyse	Enhet	Innløp (Ubehand- let av- løpsvann)	Utløp fra				
			Mekanisk rensing	Biologisk rensing	Mekanisk/ kjemisk rensing	Simultan- felling	Etter- felling
Suspendert stoff (SS)	mg/l	100-200	50-100	10-40*	10-30	10-40*	5-25
Biokjemisk oksygenforbruk (BOF ₇)	mg O/l	100-250	100-200	10-30	30-60	10-30	5-10
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	mg O/l	200-500	200-400	30-90	60-120	30-90	15-40
Total fosfor	mg P/l	4- 10	4- 10	3- 8	0,2-0,8	0,5-1	0,1-0,6
Fosfatfosfor	mg P/l	-	-	-	<0,2	<0,2	<0,2

* Ved langtidsluftere og anlegg med liten belastning i forhold til den dimensjonerende vil en ofte få en langtgående nedbrytning av slammet og noe høyere innhold av suspendert stoff i utløpsvannet enn det som her er angitt (opptil 60 mg/l er vanlig selv ved god drift av slike renseanlegg).

Som vi ser har Sandvika renseanlegg ingen problemer med å tilfredsstille kravene til god drift i et mekanisk-kjemisk renseanlegg. Med tanke på fosfor gir prosessen resultater i området for hva et etterfellingsanlegg presterer. Med hensyn til KOF tilsvarer resultatene utslipp fra et godt drevet simultanfellingsanlegg.

Denne vurdering understøttes av den mer spesifikke sammenstilling i figur 20. Her er resultatene fra Sandvika stilt sammen med svenske erfaringer fra drift av renseanlegg publisert av Grönqvist, Holmström m.fl. (6).

En innvending mot slike sammenstillinger og sammenligninger som er foretatt her, kan være å påpeke det faktum at Sandvika renseanlegg i prøveperioden ikke var fullt belastet. For å få et så godt vurderingsgrunnlag som mulig, har vi derfor foretatt en sammenstilling av driftsresultater fra andre norske kloakkrenseanlegg og i dette materialet også lagt inn resultatene fra Sandvika. Sammenstillingen er gjort av data fra driftsundersøkelse av renseanlegg - prosjekt rensing av avløpsvann. Driftsresultatene er basert på stikkprøver på dagtid og belastningsforholdene på gjennomsnittsverdier. Videre er kun medtatt større anlegg som etter den generelle vurdering i undersøkelsen har fått karakteristikk tilfredsstillende eller god.

De her fremstilte resultater fra Sandvika renseanlegg er basert på blandeprøver over døgnet, og resultatmessig gjør dette at en sammenligning med driftsundersøkelsesresultater ikke gir et umiddelbart korrekt bilde.

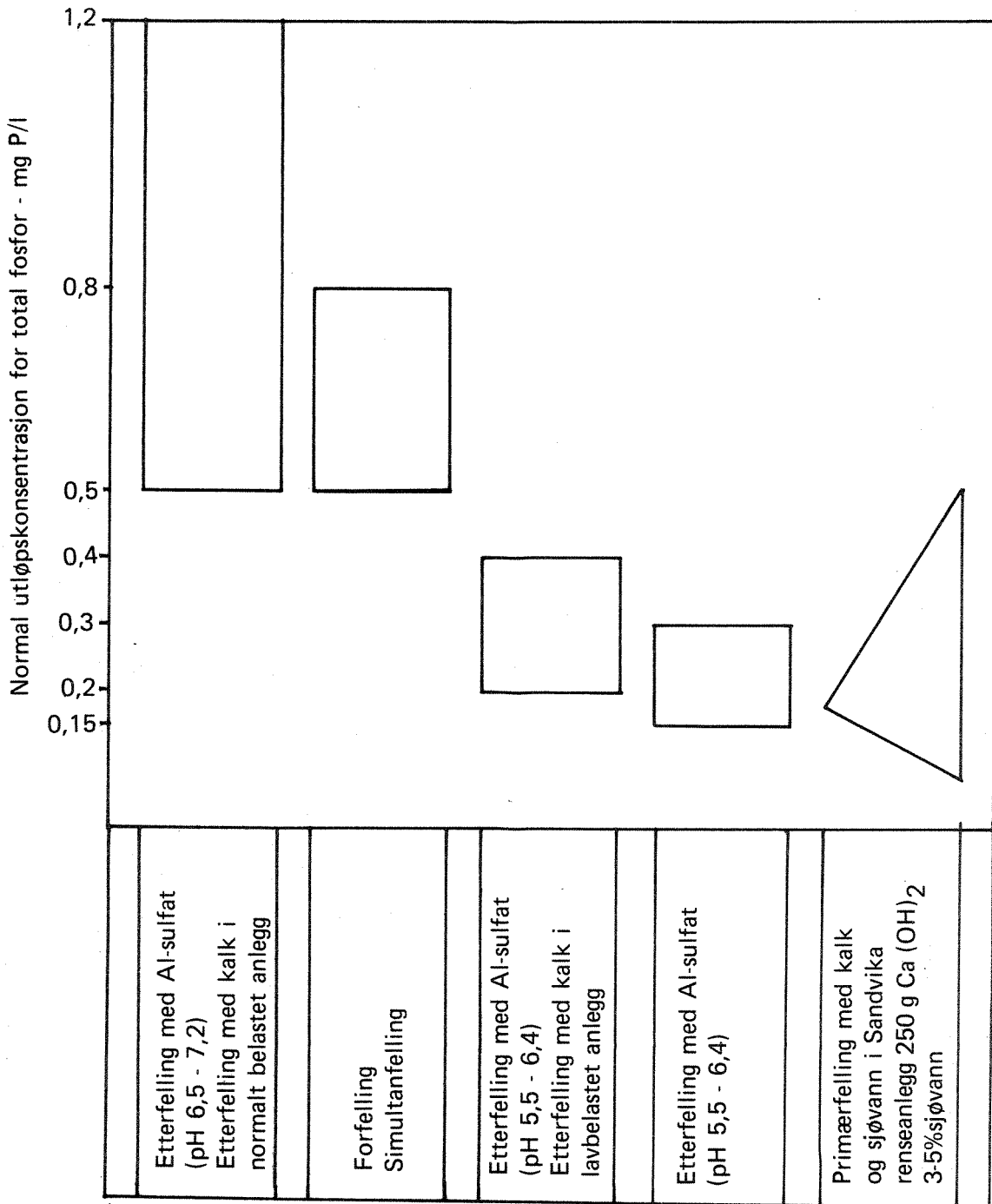


Fig. 20. Sammenstilling av normal utløpsvannskonsentrasjon for en del vanlige behandlingsprosesser etter Grönqvist m.fl. (6).

Sammenligningen er imidlertid gjort på konsentrasjon i utløpet. Ved stabil drift, som her er en forutsetning, skulle feilen vi gjør ved å stille sammen disse resultatene være av liten betydning. Data for dager med doseringssvikt ved Sandvika er holdt utenfor.

I figur 21 er anleggenes oppnådde driftsresultater plottet i forhold til renseanleggets faktiske utnyttelse av dimensjonerende hydrauliske kapasitet. Det fremgår at mange av de undersøkte renseanleggene er lavere belastet enn Sandvika renseanlegg. Etter disse sammenstillinger gir også Sandvika et utløpsvann med tot-P i etterfellingsområdet og KOF i området for simultanfelling.

7. REFERANSER

1. Vråle, L.: "Fellingsforsøk med sjøvann." Upublisert notat.
2. Vråle, L.: "Kjemisk felling med kalk og sjøvann." Delrapport 1. NIVA 0-40/41-A. Jan 1977.
3. Tryland, Ø., Lundar, A., Vråle, A.: "Upubliserte undersøkelser."
4. Vråle, L.: "Kjemisk felling med kalk og sjøvann." Elfte nordiska symposiet om vattenforskning: Driftsproblem vid avloppsreningsverk. NORDFORSK Miljövärdsssekretariatet Publikation 1975:9
5. Paulsrud B.: "Stabilisering av slam med kalk." Delrapport 1. PRA 2.1 NIVA rapport 0-40/71-P. Desember 1973.
6. Grönqvist, S., Holmström, H., Hultman, B., Reinius, L.G.: "Experiences and Process Development in Biological-Chemical Treatment of Municipal Waste-waters in Sweden." IAWPR Intern. Conf. Stockholm, Sweden, 12-16.6.78. Pp. 701-713.
7. Paulsrud, B.: "Metode for måling av slams kondisjonerbarhet." Prosjektrapport nr. 5 1977. NTNf's Utvalg for drift av renseanlegg.
8. Informasjon DRIFT av kloakkrenseanlegg nr. 2/77, tabell 3. NTNf's Utvalg for drift av renseanlegg.

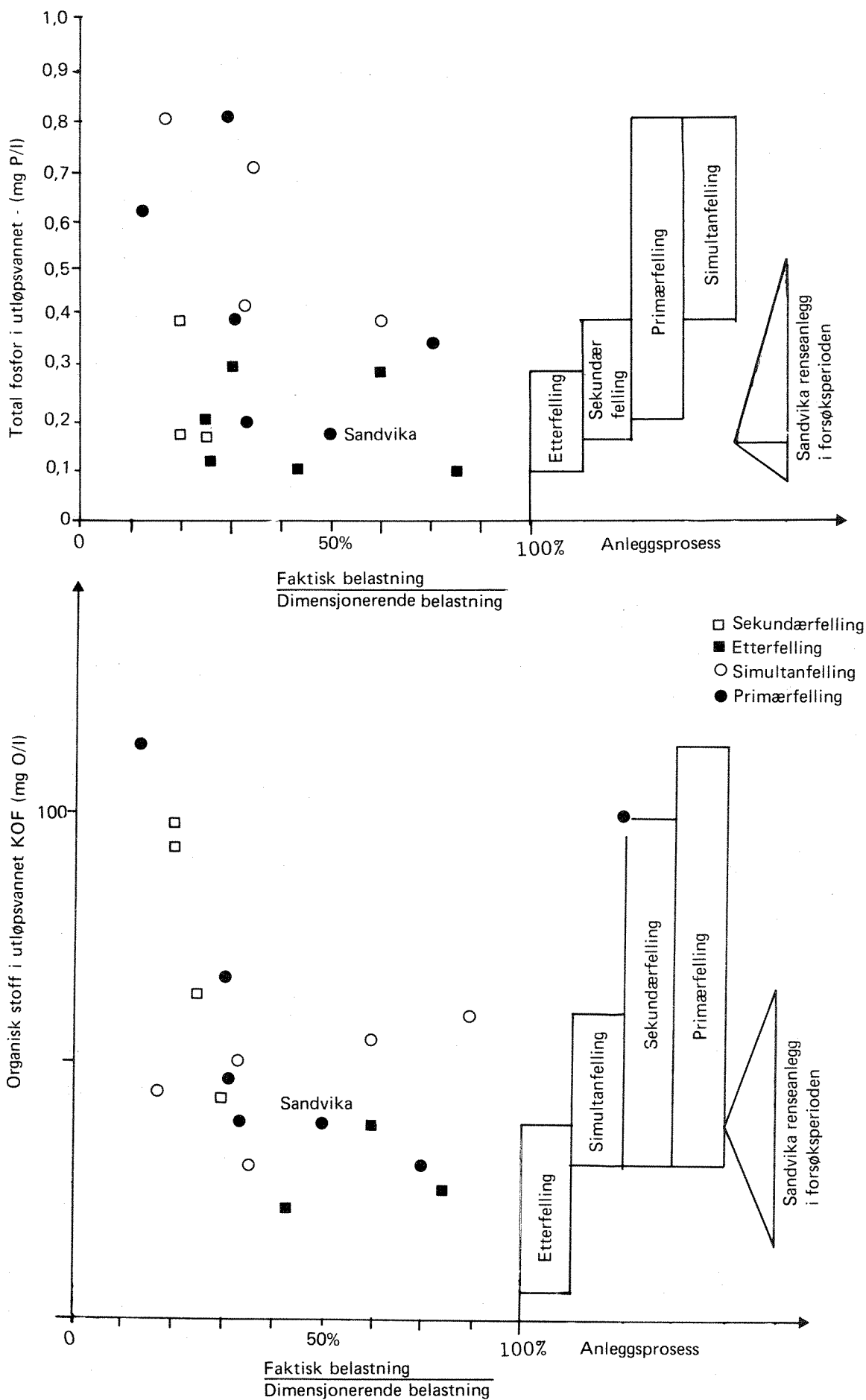


Fig. 21. Sammenligning mellom tot-P og KOF i utløpet fra Sandvika renseanlegg og et utvalg norske renseanlegg.

V E D L E G G

V E D L E G G

Sammenheng mellom kontinuerlig målt turbiditet, total fosfor og suspendert stoff.

Tidligere undersøkelser ved Sandvika renseanlegg (4) har vist god sammenheng mellom fosforkonsentrasjon i utløpsvannet og siktedyp i ettersedimenteringsbassenget, som vist i fig. 22.

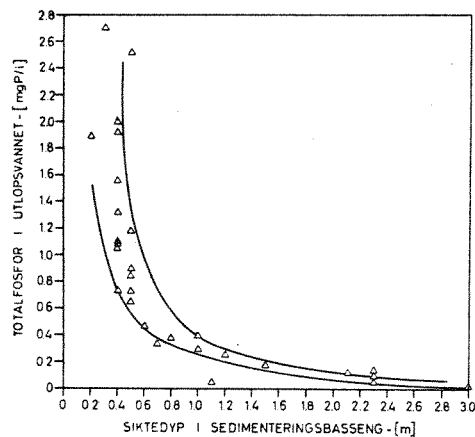


Fig. 22. Forholdet mellom siktedyp i sedimenteringsbassenget og fosforkonsentrasjon i utløpsvannet ved Sandvika renseanlegg.

Måling av siktedyp er en så enkel og driftssikker målemetode i et kjemisk fellingsanlegg at den bør være obligatorisk, men forutsetter at slammivået i bassenget er så lavt at siktedyps-skiven ikke stikkes ned i slamlaget, hvilket ødelegger målingen. Måling i egen siktedybsbrønn eliminerer slike feilkilder.

Fordelen med en kontinuerlig måling av turbiditet på rensset vann er at målingen er et direkte uttrykk for renseresultatet i vannet som strømmer ut av anlegget. Målingen kan automatiseres, og brukes som styringssignal for kjemikaliedoseringen. Men aller viktigst, målingen kan kobles til skriver. Utskrift av kontinuerlig registrert turbiditet gir driftsoperatøren mulighet til å overvåke renseresultatet for alle døgnets timer og kontrollere forhold som:

1. Slamflukt
2. Svikt i kjemikaliedosering
3. Forandring i renseresultat på grunn av unormale forhold i innkommende råkloakk

Slike målinger kan også være til nytte for tilsynsmyndighetene.

Av disse grunner ble det installert en kontinuerlig registrerende turbiditetsmåler av typen Hach Surface Scattering meter, modell nr. 3. Måleren ble montert ved utløpet slik at vannet ble pumpet direkte fra bassengets overflatelag ved hjelp av en monopumpe med hydraulisk variator.

Parallelt ble det tatt stikkprøver kl. 08.00 og 15.00 av det samme utløpsvannetsom passerte turbiditetsmåleren. Prøvene ble analysert i NIVA's laboratorium med hensyn til følgende parametre:

1. pH
2. Total fosfor ufiltrert
3. Turbiditet
4. Suspendert tørrstoff
5. Ledningsevne.

Driftsoperatørene ved Sandvika registrerer siktedypet i sedimenteringsbassenget hver dag kl. 08.00 og 15.00. Alle analysene og registreringene er vist i tabell 23.

Turbiditetsmålinger målt kontinuerlig in situ og resultatene av turbiditetsanalysene foretatt på laboratoriet korrelerer dårlig. Målinger av turbiditet i laboratoriet viser også liten overensstemmelse med andre parametre. Turbiditetsmåling i laboratoriet må utføres umiddelbart etter prøven er tatt for å hindre etterflokkulering og sedimentering i prøveflasken.

Erfaringene med kontinuerlig måling av turbiditet var gode. Imidlertid kan innsugning av luft i systemet skape luftblærer som forstyrrer målingene. Sammenhengen mellom turbiditet målt kontinuerlig og siktedyp målt av driftsoperatørene er vist i fig. 22. En legger merke til at det oppnås høyere siktedyp i bassenget i perioden med 5% sjøvannsdosering på tross av at samme turbiditet måles. Dette kan muligens forklares med at slamnivået i sedimenteringsbassenget lå noe lavere i denne perioden.

Tabell 23. Sandvika renseanlegg. Turbiditetsmålinger 1976.

Dato	Kl.	Sikte- dyp	Turbiditet fra måler	Analyser i vann fra utløp				
				pH	Tot-P ufiltr.	Turbi- tidet	Susp. tørrst.	Lednings- evne
1976		m	FTU	lab	mg P/l	lab	mg/l	µS/cm
23.11	14.00	2,00	7,0	10,50	0,12	3,4	28,8	
24.11	8.00	2,30	6,0	10,60	0,11	3,9	13,5	
24.11	15.00	2,00	5,5	10,72	0,09	2,7	8,5	
25.11	8.00	2,20	6,5	10,65	0,15	3,0	6,9	
25.11	15.00	2,20	6,0	10,67	0,13	2,7	9,0	
26.11	8.00	2,30	6,0	10,70	0,09	1,5	1,3	
26.11	15.00	2,40	6,5	10,80	0,12	1,4	7,0	
29.11	8.00	2,30	7,0	10,55	0,08	1,6		
29.11	15.00	2,10	7,0	10,20	0,12	5,0		
30.11	.00	1,10	10,0	10,90	0,1	4,3		
30.11	15.00	0,90	16,0	10,70	0,36	6,0		
1.12	8.00	0,90	16,00	10,65	1,1	1,7		
1.12	15.00	1,70	11,00	10,45	0,14	8,5	16,3	3540
2.12	8.00	1,00	15,00	9,50	1,0	5,7	8,0	3740
2.12	15.00	1,10	16,00	10,8	0,15	5,0	46,0	3740
3.12	8.00	1,00	17,00	9,50	0,9	2,7	13,2	3450
3.12	15.00	2,10	10,00	10,60	0,13	2,7	18,8	3070
6.12	15.30	1,40	12,00	11,00	0,1	3,5	19,2	3020
7.12	8.00	1,20	13,00	10,05	0,39	2,9	5,8	2870
7.12	15.30	1,80	10,00	9,70	0,2	7,6	48,3	2970
8.12	8.00	1,60	13,00	10,95	0,08	4,5	22,3	3160
8.12	15.00	1,50	13,00	10,50	0,11	4,0	21,5	2870
9.12	8.00	1,60	13,00	10,75	0,1	6,1	28,8	2870
10.12	8.00	1,50	13,00	10,65	0,11	3,0	14,5	2870
14.12	8.00	1,50	3,00	10,15	0,23	3,7	15,5	2590
15.12	8.00	1,40	5,00	10,30	0,34	8,5	44,8	1900
16.12	8.00	1,80	4,00	10,75	0,27	4,1	24,6	1850
17.12	8.00	1,80	5,00	10,40	0,2	6,7	39,0	1800
20.12	8.30	1,60	6,00	10,50	0,22	3,2	40,0	1800
21.12	8.30	1,20	9,0	10,50	0,23	2,8	30,8	1800
22.12	8.00	1,30	10,0					
23.12	8.00	1,10	9,0					
24.12	7.30	1,10	12,0					
27.12	8.30	1,70	10,0					
27.12	8.30	1,70	11,0					
28.12	8.00	1,70	10,0					
29.12	8.00	1,70	8,0					
30.12	8.30	0,90	16,0					

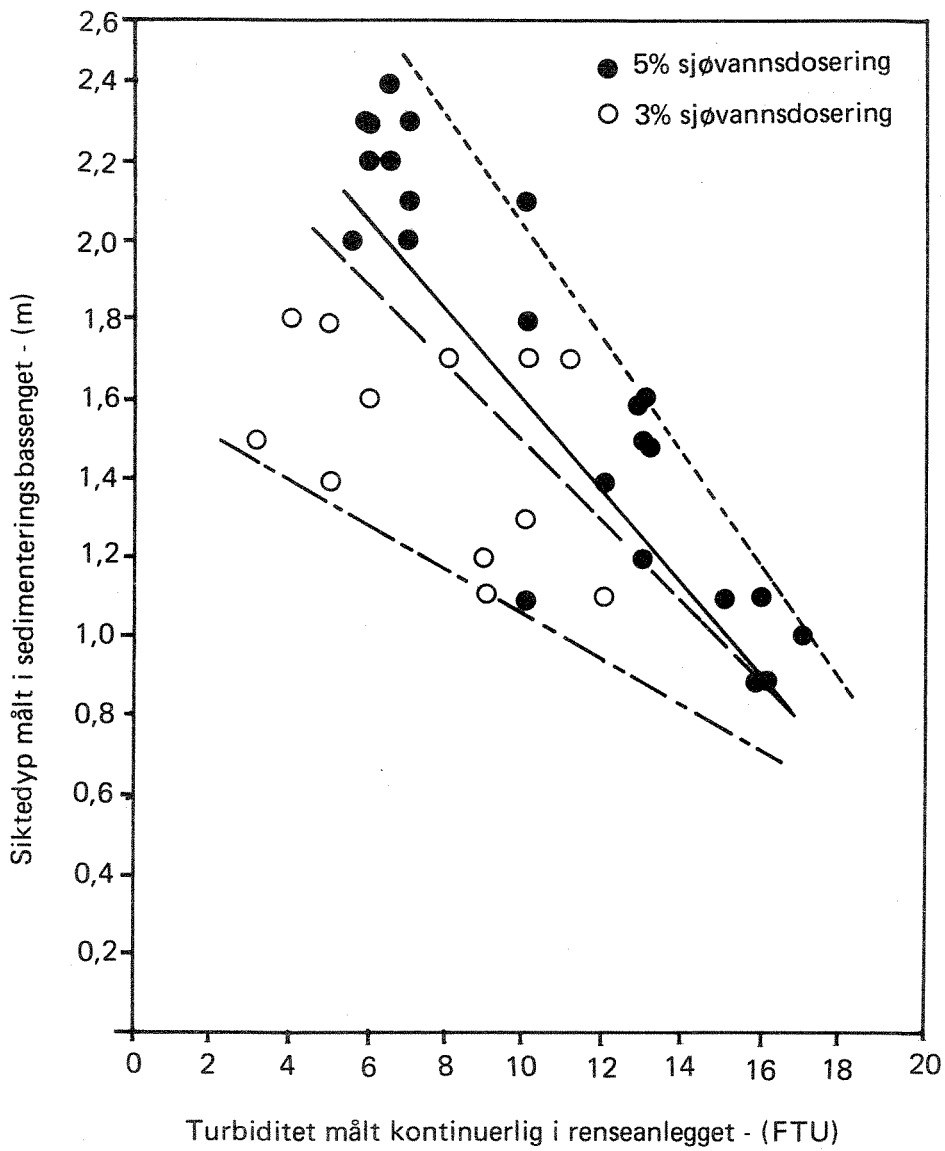


Fig. 22. Forholdet mellom kontinuerlig målt turbiditet i renseanlegget og siktedyp målt i sedimenteringsbassenget.

---o0o---