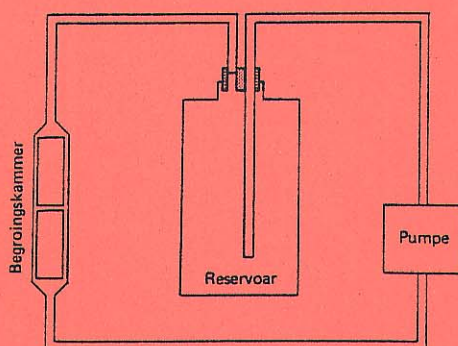




O-90228

Slamdannelse i råvann og rensset vann fra Aurevatn

Retesting desember 1990



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

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

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

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

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

Prosjektnr.:	90228
Undernummer:	
Løpenummer:	2607
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Slamdannelse i råvann og rensset vann fra Aurevatn	24.05.1991
	Prosjektnummer:
Forfatter (e):	Faggruppe:
Harry Efraimsen Kari S. Ormerod	Analyse
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag):
	37

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
BÆRUM KOMMUNE Vann- og kloakkvesenet	

Ekstrakt:
<i>Laboratorieforsøk er utført for å bestemme slamdannelse og begroingspotensiale i råvann og kjemisk rensset drikkevann filtrert etter 2 alternative teknikker. For vann fra filter A ble slamdannelsen redusert med 24 % basert på tørrstoff og med 55 % som karbon i forhold til råvann. Jern- og manganinnholdet i slammet ble redusert med henholdsvis 87% og 84%. Effektiv fjerning av jern og mangan reduserte sterkt vekstgrunnlaget for jern- og mangan-oksiderende bakterier av genus <u>Leptothrix</u>. Høyt aluminiumsinnhold i vann fra filter B forhindret en realistisk sammenlikning med vann fra filter A.</i>

4 emneord, norske:

1. Drikkevann
2. Begroingspotensiale
3. Slamdannelse
4. Laboratorieforsøk

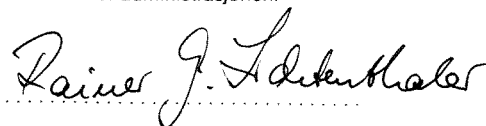
4 emneord, engelske:

1. Drinking water
2. Growth potensial
3. Formation of humic mud
4. Laboratory experiment

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-1942-0

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING NIVA

0-90228

**SLAMDANNELSE I RÅVANN OG
RENSSET VANN FRA AUREVATN.
RETESTING DESEMBER 1990**

Oslo, 8. juli 1991

Prosjektleder:

Harry Efraimsen

Medarbeidere:

Kari S.Ormerod,

Folkehelse

Torsten Källqvist, NIVA

Roy Beba, NIVA

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1. INNLEDNING	3
2. TESTBETINGELSER OG METODER	3
2.1 Testvann	4
2.2 Justering av råvannets pH	5
2.3 Temperatur og inkubasjonstid	5
2.4 Inokulum	5
2.5 Biokjemisk oksygenforbruk	6
2.6 Bakterier i vannfasen	6
2.7 Organisk stoff	7
2.7.1 Totalorganisk karbon	7
2.7.2 Oppløst organisk karbon	7
2.7.3 Suspendert tørrstoff (STS)	7
2.7.4 Partikulært organisk karbon	7
2.7.5 Høsting og analyser av begroingen	8
2.7.6 Analyse av jern, mangan og aluminium	8
2.7.7 Mikroskopering og mikrofotografering	8
3. RESULTATER	9
3.1 Undersøkelser av testvannet	9
3.1.1 Kvaliteten av de tre vanntypene til testing	9
3.1.2 Forandringer i vannkvalitet i løpet av vannskiftperiodene	10
3.1.3 STS-transport inn og ut av apparaturen ved vannskift	11
3.1.4 Innhold av levende bakteriekim ved slutten av hver periode	13
3.1.5 Biokjemisk oksygenforbruk i vannet	14
3.2 Undersøkelser av begroingsslammet	15
3.2.1 Visuell bedømmelse av begroingsslammets mengde og utseende	15
3.2.2 Mengde slam dannet	16
3.2.3 Jern, mangan og aluminium i begroingsslam	17
3.2.4 Mikroskoperingsanalyser	21

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
4. DISKUSJON	26
5. KONKLUSJON	32

FIGURFORTEGNELSE

<u>Figurer</u>	<u>Side</u>
Figur 1. Skjematisk tegning av en testenhet.	4
Figur 2. Jern og mangan i eksponert vann.	11
Figur 3. Heterotrofe bakterier (kimtall) ved endt perioder. Innstøping og spredeplate teknikk	13
Figur 4. Beregnet akkumulert oksygenforbruk under testperioden.	15
Figur 5. Mengde slam i begroingsrørene.	16
Figur 6. Innhold av jern, mangan og aluminium i høstet slam.	18
Figur 7. Detaljer- slam fra råvann	20
Figur 8. Detaljer- slam fra filter A-vann	22
Figur 9. Detaljer- slam fra filter B-vann	24
Figur 10. Opptakshastighet for BOD, Fe og Mn i testperiodene	27

FORORD

Denne undersøkelsen er en oppfølging av en tilsvarende undersøkelse utført sommeren 1990, for å belyse reduksjon i slamdannelse etter at råvann har gjennomgått kjemisk rensing.

Bærum vannverk har helt siden midten av 1960-årene, etter at ozonbehandling av råvannet ble tatt i bruk, hatt problemer med slamførende drikkevann i sitt vannforsyningsnett fra Aurevatn vannverk.

I forbindelse med at vann- og kloakkvesenet ved Bærum kommune har arbeidet med en omlegging til en mer omfattende renseprosess utførte NIVA en undersøkelse i perioden desember 1988 til februar 1989 for å karakterisere begroingspotensialet i vann som hadde gjennomgått kjemisk felling og sandfiltrering, sammen med 4 andre vanntyper.

I den etterfølgende tid, frem til sommeren 1990, har det pågått prøvedrift med to alternative filtreringsprinsipper. Det ble så bestemt å gjennomføre en tilsvarende undersøkelse (med justeringer i det analyttiske testopplegget) som i 1988-1989. Undersøkelsen ble utført i juli-august 1990. Vannkvaliteten i råvann avvek fra første undersøkelse med bl.a. et betydelig mindre innhold av organisk karbon og lavere fargetall.

Siv. ing. Kari Ormerod, Statens Institutt for Folkehelse, har også denne gang vært faglig konsulent og medforfatter i undersøkelsen. Hun har hatt hovedansvaret for mikroskoperingen og dermed bedømmingen av begroingens kvalitative og kvantitative sammensetning.

Vi takker spesielt for det faglige bidraget ved utarbeiding av diskusjonen og konklusjonene i rapporten.

Oslo, Mai 1991

Harry Efraimsen
prosjektleder

SAMMENDRAG

På oppdrag fra Bærum kommune, vann- og kloakkvesenet, har NIVA utført en oppfølgingsundersøkelse for å belyse begroing og slamdannelse fra råvann og fra kjemisk rensset vann fra vannverket ved Aurevatn. Råvann og to alternativer kjemisk rensset vann kalt "Filter A" og "Filter B", er undersøkt med hensyn til biologisk aktivitet og kjemisk endring i vannkvalitet. Kjemisk rensing av råvann reduser innholdet av organisk stoff (TOC) med 50-55%, og partikulært stoff med ca. 75%. For jern ble det oppnådd en reduksjon på hele 94 %, og for mangan 56 %.

Begroingspotensial og slamdannelse i rensset vann ble undersøkt i små sirkulasjonseenheter (6 L) med råvann som referanse.

Fysisk-/kjemisk analyse som løst organisk karbon (DOC), partikkelbundet organisk karbon (POC) og suspendert tørrstoff (STS) ble benyttet for å bestemme slammengde. Jern, mangan og aluminium ble analysert for å følge transport av disse metallene i en materialbalanse. Biokjemisk oksygenforbruk (BOD) og bakteriologiske analyser (kimtall) ble benyttet for å beskrive utvikling og etablering av (aktiv) begroingslam under en testperiode på 36 døgn.

Etter eksponering i testenheten økte mengden av begroingslam som STS med 10 %, og som POC med 12 % i råvann. Tilsvarende ble 22 % jern og 50 % mangan fjernet fra vannfasen under eksponeringen. Signifikant reduksjon i TOC ble ikke påvist. Biologisk aktivitet, målt som antall produserte heterotrofe bakterier (kimtall), viste vesentlig lavere tall (1/5) enn for rensset vann fra filter A. Innledningsvis var også respirasjonen lavere, men etter 10-13 døgn ble den målt til samme hastighet som i vann fra filter A.

Hylsebakterier, genus Leptothrix, var også denne gang sterkt utbredt i slam fra råvann. Slamstrukturen hadde et visuelt sett "ferskt" utseende, med stor utbredelse av trådformede hylsebakterier som hadde relativt lite utfelling rundt filamentene.

I testenheten med vann fra filter A ble det produsert relativt mye begroingslam, 208 % STS og 98 % POC, i forhold til mengden i ueksponert vann. Vannets lave innhold av jern ble ytterligere redusert, og ca. 40 % ble gjenfunnet i slammet. For mangan var reduksjonen til å begynne med lav, men økte gradvis til 86 % av testvannets verdi ved slutten av forsøksperioden. Sterk tilvekst av heterotrofe bakterier og relativt høyt oksygenforbruk bekrefter en aktiv produksjon av begroingslam. Hylsebakterier ble observert, men uten kapsel med utfelt jern og mangan.

Et ekstremt høyt innhold av STS og aluminium i testvannet fra filter B, førte til at det ble dannet svært mye aluminiumholdig slam i testsystemet. Dette forhold gjorde at jern og mangan ble fjernet i mindre grad i forhold til vann fra filter A. Biologisk aktivitet, målt som oksygenforbruk, ble halvert, mens innholdet av levedyktige bakterier var på samme nivå, sammenliknet med filter A.

Aktivt begroingslam har betydelig kapasitet til å anrike jern og mangan, spesielt fra råvann, men også fra rensedvann med meget lavt metallinnhold. Det er derfor viktig å stoppe eller begrense den mikrobielle aktiviteten som er delaktig i denne oksidasjonsprosessen.

Anrikningen av jern i slammet som ble dannet fra råvann var 17%, som er vesentlig lavere enn ved forrige undersøkelse. I slam med vann fra filter A var jernanrikningen på 37% som er på nivå med det som ble funnet sist. Anrikningen av mangan både fra råvann og vann fra filter A viste god overensstemmelse med forrige undersøkelse.

Vekst av jern-/manganoksiderende bakterier er årsaken til den kraftige slamdannelsen som skjer i råvann fra Aurevatn. Denne undersøkelsen bekrefter resultatene fra begroingsanalysene fra forrige undersøkelse. Slam/begroing dannet fra rensedvann var mindre kompakt, og besto av begroingsorganismer. Uten tilsetning av desinfeksjonsmiddel vil det bli dannet begroingslam, men den vil sannsynligvis være mindre kompakt, og lett å bli revet løs fra rørveggene. Kjemisk rensedvann, med lavt jerninnhold ($< 5 \mu\text{g/L}$), gir dårlig vekstgrunnlag for bakterier (av slekten Leptothrix). Andre, antakelig også manganoksiderende bakterier, kan få gode vekstbetingelser og gi økt kintall i vannet. Desinfisering og lav temperatur i vannet i ledningsnett vil sannsynligvis begrense formering av bakterier, slik at det ikke forventes høye kintall i rensedrikkevann.

Denne undersøkelsen viste at fluks av aluminium ut fra rensanlegget vil kunne føre til utfelling av aluminiumhydroksid og kraftig slamdannelse i renvannsmagasin og ledningsnett.

I testenheter med vann fra filter A ble det produsert relativt mye begroingslam, 208 g STS og 88 g BOD₅ i forhold til mengden i rensedvann. Vannets lave innhold av jern ble ytterligere redusert, og ca. 40 % ble gjennnet i slammet. For mangan var reduksjonen til 8 % og ble redusert med lav, men ikke gravide til 8 % av testvannets verdi ved slutten av forsøksperioden. Sterk tilvekst av aerotrofe bakterier og relativt høyt oksygenforbruk bekrefter en aktiv produksjon av begroingslam. Hylsbakterier ble observert, men ikke identifisert med jern og mangan.

1. INNLEDNING

Utviklingen i vannkvaliteten fra Aurevatn som råvannskilde ble kortfattet beskrevet i NIVA-rapport 88201. Denne undersøkelsen er gjennomført etter samme opplegg som testene utført ved årskiftet 1988-1989 og sommeren 1990. Ved denne testen ble det lagt større vekt på å få testvannet bedre undersøkt med kjemiske analyser, spesielt innholdet av jern og mangan før og etter eksponering.

Hensikten med å foreta en tilsvarende test som ble utført sommeren var i hovedsak for å få bekreftet de resultater som ble oppnådd med hensyn til slamdannelse, begroingspotensial og forandringer i testvannets kjemiske innhold av metaller.

Det mest realistiske ville være å utføre slamdannelsestesten med renvann som kontinuerlig ble produsert i de to renseanleggene. Anleggene ble imidlertid benyttet i kortvarige testopplegg. Alt vann som skulle benyttes til testing av slamdannelse måtte derfor hentes på en og samme dag.

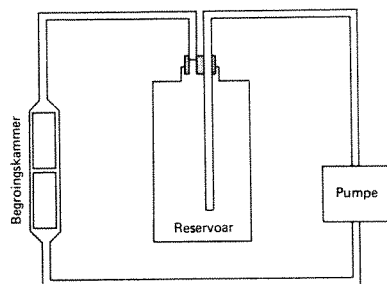
Det var imidlertid nødvendig å kjøre begroingsenhetene som "batch"-forsøk. Testvannet etter rensing ble derfor lagret i frossen tilstand. Vi hadde imidlertid kontinuerlig tilgang på råvann. Nytt råvann ble derfor tilkjørt en gang pr. uke.

Et viktig spørsmål er om bedre vannkvalitet i form av en betydelig reduksjon i vannets fargetall og en halvering av organisk stoff også vil føre til en tilstrekkelig reduksjon i slamdannelsen ute på ledningsnettet. Det er også i denne undersøkelsen lagt vekt på å fastlegge mengde slamdannelse fra råvann og de to typer rensset vann.

2. TESTBETINGELSER OG METODER

Det ble benyttet det samme sirkulasjonssystem som ved de to forutgående undersøkelser. Hver testenhet besto av et begroingsrørkammer av glass med en lengde på 22 cm og indre diameter på 2,8 cm. Rørkamret ble koblet til en 5 liters glassflaske med glassrør og koblinger av PVC. En Eheim akvarie-pumpe ble brukt til å holde en vanngjennomstrømning i systemet på 1000-1200 ml/min. Det totale volum i hver enhet var på 5,97 liter. To glassplater (objektglass) som var slipt ru på den ene siden for å gi bedre "feste" for begroingen, ble satt inn i hvert begroingskammer.

Figur 1 viser en skjematisk tegning av en testenhet.



Figur 1. Skjematisk tegning av en testenhet.

2.1 Testvann

Følgende vanntyper ble testet:

Ubehandlet råvann, og kjemisk rensert vann (kjemisk behandlet ved aluminiumsflokkulering og sandfiltrering) fra filter A og filter B.

Hele testvannsmengden fra filter A og B ble tatt ut samlet den 27.11. 1990 i tidsrom kl. 03.00 – 05.00 på 10 l plastkanner. Personalet ved vannverket var ansvarlig for prøvetaking og transport til NIVA. Første (vannskift) periode ble startet samme dag. Vann til etterfølgende vannskift ble frosset og lagret ved -20°C . Før hvert vannskift ble vannet smeltet over natten i et vannbad med temperatur på $15-20^{\circ}\text{C}$.

Råvann ble tilkjørt en gang pr. uke. En porsjon ble benyttet samme dag, og en annen ble lagret ved $3-4^{\circ}\text{C}$ i maks. 4 døgn til 2. ukevannskift. Grunnen til at råvann ikke ble frosset, er følgende:

Undersøkelsen som ble utført sommeren 1990 viste at frysing og tining, særlig av råvann, påvirket innholdet av partikulært materiale. Suspendert tørrstoff (STS) var gjennomgående høyere i råvann etter at det hadde vært frosset. Dette førte til en økt sedimentering av humusholdig materiale i begroingsrøret, og uventet høy slammengde for råvann.

For denne undersøkelsen ble det levert nytt råvann hver mandag. Vann til 2. vannskift i ukeperioden ble lagret i kjølerom ved $3-4^{\circ}\text{C}$ og benyttet på fredag. For å unngå at eventuelt større aggregerte partikler ble ført inn i testenhetene ved vannskift, ble vannet satt til sedimentering i minst 2 timer etter temperering og utlufting. Vannet ble så sifonert forsiktig over i reservoarflaskene. Det ble

ikke observert synlige partikler i råvann ved leveransene til denne undersøkelsen.

2.2 Justering av råvannets pH

Vann fra filter A hadde en pH-verdi på 9,6 og fra filter B 7,0. Vann fra filter A ble justert til pH 7,6-7,8 med 1 M H₂SO₄. Vann fra filter B og råvann ble justert til pH 7,3-7,5 med 1 M NaOH.

2.3 Temperatur og inkubasjonstid

Inkubasjonstemperaturen har innvirkning på mikroorganismers veksthastighet. Lav temperatur, 5 - 10 °C, som er relevant temperatur for ledningsvann, vil gi lengre etableringstid for dannelse av målbare mengder slam, enn nær optimal temperatur for de fleste vannbakterier, 15 - 20 °C. Det ble valgt å kjøre testen ved 15 - 16 °C. P.g.a. valg av tidspunkt for start av undersøkelsen var det nødvendig å forlenge testperioden i forhold til det som var anvendt ved tidligere forsøk. Inkubasjonstiden ble totalt 36 døgn, og den ble inndelt i 9 perioder med vannskift. Totalt ble det brukt 54 liter av hver vannstype. Periodene varte i henholdsvis 6, 4, 3, 4, 3, 4, 3, 4, og 5 døgn.

2.4 Inokulum

For å sikre at alle 3 vannkvalitetene ved start inneholdt tilstrekkelig med mikroorganismer av samme type som de tilstedeværende i råvann og i vann fra ledningsnett, ble det som ved de tidligere forsøk laget et blandingsinokulum. Det ble preparert fra det mottatte råvann og vann fra ledningsnett (Fornebu), hentet samme dag som forsøket ble startet. Prepareringen foregikk slik:

Ca. 8 liter vann ble filtrert gjennom spesialvasket 0,45 mikrometer membranfilter (Millipore). Bakterier og partikler som ble samlet opp på filtret ble resuspendert i 180 mL av filtratet, som så ble silt gjennom en 10 mikrometer planktonduk for å få fjernet større partikler. 60 mL ferdigpreparert inokulum ble benyttet per vannvolum på 7 l. Etter fylling av hver testenhet ble det podete vannet sirkulert i 10 min. om en overløpsflaske før testenheten ble lukket. Inokulumets bakterieinnhold (kimtall) ble bestemt til 70000/mL. Dette gir en tilsetning på ca 600 kim/mL i testvannet ved start.

2.5 Biokjemisk oksygenforbruk

Biokjemisk oksygenforbruk ble målt i vannet i alle testenhetene over 5 perioder. Oppløst oksygen ble bestemt i nytt (ueksponert) testvann etter at det hadde sirkulert gjennom testsystemet i minst 5 minutter. Duplikat-prøver ble tatt på 130 ml BOD-flasker. Tilsvarende duplikat-prøver ble tatt ut fra testvann som var eksponert i 4 døgn for måleperiodene 6-10. dag, 13.-17.dag, 17.-21.dag og 24.-28.dag. For siste måleperiode, 31.-36. dag var eksponeringstiden 5 døgn.

Bestemmelse av oksygenforbruket over 5 måleperioder antas for å være tilstrekkelig til å kunne beregne akkumulert forbruk for hele testperioden med relativ god presisjon. Parameteren ble vektlagt slik at den kan sammenliknes med resultater for oksygenforbruk funnet ved de tidligere undersøkelser.

Vannets innhold av oppløst oksygen ble bestemt etter NS 4734, titrimetrisk metode.

2.6 Bakterier i vannfasen

Mikrobiell aktivitet i vannfasen ble registrert som kimtall (maksimalantall heterotrofe kim, NS 4791 Tillegg B, MKA-medium) i vannet ved start (etter podning) og i eksponert testvann ved slutten av periodene 1, 2, 7, 8 og ved forsøkets slutt. Vekstmediet ble benyttet med innstøpningsteknikk (NS 4790-6), som normalt er vanlig ved kimtallbestemmelse. For bestemmelse av maksimalantall kim på MKA-medium er det imidlertid normalt å benytte spredeplatteteknikk (NS 4790-5). Dette ble utført parallelt på eksponert testvann for de 3 siste periodene. Ved innstøpningsteknikk blandes vannprøven med smeltet agarmedium som holder 43-45 °C. Dette kan være for høy temperatur for mange vannbakterier, slik at de inaktiveres. Ved spredeplatteteknikk spres vannprøven utover overflaten på stivnet agarmedium, som vanligvis holder romtemperatur. Vi ønsket å undersøke om valg av teknikk innvirket på bestemmelse av antall bakterier i vår testapparat.

Petriskålene ble inkubert i 14 døgn ved 15 °C før fremvokste bakteriekolonier ble telt.

2.7 Organisk stoff

2.7.1 Totalorganisk karbon

De tre testvannenes innhold av totalorganisk karbon (TOC) ble analysert før de ble frosset. D.v.s. at fin-partikulært materiale ikke ble frafiltrert før analyse. Analysene ble utført på ASTRO 2001 Carbon-Analyzer.

2.7.2 Oppløst organisk karbon

Oppløst (dissolved) organisk karbon (DOC) ble bestemt i ufrosset testvann ved forsøkets start og i tillegg i råvann levert 17. og 24.12.1990. Disse prøvene ble filtrert gjennom 0,45 µm membranfilter (spesialvasket) for å fjerne fin-partikulært materiale. Analysene ble utført på ASTRO 2001 Carbon-Analyzer.

2.7.3 Suspendert tørrstoff (STS)

STS i testvann og begroingslam ble bestemt på GF/C filtre som var gjennomvasket i ionebyttet destillert vann og tørket ved 490 °C i 1 time før bruk. Etter filtrering ble filterene tørket ved 105 °C i 1 time og veid for mengdebestemmelse av STS.

STS i uekspont vann fra filter A og B ble analysert før nedfrysing ved teststart. Analyse på uekspont vann som hadde vært lagret i frosset tilstand ble utført, men verdiene var så forskjellige sammenliknet med testvann som ikke hadde vært frosset, at de ikke var anvendbare i materialbalansen av STS i testsystemene. Ved slutten av hver periode ble det tatt prøver av ekspont vann fra alle tre vanntypene.

2.7.4 Partikulært organisk karbon

Partikkelbundet organisk karbon (POC) ble bestemt på suspendert materiale etter filtrering gjennom GF/C-filtre.

Resultatene fra disse analysene er benyttet ved beregning av total POC-inn og ut av testapparatet under gjennomføringen av testen. Samme teknikk ble benyttet ved bestemmelse av POC i høstet begroing. Fra hvert filter ble det stanset ut 2 sirkulære biter med en diameter på 5 mm. Denne prøve ble så analysert, og ut fra analyseverdi, areal

og vannvolum ble totalmengde karbon beregnet. Analysert ble utført på CARLO ERBA Elemental Analyzer- Mod. 1106.

2.7.5 Høsting og analyser av begroingen

Demontering av begroingskamrene ble gjort slik at vannvolumet var intakt, for ikke å miste begroingslam. Et objektglass fra hvert kammer ble forsiktig tatt ut og begroingen på halve flaten ble skrapet av til kvalitativ karakterisering ved mikroskopering. Den andre halvpart av begroingen på objektglasset ble holdt neddykket i testvann til den ble undersøkt under mikroskop, samme dag eller den påfølgende. Begroingen ble løsgjort fra veggene i testenhetene ved hjelp av en gummisvaber og vasket ut, og overført til en målesylinder. Etter en skånsom homogenisering ble det tatt ut delprøver for bestemmelse av karbon og tørrstoff, samt jern og mangan. I tillegg ble det også utført analyse på aluminium, da det viste seg at mesteparten av slammet fra vann fra filter B var av uorganisk natur. Filtratet (av eksponert testvann) fra selve høstingen ble analysert med hensyn til innhold av DOC, jern og mangan.

2.7.6 Analyse av jern, mangan og aluminium

Innholdet av jern og mangan i testvannet ble analysert på Perkin-Elmer Model 2380 Atom-absorpsjon Spektrofotometer (grafittovn).

Prøver av begroingsslammet ble tilsatt salpetersyre og oppluttet etter standard analysemetode. Aluminium ble også analysert på de oppluttede prøver.

Analyse av aluminium i testvannet ble utført av vannanalyselaboratoriet ved Bærum vann og avløpsverk.

2.7.7 Mikroskopering og mikrofotografering

Objektglassene med halvparten av begroingen intakt, ble plassert i begerglass og mikroskopert samme dag. En del av det utvaskede slammet ble også tatt ut til mikroskopering og mikroskopert neste dag. De mest typiske og dominerende fnokkstrukturer som var dannet av bakterievekst og avleiring er illustrert med billedmateriale.

3. RESULTATER

3.1 Undersøkelser av testvannet

3.1.1 Kvaliteten av de tre vanntypene til testing

Det ble foretatt fysisk-kjemiske analyser av de tre testvanntypene ved levering, før vannet ble frosset for lagring. For råvann ble det tatt ut prøver for kjemisk analyse også ved de etterfølgende leveranser, med hensyn til fargetall, TOC, jern og mangan. Analyseresultatene er vist i tabell 1.

Vann til testing	Vannkvalitet ved start av testperiode							
	Turb. FTU	Farge mg Pt/L	pH	TOC mg/L	DOC mg/L	Fe µg/L	Mn µg/L	Al µg/L
Filter A	0,08	5,5	9,6	1,78	1,80	<5	7,3	54
Filter B	0,35	6,2	7,0	1,93	1,84	<5	7,6	280
Råvann	-	27,9	6,6	4,36	4,17	88	17,2	
Råv. 3.12				4,33		68	16	
" 10.12		23,4	6,4	4,50				
" 17.12		26,1	6,6	4,52	4,36	104	16	
" 24.12		28,3		4,38	4,25	76	13	

Tabell 1. Fysisk/kjemiske analyseresultater i ueksponert testvann.

Begge rensealternativene var effektive til å redusere farge og jern fra råvannet. Også mangan-innholdet ble redusert med over 50 %, mens det ved forrige undersøkelse ikke ble påvist målbar forskjell. Innholdet av organisk stoff ble redusert med nesten 60 %. Dette er litt mer enn ved undersøkelsen sommeren 1990, og kan forklares med litt høyere innhold av organisk stoff ved denne undersøkelsen.

Råvannet som ble testet denne gang inneholdt lite partikkelbundet organisk stoff. DOC-verdiene viste seg å være bare ca. 4 % lavere enn TOC-verdiene. Organisk stoff i renset vann er også litt lavere sammenliknet med forrige undersøkelse. For renset vann ble det ikke påvist forskjell mellom TOC- og DOC-verdiene. Det er nå godt dokumentert med analyseresultatene fra denne og tidligere undersøkelser at jernholdige humusforbindelser bidrar mest til vannets fargeverdi.

Testkjøringen av filter B var ikke optimal denne gang. Dette førte blant annet til at innholdet av aluminium i vannet ble svært høyt, hele 5 ganger høyere enn i vann fra filter A.

3.1.2 Forandringer i vannkvalitet i løpet av vannskiftperiodene

Fysisk-kjemiske analyser på eksponert testvann ble utført på tilsammen 6 perioder under testtiden. De enkelte analyseresultater er vist i vedlegg, mens middelerverdiene er vist i tabell 2.

Vanntype	n=antall perioder	pH	TOC mg/L	Fe µg/L	Mn µg/L
Råvann "	Ueks. n=5	7,4	4,42	84	15
	Eksp. n=6	7,3	4,38	66	8
Filter A "	Ueks. n=4	7,9	1,97	<5	7,1
	Eksp. n=6	7,9	2,00	<5	5,0
Filter B "	Ueks. n=3	7,2	2,06	6	7,8
	Eksp. n=6	7,1	2,23	<5	7,5

Tabell 2. Forandringer i konsentrasjonsnivå etter eksponering i testsystemet.

Råvannets pH-verdi ble justert til 7,3 - 7,4 før påfylling i test-enheten. Vannets pH sank litt under eksponeringen. Vann fra filter A viste høy pH-verdi i noen av kannene etter tining, mens den i andre var lavere enn pH 8. Etter eksponering viste vannet en stabil pH-verdi. Den var litt lavere enn 8 ved alle målingene, med unntak av en hvor pH ble målt til 8,7 (28.12.1990). Vann fra filter B ble pH-justert til 7,2-7,3 med tilsetning av 1 M NaOH, som for råvann.

Innholdet av oppløst organisk stoff forandret seg minimalt under eksponeringen. Vann fra filter B viste høyere analyseverdier på vann som var lagret i frosset tilstand, sammenliknet med TOC-verdiene på ikke frosset prøve og lagret 1 uke (første testperiode, se vedlegg 1).

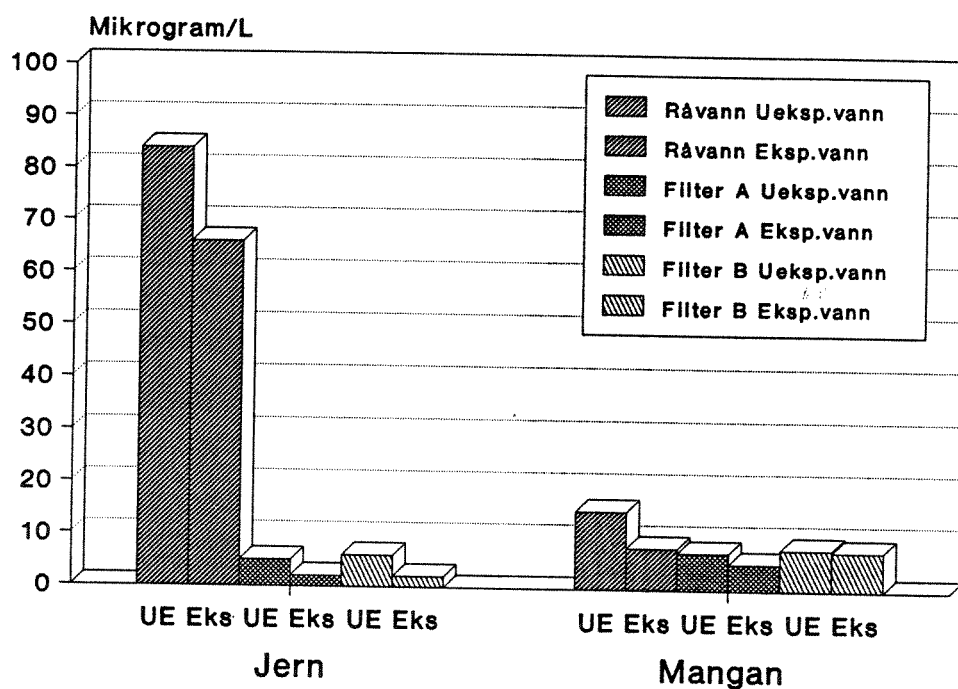
TOC-verdiene i eksponert vann var også høyere i siste halvdel av test-tiden. Dette kan muligens skyldes utlekking av organisk stoff fra polymeren som tilsettes sammen med fellingskjemikaliene. Det er lite sannsynlig at bidraget stammer fra partikulær biomasse som var dannet i systemet, fordi den målte tilvekst av begroing var liten.

Innholdet av jern i råvann ble redusert med 21 % i snitt under eksponeringen. Men analysedata viser en jevnt økende forskjell i løpet av inkubasjonstiden. Mangan-innholdet viste også en gradvis økende reduksjon under eksponering. Denne tydelige forskjellen i innholdet av spesielt mangan mellom ikke eksponert og eksponert vann ble også påvist ved siste vannskift ved forrige undersøkelse sommeren 1990. Denne testen bekrefter at det skjer en markert reduksjon i vannets

innhold av jern og mangan under eksponering, og at dette i stor grad har sammenheng med mengden av biomasse (begroing) som er dannet i testsystemet.

En tilsvarende effekt ble observert både i vann fra filter A og B for begge elementene. Men i disse to vanntypene var innholdet av jern og mangan så lavt og nær deteksjonsgrensen at de er usikre. I vedlegg 1 er analyseverdiene likevel vist for å angi om de var like under eller markert under den satte deteksjonsgrensen.

Konsentrasjonen av jern og mangan i testvannet før og etter eksponering er vist grafisk i figur 2.



Figur 2. Jern og mangan i vann før og etter eksponering.

3.1.3 STS-transport inn og ut av apparaturen ved vannskift

Middelverdiene av alle STS analysene er benyttet for beregne total transport av STS i de tre vanntypene (6 liter x 9 vannskift) for hele testperioden. Alle analyseverdiene for STS og POC er vist i vedlegg 2. De beregnede verdier er vist i tabell 3.

Testvann	Innhold av materiale, mg/54 L				Sedimentasjon			
	Inn STS	POC	Ut STS	POC	STS	%	POC	%
Råvann	24,6	7,7	17,9	6,3	6,7	27	1,4	18
Filter A	5,4	1,8	9,8	2,5	-4,4	-82	0,7	-40
Filter B	58,7	10,6	67,4	4,5	-8,7	-15	6,1	58

Tabell 3. Testvannenes innhold av partikkelbundet suspendert stoff og partikkelbundet organisk karbon (POC).

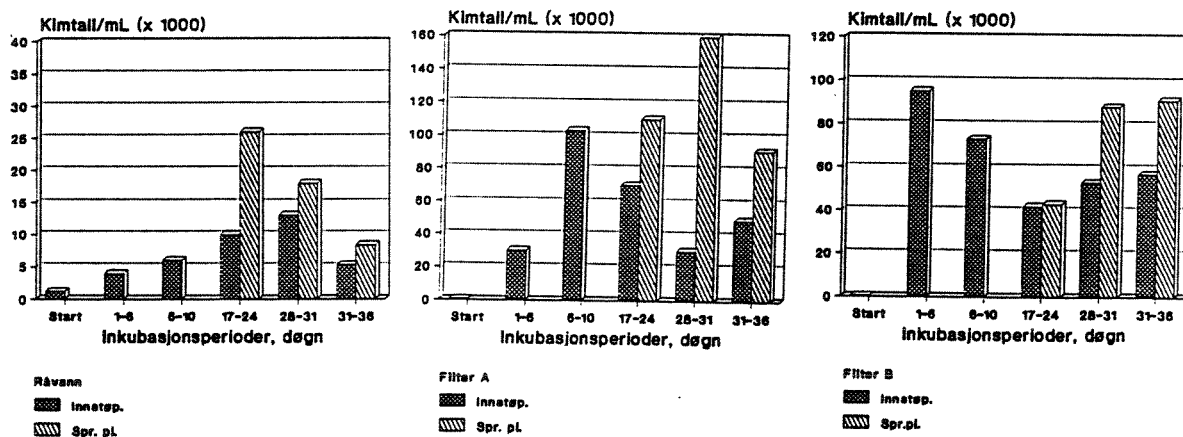
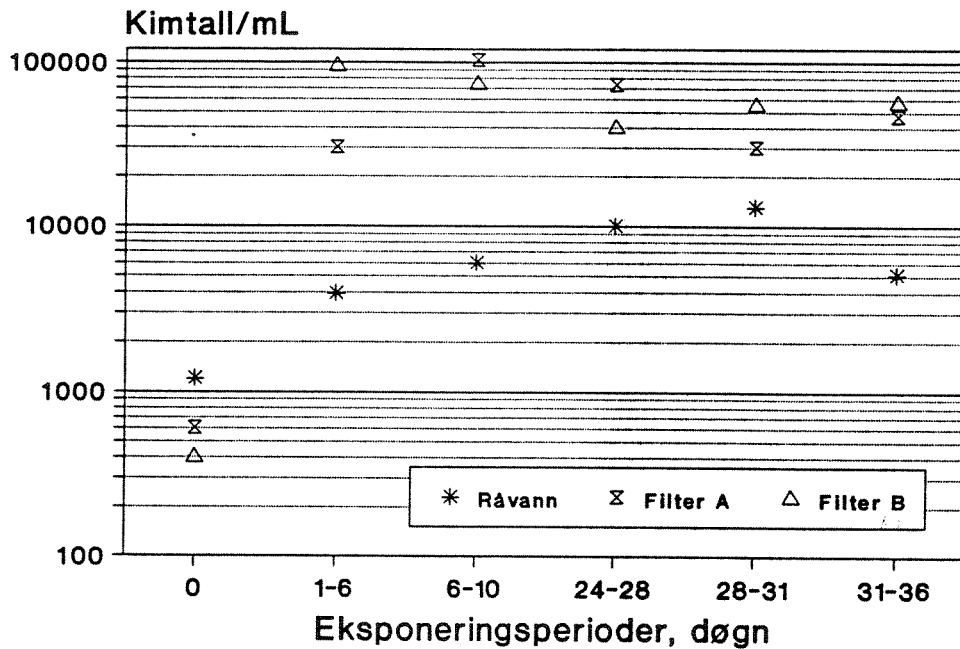
Tabell 3 viser at det var en betydelig sedimentasjon av partikulært materiale fra råvann både uttrykt som STS og som POC. Ved å benytte tørrstoffdata på ueksponert- og eksponert vann for hvert vannskift, og ikke middelerverdi som er brukt for beregning av tallene i tabellen, blir den totale sedimentasjonen for råvann på 6,1 mg STS. Dette utgjør hele 68 % av det høstede slam.

For vann fra Filter A viser tallene at det har funnet sted en produksjon av biomasse (bakterier) under eksponeringen, som i stor grad var knyttet til bakteriebiomasse i vannfasen.

Verdiene for vann fra filter B gir et dårlig grunnlag for pålitelig transportberegning av suspendert materiale. Fellingskjemikaliene, bidro til høyt aluminiuminnhold i vannet og førte til meget høye STS-verdier både inn og ut av testsystemet. Beregningen viser en nettotransport av STS ut av systemet, mens det har funnet sted en betydelig sedimentering av POC. Dette er ikke i samsvar med analyseverdiene av organisk stoff i høstet slam. Denne forskjell kan ha sammenheng med at det dannes og felles ut aluminiumhydroksid under eksponeringen i testsystemet. Biomasse, som bakterier, dannes også og blir "dratt med" i sedimenteringen.

3.1.4 Innhold av levende bakteriekim ved slutten av hver periode

Innholdet av bakterier i de 3 testvannstypene etter eksponering, (endt periode) er vist i figur 3.



Figur 3. Heterotrofe bakterier (kimtall) ved endt perioder. Med innstøping og med spredeplatteteknikk.

Kimtall ved start (etter podning), var relativt lavt, 1200 kim/ml i råvann og henholdsvis 600 og 400 i vann fra filter A og fra B.

Figurens nedre del viser kimtallsverdiene som stolpe-diagram, hvor også kimtall bestemt med spredeplatteteknikk for de 3 undersøkte perioder er tatt med. Spredeplatteteknikk ga vesentlig høyere verdier

for kimtall enn innstøpingsteknikk. Dette bekrefter at det var en stor andel varmesensitive bakterier tilstede også i testenhetene som ble kjørt ved 15-16 °C.

Innholdet av bakterier i råvann økte gradvis for hvert vannskift til midtveis i eksperimentperioden, for så å avta noe ved de to siste periodene. Midlere kimtall for de 3 siste periodene var $1,8 \cdot 10^4$ kim/ml, bestemt med spredeplate-teknikk.

Kimtall i eksponert testvann fra filter A var i størrelsesorden 10^5 kim pr. ml ved samtlige perioder, unntatt den første.

Kimtall i testvann fra filter B var i samme størrelsesorden som for filter A. Kimtallsverdiene for testperioden fra 17.-24. døgn er tillagt liten vekt fordi analyseverdiene for både innstøping- og spredplatteteknikk var uventet lave, sammenliknet med periodene før og etterpå.

Innholdet av bakterier i vann fra filtrene A og B var også ved denne undersøkelsen flere ganger høyere (4 -7 ganger) enn i råvann. Imidlertid var innholdet av bakterier vesentlig lavere enn det som ble registrert ved undersøkelsen sommeren 1990.

3.1.5 Biokjemisk oksygenforbruk i vannet

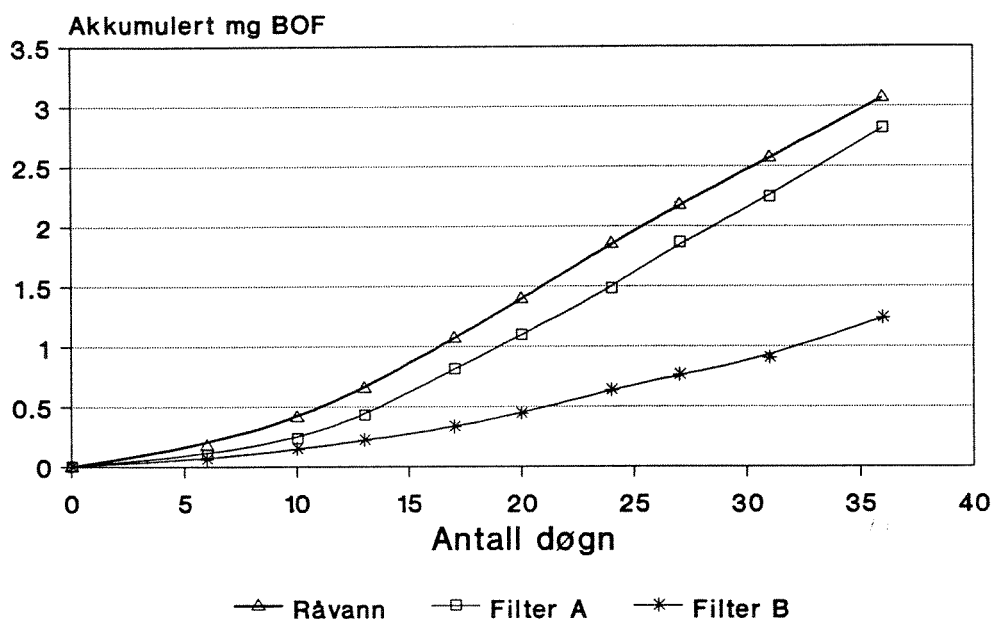
Utviklingen i biokjemisk oksygenforbruk (BOF) ble analysert over 5 perioder i løpet av hele testperioden. Resultatene er presentert i tabell 4.

Vanntype	Oksygenforbruk, mg/L/døgn				
	Periode 2 7-10.dag	Periode 4 13-17.dag	Periode 6 24-28.dag	Periode 8 28-31.dag	Periode 9 31-36.dag
Råvann	0,058	0,104	0,114	0,099	0,099
Filter A	0,033	0,096	0,096	0,094	0,116
Filter B	0,021	0,028	0,048	0,015	0,083

Tabell 4. BOF mg oksygen/L/døgn i middel for hvert periode.

Som det er påpekt ved de tidligere undersøkelser er oksygenforbruket et mål på den mikrobiologiske aktiviteten i testvannet.

De frittlevende mikroorganismene i testvannet synes å ha stor betydning, fordi oksygenopptaket pr. tidsenhet stabiliserte seg relativt tidlig i inkubasjonsperioden – før det var etablert fastsittende begroing i kamrene. På bakgrunn av det analyserte oksygenforbruk er det foretatt beregning av akkumulert oksygenforbruk pr. liter for hele testperioden, og utviklingen er vist i figur 4.



Figur 4. Beregnet akkumulert oksygenforbruk under testperioden.

Oksygenforbruket stabiliserte seg på et jevnt aktivitetsnivå etter en etableringsfase på 10-13 døgn for råvann og vann fra filter A. Vann fra filter B viste imidlertid vesentlig lavere oksygenforbruk pr.tidsenhet, bare ca halvparten sammenliknet med de to andre.

3.2 Undersøkelser av begroingslammet

3.2.1 Visuell bedømmelse av begroingslammets mengde og utseende

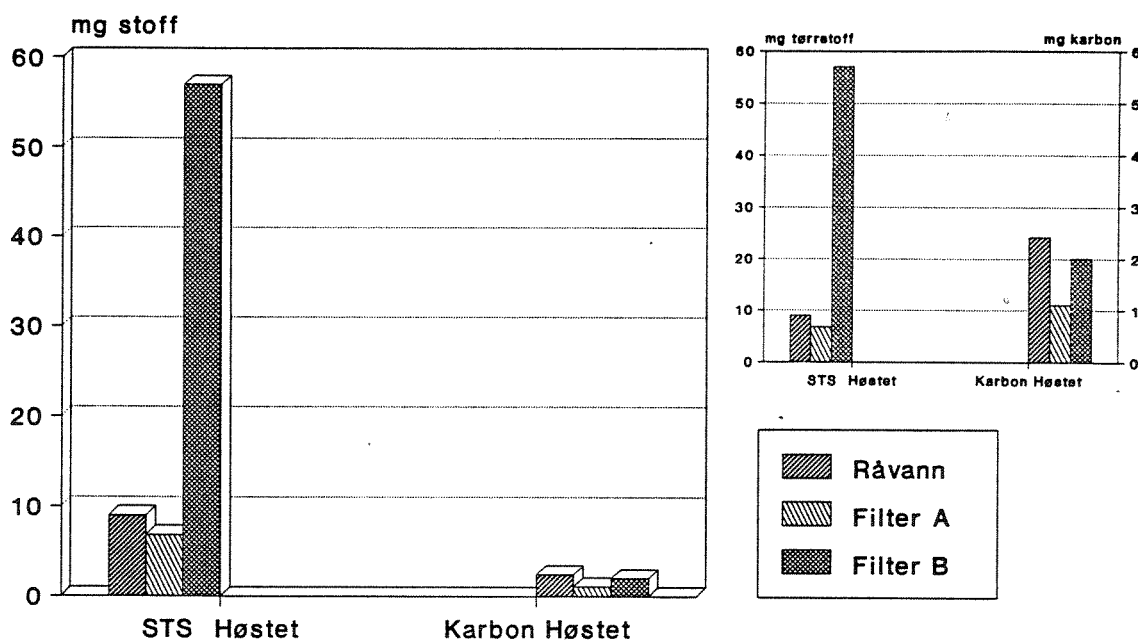
Dannelsen av fastsittende belegg utviklet seg relativt langsomt i begroingsrøret for råvann. Etter 15-20 døgn var det dannet et tynt jevnt lag med lyst rust-brunt slam. Ved forsøkets slutt, etter 36 døgn var det et jevnt "mørkt" rust-brunt belegg på hele objektglassflaten. Også på nedre halvsirkelflate av begroingsrøret var det belegg. De visuelle iaktakelser som ble gjort, tydet på at relativt få av de humuspartikler som ble ført inn med vannet ved vannskift sedimenterte i begroingsrøret.

Slamdannelsen i begroingsrøret for vann fra filter A viste ved forsøkets slutt et lys-brunt belegg som var jevnt fordelt over hele objektglassflaten. Det var lite synlig belegg festet til innsiden av begroingsrøret. Slammet hadde samme karakteristiske utseende og struktur som observert ved tidligere undersøkelser.

Slammet i begroingsrøret for vann fra filter B, hadde et spesielt utseende og skilte seg klart fra det som ble dannet i vann fra filter A. Slammet hadde et grå-gult utseende. Det var voluminøst, og lå som et "ullent teppe" over hele objektglassflaten.

3.2.2 Mengde slam dannet

Mengde høstet begroingsslam fra testenhetene er presentert som stolpediagram i figur 5.



Figur 5. Mengde slam i begroingsrørene.

Det ble dannet 24 % mindre slam fra vann fra filter A, sammenliknet med råvann. I råvann ble det høstet 9,0 mg STS og for filter A 6,8 mg STS som middelerverdi av 3 parallellprøver.

Slammengden fra filter B, var langt høyere, hele 57 mg STS. Dette er hele 8 ganger høyere enn i filter A. Den slammengden som ble dannet var så spesiell, p.g.a. aluminiumhydroksid, at det ikke vil være riktig å sammenlikne med det andre filtret eller råvann. Karbon gir et bedre sammenlikningsgrunnlag. Dette bekrefter at den store slammengden som ble dannet i kamret med vann fra filter B i hovedsak var av

uorganisk opprinnelse.

Karboninnholdet i slammet fra de ulike vanntypene var ikke så forskjellig som forventet ut fra hva som var oppnådd ved tidligere undersøkelser, sett i forhold til råvann. Innholdet av POC var henholdsvis 45 % fra filter A og 80 % fra filter B. De beregnede tallverdier er også vist i tabell 5.

Andelen karbon i slam fra råvann var 27 %. Dette var betydelig høyere enn det som ble målt i slam ved den forrige testen, som ble utført sommeren 1990. I slam fra filter A utgjorde karbon 16 %, som er omtrent tilsvarende (14,3 %) det som ble målt i forrige test.

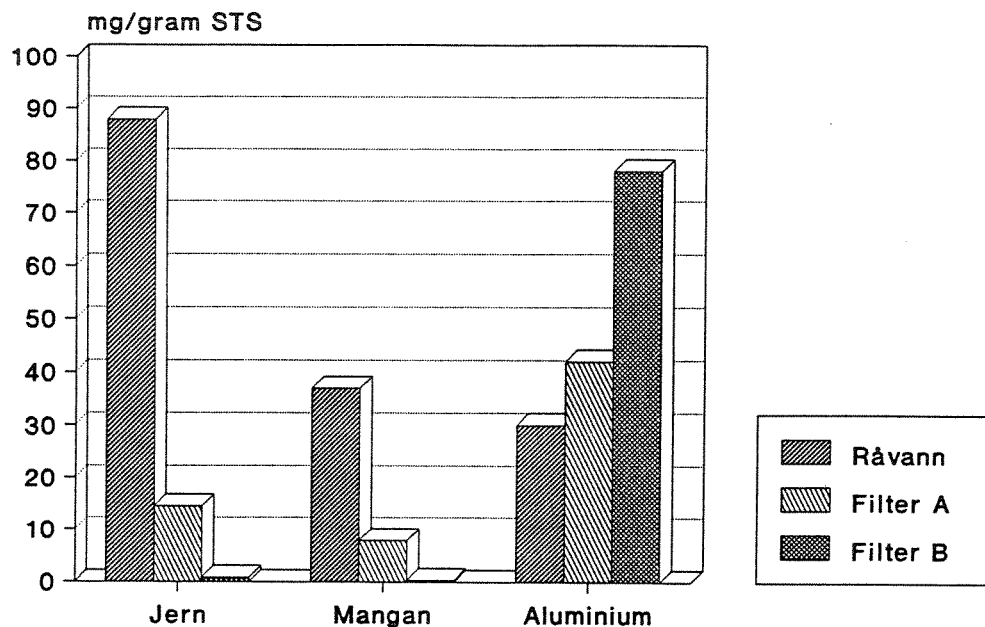
Resultatene viser at det var mindre forskjell mellom råvann og vann fra filter A enn tidligere. Den mest sannsynlige forklaring på dette er at råvann ikke inneholdt så mye "store aggregater" av humuspartikler som sedimenterte i kamret som ved tidligere forsøk. Dette ble også bekreftet ved analyser av STS i ueksponert og eksponert testvann (vedlegg 2).

3.2.3 Jern, mangan og aluminium i begroingslam

Fra tidligere undersøkelser er det vist at vannets innhold av jern har avgjørende betydning for mikrobiell omsetning og dannelse av jernholdig slam.

I denne undersøkelsen ble det i tillegg til jern og mangan også analysert på aluminium. Bakgrunn for dette var unormalt høy konsentrasjon av aluminium i vann fra filter B.

Innholdet av disse 3 metallene i slam fra råvann, vann fra filter A og filter B som mg/g tørrstoff er vist i figur 6.



Figur 6. Innhold av jern, mangan og aluminium i høstet slam.

Den høye slammengden fra filter B gir et fortegnnet bilde av jern- og manganinnholdet når verdiene oppgis pr. gram STS. De målte verdier i høstet slam (pr. 54 l testvann) gir et mer realistisk forhold mellom testvannstypene. Verdiene er vist i tabell 5.

Testvann	Høstet mg		Jern mg		Mangan mg		Aluminium mg	
	STS	POC	høstet	/g STS	høstet	/g STS	høstet	/g STS
Råvann	9,02	2,42	0,79	87,6	0,334	37	0,272	30
Filt.A	6,83	1,1	0,1	14,5	0,054	7,9	0,288	42
Filt.B	57	2,01	0,05	0,86	0,017	0,3	4,446	78

Tabell 5. Jern, mangan og aluminium i høstet slam

Jerninnholdet i slam fra råvann var høyere enn ved forrige undersøkelse. Også innholdet av mangan var uventet høyt, hele 3.4 ganger høyere enn i råvannsslam fra forrige test. Innholdet av jern og mangan i slam fra filter A var sammenliknbare med verdier fra forrige undersøkelse.

Det sannsynligvis beste grunnlaget for å sammenlikne mengden av disse to metallene i slam fra filter A og for filter B, er å benytte totalinnholdet i høstet slam. Resultatene viser at innholdet av jern

var det dobbelte, og for mangan over det 3 dobbelte i forhold til vann fra filter B. Ved bruk av POC som mål for stoffmengde, blir innholdet av jern og mangan 4,2 ganger høyere i slam dannet fra vann fra filter A enn fra filter B. Dette tyder på at restene av aluminium i vannet forhindret anrikning av jern og mangan i slammet.

Anrikningen av aluminium i høstet slam viste likeverdige verdier for råvann og filter A. I slam fra filter B var innholdet 15-16 ganger høyere. Pr. gram STS var konsentrasjonen av aluminium omtrent dobbel så høy i slam fra filter B som i filter A, og 2,6 høyere enn i råvann.

Tabell 6 viser beregnet mengde jern, mangan og aluminium i det totale testvolum av vann for de tre vanntypene, samt den mengde av metallene som ble anriket i slammet.

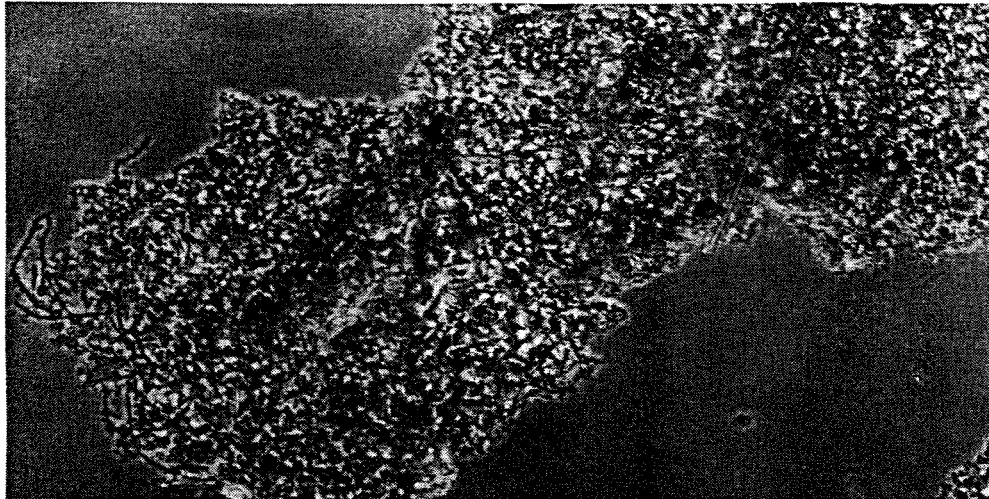
Testvann	Totalmengde i testet vannvolum			Totalt anriket i slammet			% anriket i slammet		
	mg Fe	mg Mn	mg Al	mg Fe	mg Mn	mg Al	Fe	Mn	Al
Råvann	4,54	0,81	-	0,79	0,334	0,27	17	41	-
Filter A	0,27	0,38	2,9	0,1	0,054	0,29	37	14	10
Filter B	0,32	0,42	14,04	0,05	0,017	4,45	16	4	32

Tabell 5. Beregnet jern, mangan og aluminium i totalvolum av testvann, og anrikning av elementene i slammet.

Anrikningen av jern var vesentlig lavere, mens mangan viste samme anrikningsnivå som ved forrige test. Slam fra filter A viste verdier på samme nivå for begge elementene sammenliknet med forrige test. Slam fra filter B viste lav anrikning av både jern og mangan, sammenliknet med filter A, og med forrige test. Den lave anrikningen av mangan er i samsvar med vannanalysene for uekspionert- og ekspionert vann fra filter B som ikke viste signifikant forskjell i mangankonsentrasjon. I ekspionert testvann fra filter A var det imidlertid signifikant lavere innhold av mangan enn i uekspionert vann, spesielt mot slutten av inkubasjonsperioden (se vedlegg 1).

10 % av aluminium i testvann fra filter A ble anriket i slammet. Aluminiumkonsentrasjonen i råvann ble ikke målt, men i slammet ble det funnet samme mengde som fra filter A. Råvannet må derfor også inneholde en målbar mengde av aluminium.

Hele en tre-del av totalmengden aluminium i testvann fra filter B ble anriket i slammet. Dette må ansees som meget høyt, og kan komme til å skape et stort slamproblem i ledningsnettet.

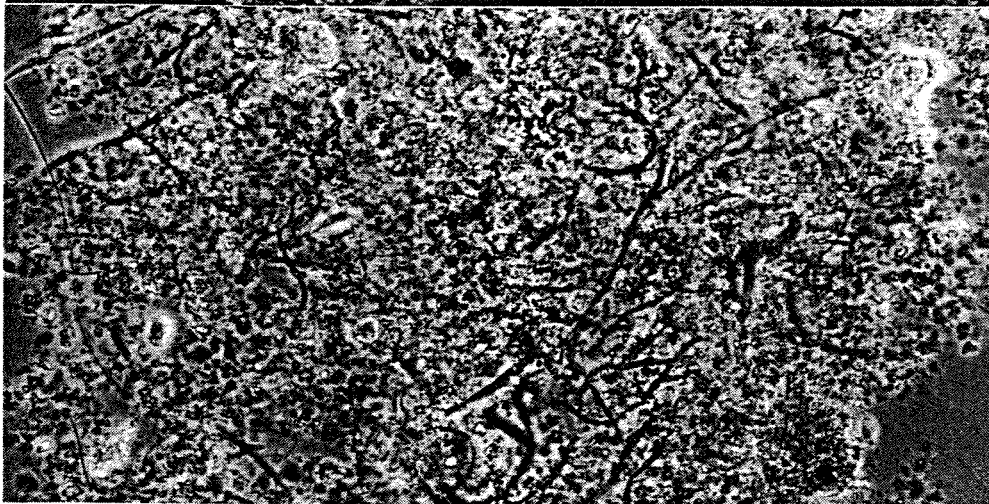


Figur 7

Råvann

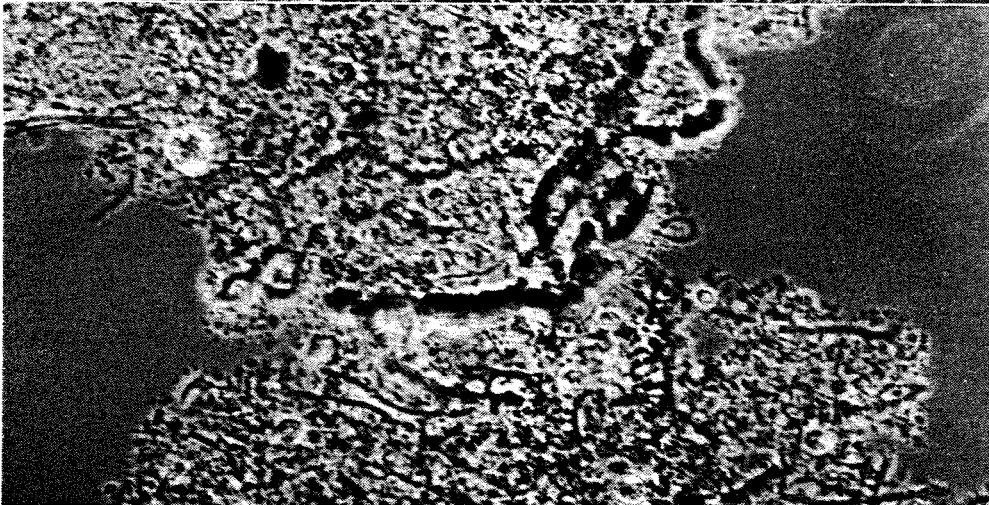
Bilde 1

116 x



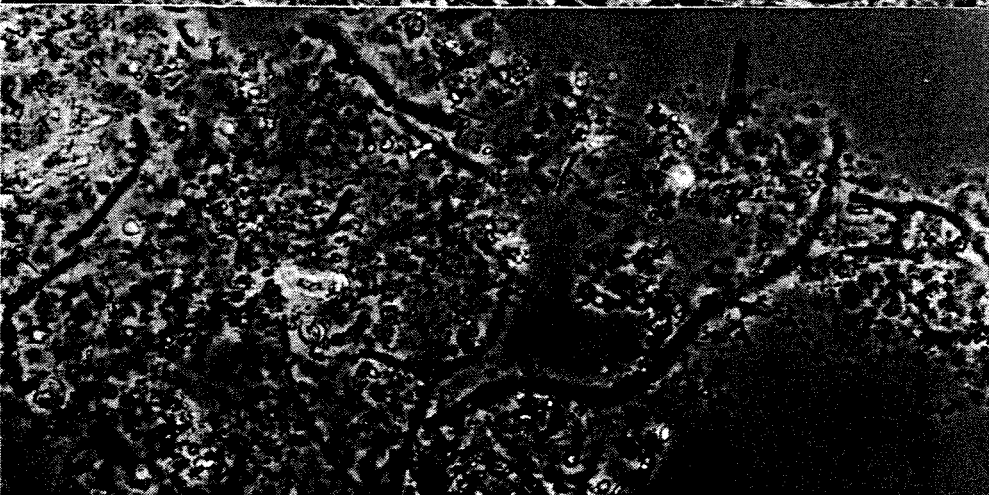
Bilde 2

290 x



Bilde 3

290 x



Bilde 4

465 x

3.2.4 Mikroskoperingsanalyser

Objektglassene fra begroingsenhetene ble plassert i et begerglass med vann da testenhetene ble demontert. Halvparten av slammet på objektglasset ble skrapet av med en gummisvaber, og oppbevart i vannet. den andre halvparten av objektglasset ble undersøkt direkte under mikroskop, for å få et inntrykk av slammets dekningsgrad.

Begge undersøkelsene i mikroskop er kommentert i det etterfølgende.

Slam dannet med ubehandlet råvann.

Slammet dannet et tett, rustbrunt belegg på objektglasset i begroingsenheten.

Under mikroskop viste det seg å bestå av tette fnokker av kornet materiale, (slik som beskrevet for slam fra begroingsenheten med vann fra filter A). Fnokkene hadde stort innhold av hylsebakterier av type Sphaerotilus/Leptothrix, med kapsel av utfelte jern- og manganoksider. I tillegg ble det observert tynne tråder uten kapsel, noen av den bevegelige og med utseende som Beggiatoa minima. Flagellater og ciliater (protozoer) ble også observert. Slammet hadde tilsynelatende mye tettere struktur enn slammet i de to øvrige begroingsenhetene. Dette kan komme av at det blir dannet mer begroing, men det kan også skyldes en kombinasjon av begroing og beleggdannelse fra kolloidalt oppløste forbindelser i råvannet. Begroingen kan forhindres ved desinfeksjon, men beleggdannelsen kan oppstå også fra desinfisert vann.

Slammets utseende er vist ved bildene på figur 7.

Bilde 1:

Oversiktsbilde som viser kompakt fnokk av kornet materiale, med brunfarget overflate. Hylsebakterier er synlig til venstre i bildet.

Bilde 2:

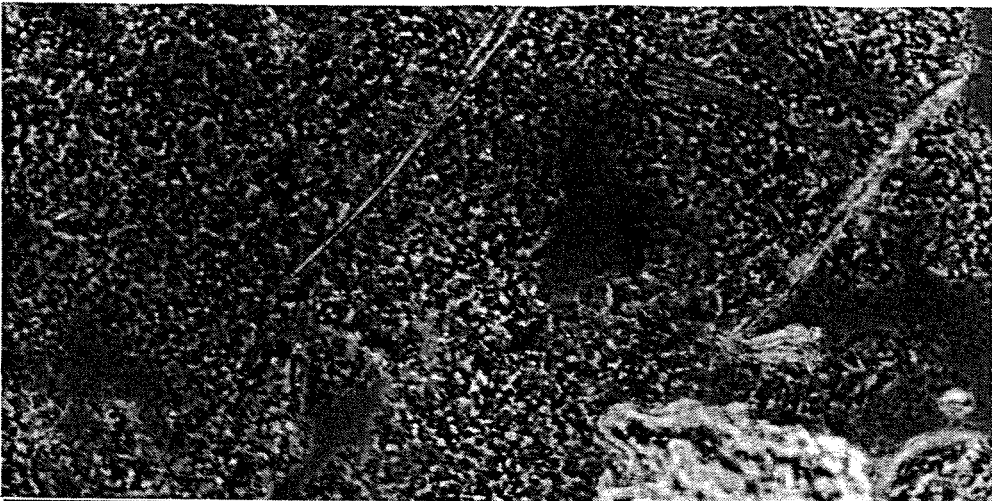
Parti av tilsynelatende nydannet fnokk med svak brunfarge, og med stort innhold av hylsebakterier med tynn, brun kapsel.

Bilde 3:

Fnokk med innhold av hylsebakterier med tykk, brun kapsel.

Bilde 4:

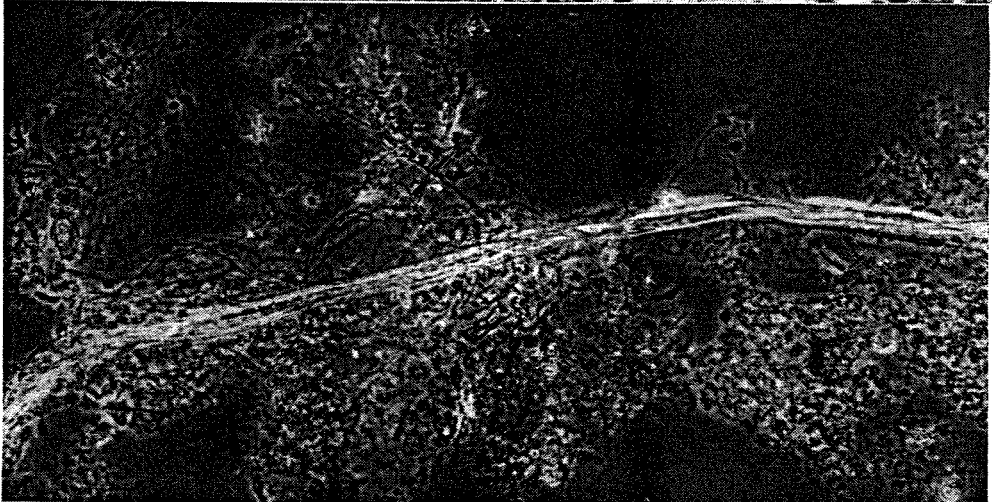
Fnokk av tilsynelatende nydannet vekst av stavbakterier, hylsebakterier og tynne trådbakterier.



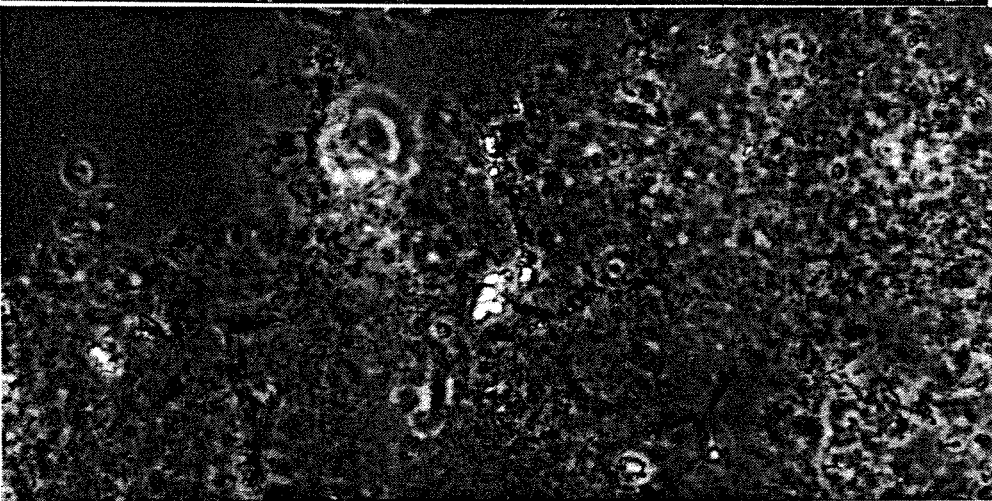
Figur 8

Filter A

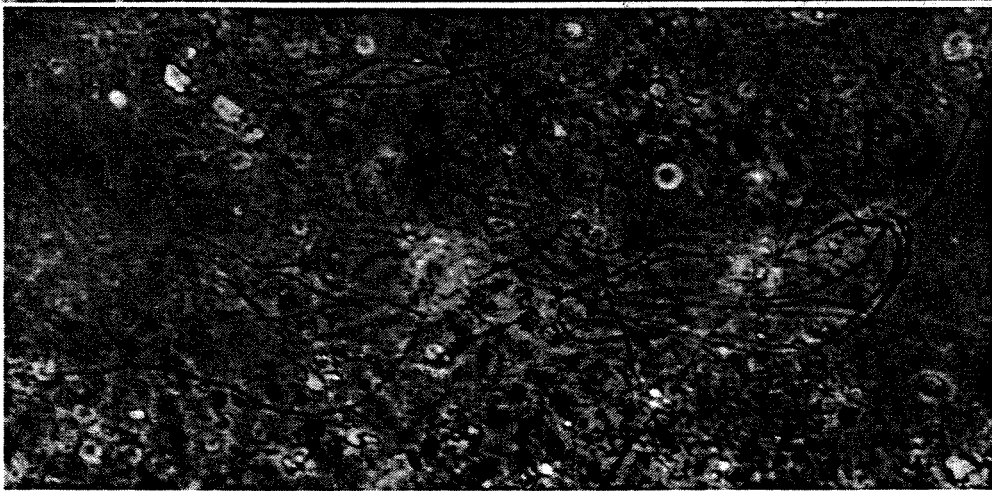
Bilde 1
116 x



Bilde 2
180 x



Bilde 3
465 x



Bilde 4
465 x

Slam dannet med vann fra Filter A.

Slammet, som dannet et jevnt belegg på objektglasset i begroings-enheten, var lys brunt av farge. Under mikroskop viste det seg at det fremkom flekkvis på objektglasset, ikke som et kontinuerlig belegg.

Mikroskoperingen av slammet viste at det besto av tette fnokker av kornet materiale, ispedd tynne tråder uten kapsel av oksidert jern og mangan. "Rust-brun" avleiring var jevnt utbredt over fnokkene, med noe svakere, eller uten avleiring ut mot periferien av fnokkene. Dette er typisk utseende på slam dannet fastsittende på flater som står i kontakt med rennende vann. Fnokkene er dannet av stavbakterier som omgir seg med en gelatinøs masse, antakelig av polysakkarider. Andre bakterier, bl.a. trådformede, sopp og høyere mikroorganismer (protozoer) kan også finne grobunn her etter hvert som slammet blir eldre og begynner å nedbrytes. Både trådbakterier og flagellater ble observert i slammet.

I nyere internasjonal litteratur er det fremsatt en teori om at brunfargen i slike fnokker oppstår på grunn av stoffskiftet til bakteriene som danner begroingen. De må nemlig bli kvitt dannet hydrogenperoksid, og gjør antakelig dette ved å oksidere oppløste jern- og manganforbindelser i vannet. I oksidert form er disse lite løselige i vann, og felles ut i den gelatinøse massen. Hylsebakterier av type Sphaerotilus/Leptothrix danner en kapsel av polysakkarider utenpå hylsen, og jern og manganforbindelser felles ut i denne kapselen.

Slammets utseende er vist ved bildene på figur 8.

Bilde 1:

Oversiktsbilde av kompakt fnokk med kornet, brunfarget materiale.

Bilde 2:

Oversiktsbilde som viser en fiber omgitt av begroing med stort innhold av trådformede bakterier.

Bilde 3:

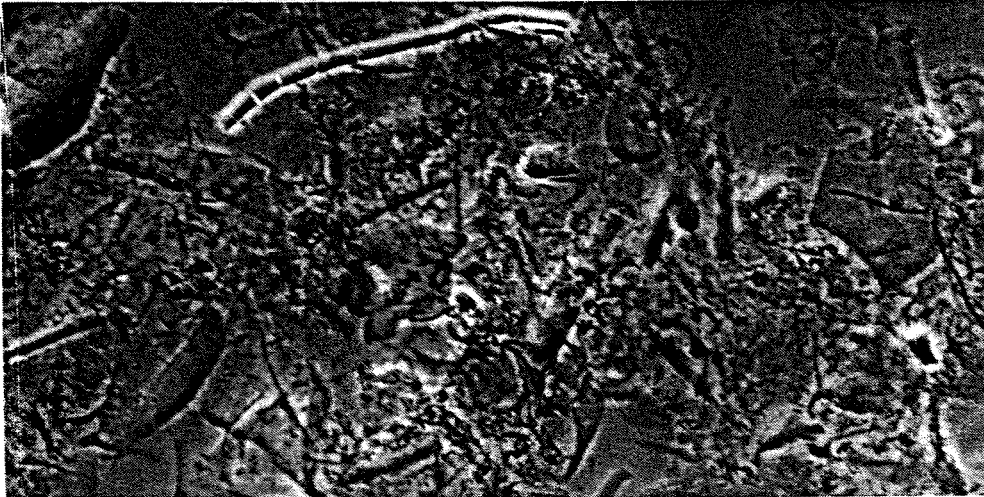
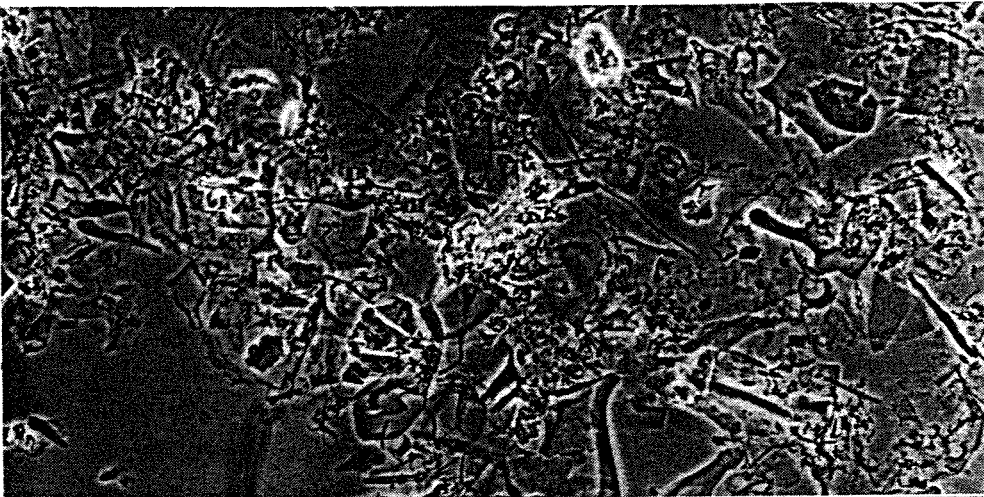
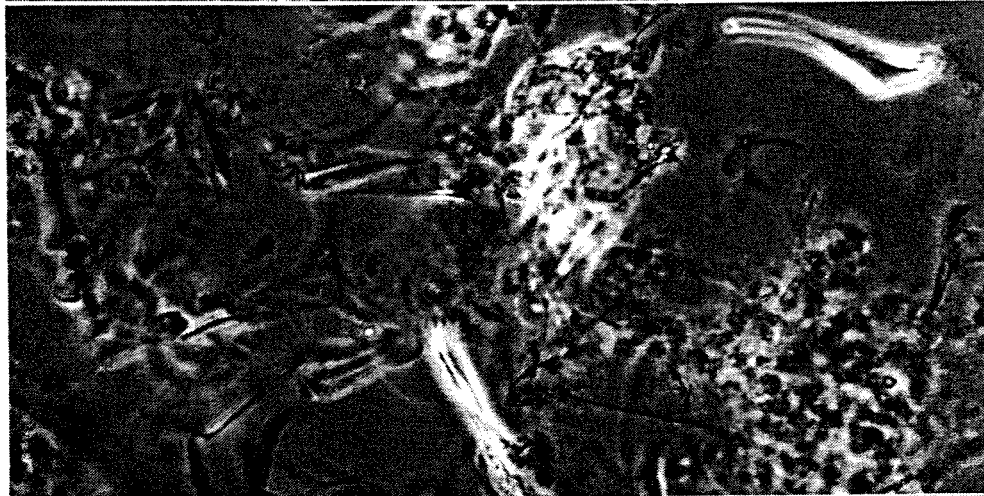
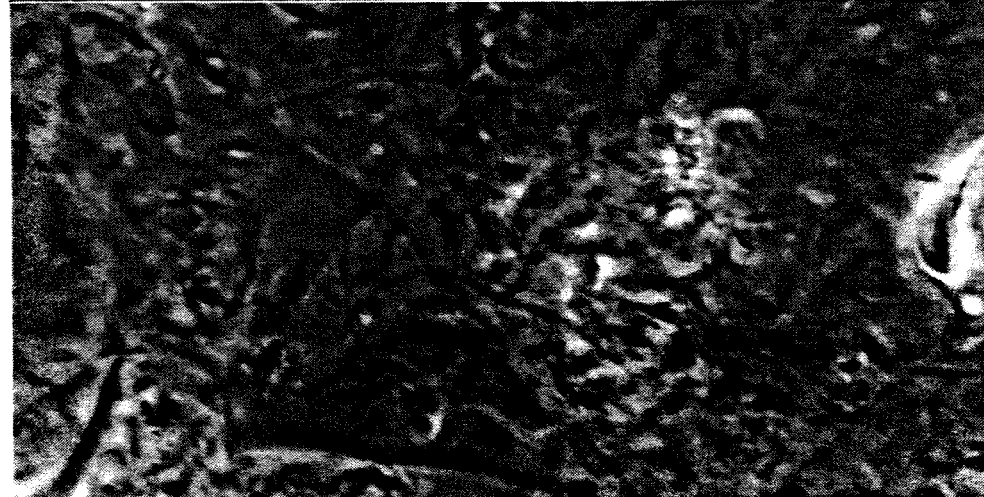
Forstørret bilde av en kompakt fnokk med tydelig ansamling av enkeltbakterier i fnokkens utkant, nederst på bildet.

Bilde 4:

Forstørret bilde av en fnokk med stor andel av tynne trådbakterier. Slike trådbakterier vil også medvirke til å holde fnokkene sammen til større ansamlinger.

Figur 9

Filter B

Bilde 1
116 xBilde 2
290 xBilde 3
465 xBilde 4
1160 x

Slam dannet med vann fra Filter B.

Slammet hadde utseende som "ulldotter" som sto opp fra overflaten av objektglasset i begroingsenheten. Objektglasset hadde et tett belegg over hele overflaten, og belegget var lys brunt med samme fargetone som det fra testenheten med vann fra Filter A.

Under mikroskop viste slammet seg også å være forskjellig fra begroingen dannet med de andre vanntypene. Det hadde få kompakte fnokker, men besto for det meste av små flak, med en substans som dannet mørke hinnaktige formasjoner. Disse var ispedd tynne tråder som muligens var trådbakterier. Innimellom disse flakene var det enkelte steder mer kompakte fnokker med samme utseende som tilsvarende fnokker fra de andre vanntypene. Vi antar at de hinneaktige flakene var dannet av utfelt aluminiumhydroksid, og at de kompakte fnokkene og de tynne trådene enten var dannet som begroing eller var utfelt fra vannet i testapparatet. Det ble observert flagellater også i dette slammet, og det tyder på at enten slammet eller vannet i testenheten har inneholdt nydannede bakterier. Kimtallsanalyser av vannet viste at det inneholdt et stort antall bakterier. Vannets innhold av aluminiumhydroksid har således ikke vært til hinder for vekst av bakterier i systemet.

Slammets utseende er vist på figur 9.

Bilde 1:

Oversiktsbilde som viser spredte, tynne fnokker med innhold av tynne tråder.

Bilde 2:

Oversiktsbilde som viser en større ansamling av slike fnokker, med tydelig innslag av de nevnte tynne hinneaktige strukturer, i tillegg til tynne tråder.

Bilde 3:

Et større parti av et flak med hinneaktige strukturer og tråder.

Bilde 4:

Et større parti av et flak med en kompakt fnokk med kornet struktur nederst til høyre i bildet. Denne fnokken er antakelig dannet ved vekst av bakterier.

4. DISKUSJON

Analysene av vannporsjonene benyttet i testporsjon og av det dannede slammet gjør oss istand til å vurdere hva som skjer i testapparatene, og til å sette opp en massebalanse for systemet. Massebalansen er vist på sidene 27 og 28.

Først vil vi få effekten av de benyttede renseprosessene. Råvannet inneholdt som gjennomsnittverdi 0,455 mg/L av suspendert stoff, målt som tørrstoff (STS). Mengden av karbon i dette tørrstoffet (POC) var som snittverdi 0,313 mg/mg STS, eller omregnet 0,142 mg/L. Den totale mengde organisk karbon i vannet, både partikulært og oppløst (TOC), var som snittverdi 4,42 mg/L. Gjennomsnittverdiene for jern og mangan var henholdsvis 84 og 16 µg/L.

Prosessene A og B fjernet henholdsvis 55 % og 53 % av TOC, 94 % av jern, og 57 % og 51 % av mangan. Prosess A fjernet 78 % av STS og 92 % av POC. Prosess B var ikke i optimal drift den dagen vannet ble tatt, og hadde gjennomslag av fellingsmidlet aluminium. Dette gjorde at vannet inneholdt 44 % mer STS enn råvannet, og 38 % mer POC. Det økte innholdet av organisk stoff tyder på at organisk stoff tilsettes i renseprosessen, og at det her fulgte fellingsmidlet. Basert på resultatene fra forrige gangs forsøk, er det ingen grunn til å forvente vesentlig dårligere renseeffekt med prosess B enn prosess A når det gjelder fjerning av organisk stoff. Forskjellene i renseeffekt for jern og mangan ligger innenfor variasjonsområdet til de enkeltverdier som inngår i gjennomsnittsverdien. Alle reduksjonsverdiene ligger imidlertid lavere for prosess B. Denne gang kan det skyldes dårligere effekt på grunn av aluminiumsfluksen fra anlegget. Derfor er bare prosess A tatt med i materialbalansen for renseprosessen.

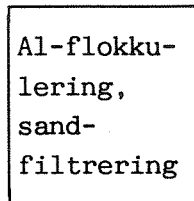
Vi har også satt opp materialbalanse for prosessen i gjennomstrømningsapparatene, en for hver vanntype som ble testet. Det var forventet at den mikrobiologiske aktiviteten ville være lavere i rensed vann enn i råvann, da noe av næringsgrunnlaget for mikroorganismene skulle være fjernet fra vannet. Kimtallsanalysene, mikroskoperingsanalysene og BOD-analysene viser at det var biologisk aktivitet i alle de tre enhetene. Aktiviteten var delvis knyttet til mikroorganismene i vannfasen, delvis til de som vokste fastsittende på alle fuktete flater i apparaturen. I begynnelsen av testperioden var det dannet lite fastsittende belegg, men mengden av belegg økte utover i testperioden. En må derfor kunne anta at belegget spilte en økende rolle i fjerningen av diverse elementer fra vannet i løpet av forsøksperioden.

MATERIALBALANSE FOR RENSEPROSESS A

Råvann (gjennomsnittsverdi)

100 %

TOC: 4,42 mg/L
 STS: 0,455 mg/L
 POC: 0,142 mg/L
 Fe: 0,084 mg/l
 Mn: 0,016 mg/l

Råvann
---->-----Renvann
----->

Renvann (gj.snitt-verdi

for TOC, Fe og Mn)

TOC: 1,97 mg/L 45%
 STS: 0,10 mg/L 22%
 POC: 0,034 mg/L 24%
 Fe: 0,005 mg/L 6%
 Mn: 0,0071 mg/L 44%

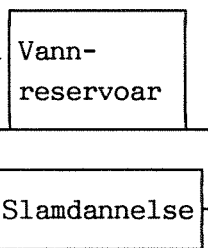
MATERIALBALANSE FOR GJENNOMSTRØMNINGSAPPARATUREN

I 54 liter råvann:

For jern og mangan er reduksjonen beregnet for hver periode og summert, da spesielt opptaket for mangan økte utover i perioden.

100%

TOC: 239 mg
 STS: 24,6 "
 POC: 7,67 "
 Fe: 4,54 "
 Mn: 0,86 "

Vann inn
----->Vann ut
----->

TOC: 237 mg 99%
 STS: 18,0 mg 73%
 POC: 6,2 mg 81%
 Fe: 3,53 mg 78%
 Mn: 0,43 mg 50%

Slam ut
↓

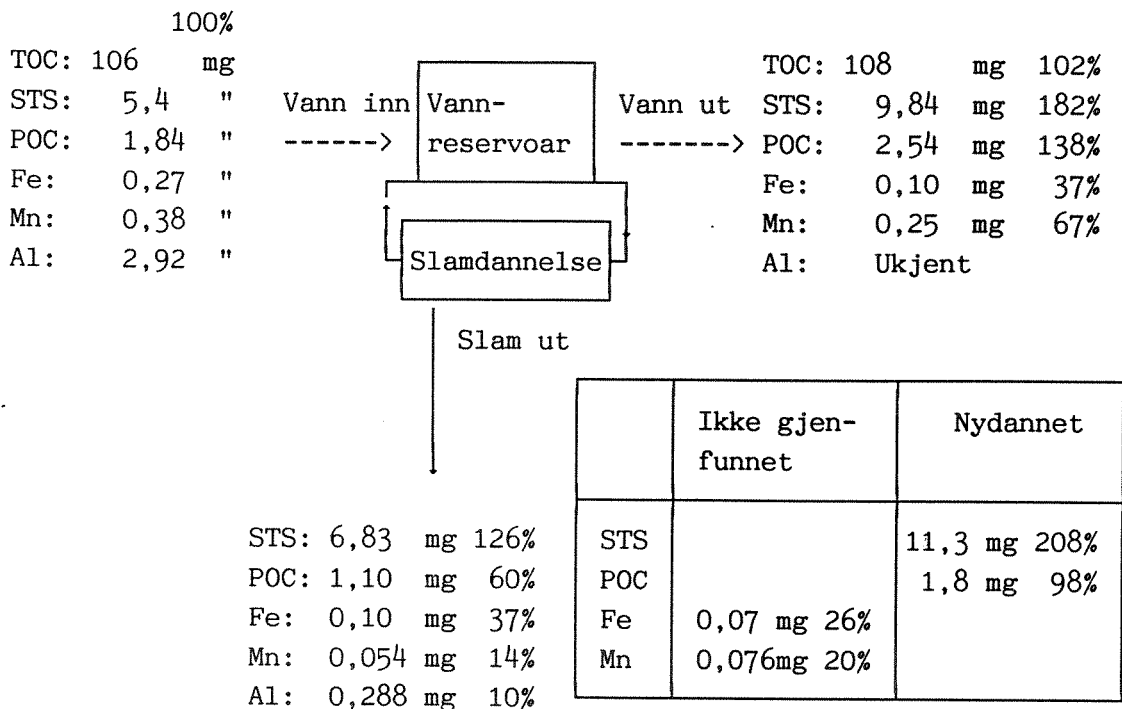
STS: 9,02 mg 37%
 POC: 2,42 mg 32%
 Fe: 0,790 mg 17%
 Mn: 0,334 mg 39%
 Al: 0,270 mg

	Ikke gjen- funnet	Nydannet
STS		2,42 mg 10%
POC		0,95 mg 12%
Fe	0,22 mg 5%	
Mn	0,10 mg 11%	

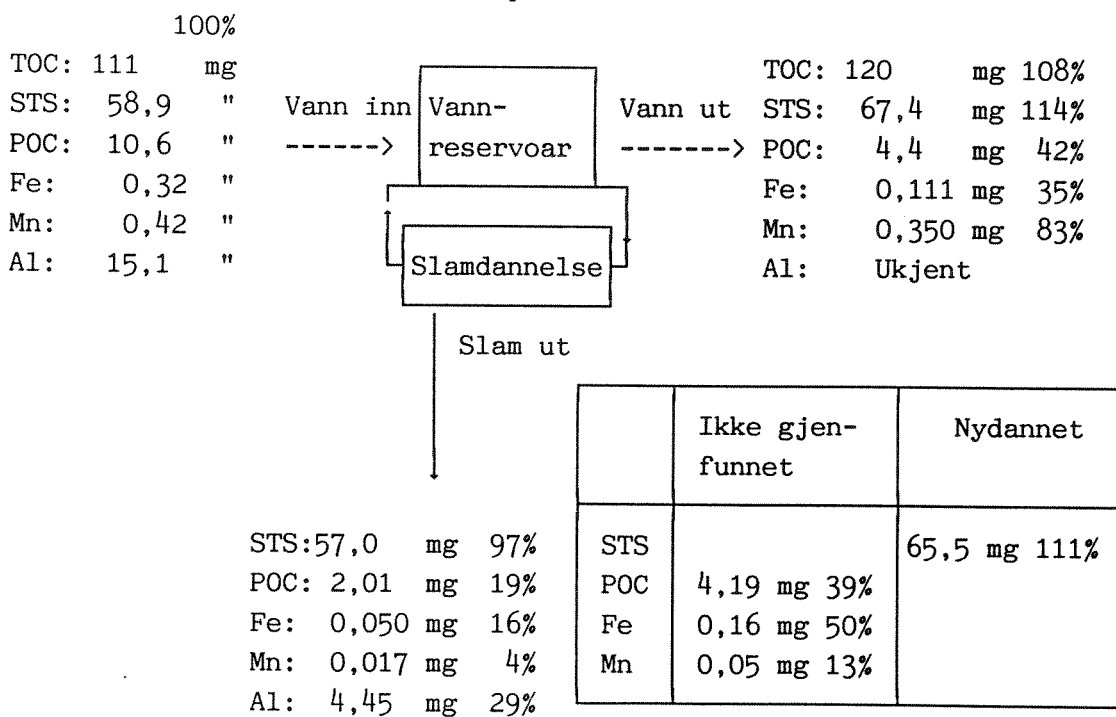
MATERIALBALANSE FOR GJENNOMSTRØMNINGSAPPARATUREN

I 54 liter vann fra prosess A:

For jern og mangan er reduksjonen beregnet for hver periode og summert, da spesielt opptaket for mangan økte utover i perioden.

I 54 liter vann fra Prosess B:

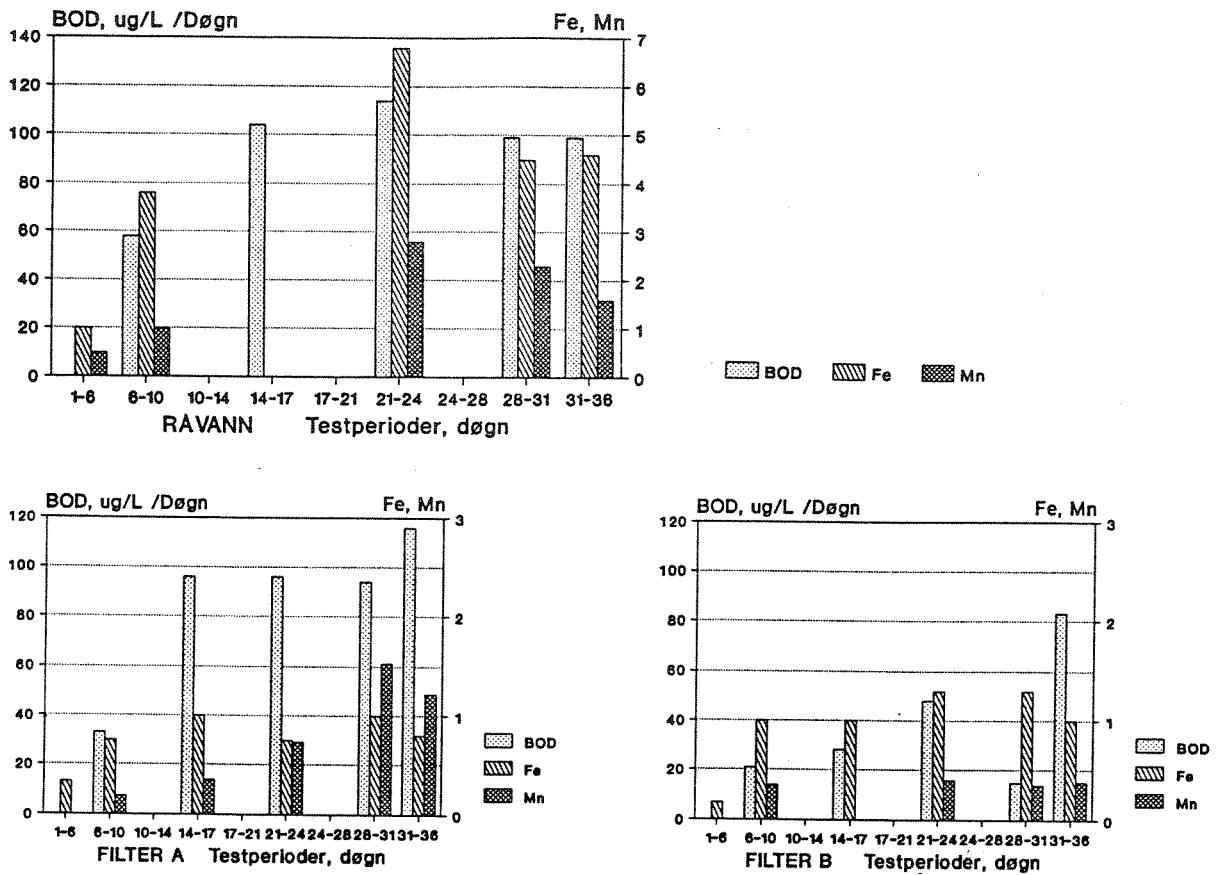
For jern og mangan er reduksjonen beregnet for hver periode og summert, da spesielt opptaket for mangan økte utover i perioden.



Ved hvert vannskift ble det eksponerte vannvolumet på ca. 6 liter fjernet, med mikroorganismer og andre partikler som holdt seg i vannfasen. Dette vannet (eksponert) ble analysert på de samme parametrene som for ueksponert vann, bortsett fra for aluminium. Materialbalansene viser innholdet av de forskjellige komponentene i eksponert vann.

Ved forsøksperiodens slutt ble slammet som var ansamlet i begroingsrørkammeret høstet, og analysert for innhold av de samme parametre, bortsett fra for TOC. Det skal bemerkes at slammet ble høstet ved filtrering av slamvann gjennom glassfiberfilter, slik at små partikler kan ha passert filteret. Derfor kan litt av slammet ha gått tapt, men i denne sammenheng har det liten betydning. En del slam kan også ha sittet fast på veggene i vannreservoaret og i overgangene mellom reservoar og begroingskammer. Dette lot seg ikke høste. Mengde dannet slam kan derfor påregnes å være noe høyere enn det som er angitt i materialbalansen. For å få en oversikt over mengde stoff som er "mistet" eller produsert i systemet, er disse verdiene gitt i materialbalansen og i form av tabellen i vedlegg 3. Slammet er dannet etter sirkulering av tilsammen 54 liter vann. Massebalansen er derfor utført med dette vannvolum som grunnlag.

Etter de første periode med vannskift skulle det være dannet slam med innhold av mikroorganismer på de fuktede flatene i apparaturen. Ved nytt vannskift burde derfor den mikrobiologiske aktiviteten komme raskere igang enn ved begynnelsen av forsøksperioden. Det viste seg også at det stemte, som illustrert i figur 10 for parametrene BOD, jern og mangan.



Figur 10. Opptakshastighet ($\mu\text{g/L/døgn}$) for oksygen (BOD), Fe og Mn for 6 testperioder.

For råvann økte opptakshastigheten for alle 3 parametrene til og med 6. periode (etter 24. døgn), for deretter å avta og stagnere.

I enhetene med vann fra filter A kom oksygen- og jernopptaket raskt opp på maksimalt nivå, mens manganopptaket viste økning utover hele testperioden, bortsett fra i siste delperiode.

I enheten med vann fra filter B var oksygenopptaket svært ujevnt. Dette kan tyde på at oksygenforbruket var mer avhengig av mikro-organismene som vokste i vannfasen enn av fastsittende sådanne. Opptak av jern kom raskt opp mot maksimalt nivå, stort sett det samme som for filter A-enheten. Opptaket av mangan var nær det samme i hele perioden, og viste ingen tegn til økning. Belegget i denne testenheten var preget av utfelt aluminiumhydroksid. Dette kan være hovedårsaken til de målte forskjeller fra enheten med vann fra filter A.

Materialbalansen for renseprosessene ved vannverket er representert ved prosess A. Denne viser at prosessen reduserte råvannets innhold av alle de undersøkte parametre, men til forskjellig grad. Renseeffekten var størst for jernholdig materiale, som ble redusert med 94 %. Til sammenlikning ble det fjernet bare 22 % i gjennomstrømningsenheten. Av dette ble 17 % gjenfunnet i slammet, mens 5 % ikke ble gjenfunnet. Av

råvannets manganinnhold ble 56 % fjernet i renseprosessen. I gjennomstrømningsenheten ble råvannets manganinnhold redusert nesten like mye, med 50 %, og 39 % befant seg i det høstede slammet. Små mengder aluminium ble også påvist i slammet. Renseprosessen fjernet ca 75 % av partikulært stoff (STS), og 55 % av vannets totale innhold av karbon. I gjennomstrømningsenheten ble det imidlertid ikke påvist noen reduksjon i vannets TOC-innhold, men slammet viste tydelig innhold av mikroorganismer. Det samme var tilfelle for testenhetene for rensert vann. Dette viser at mikroorganismene i testenhetene var i stand til å formere seg på meget små mengder av organisk stoff. Det vil antakelig være meget vanskelig å rense vannet så godt at begroing av mikroorganismer ikke skjer.

I testenheten med vann fra prosess A, ble vannets lave jerninnhold ytterligere redusert, og ca. 40 % ble gjenfunnet i slammet. Manganfjerningen var ikke så effektiv, men det skyldes at ikke noe mangan ble fjernet i begynnelsen av testperioden. Tabellen i vedlegg 4 viser at manganfjerningen fra tilnærmet null til 86 % av opprinnelig verdi i løpet av forsøksperioden. I et ledningsnett med kontinuerlig vannstrøm kan manganopptaket forventes å bli høyt hvis tilsvarende begroingsbelegg etableres.

Selv om det ikke ble påvist noen forandring av vannets totale innhold av organisk stoff, ble det produsert partikulært organisk stoff både som fastsittende slam og som suspendert stoff i vannfasen. Dette er vist i materialbalansen ved at prosentandelen av STS og POC både for vann ut av enheten og for slam er større en 100. Den totale produksjon i enheten med vann fra renseprosess A, ble funnet å være 208 % og 98 % for henholdsvis STS og POC, i forhold til mengden av disse stoffene i vann (ueksponert) som gikk inn i testenheten.

Materialbalansen for testenheten med vann fra renseprosess B bærer preg av at prosessen ikke virket som den skulle da testvannet ble tatt. Dette gjør seg gjeldende med ekstremt høyt innhold av STS og aluminium i testvannet. Også her ble det "produsert" STS i løpet av forsøksperioden. Slammet som ble dannet hadde helt annen struktur og inneholdt mye mer aluminium enn slam fra den andre testenheten med rensert vann. Dette viser at aluminiumflukt fra renseanlegget kan komme til å skape slamproblem i ledningsnettet.

I vannverk med råvann fra liknende innsjøer som Aurevatn er det vanlig at det dannes brunt belegg på veggene i ledningsnettet. Dette belegget kan dannes selv om vannet desinfiseres. Det kan løsriveres under plutselige forandringer i vannhastighet eller i strømningsretning. Løsrivning kan også skje hvis f.eks. klordosen økes kraftig ved uhell eller ved tilsiktet sjokk-klorering. Det er lite sannsynlig at mangan

vil anrikes i et slikt utfelt belegg i kontakt med vann med fri klorrest, med mindre vannets manganninnhold er over grensen for god drikkevannskvalitet. Ved høy mangankonsentrasjon og alkalisert vann kan utfellingen også skje ad kjemisk vei.

I udesinfisert vann vil det i tillegg til utfelt belegg også dannes begroing av mikroorganismer, og disse vil kunne oksidere og anrike mangan også ved lave mangankonsentrasjoner. En slik kombinasjon av utfelt belegg og begroing sitter erfaringsmessig meget godt festet til rørveggen. Når det løsrives, vil det bli synlig som brunt slam i vannet. Når slammet forekommer som større partikler, vil det lettere sedimentere i partier med lav vannhastighet.

Mikroskoperingsanalysene viser at slam dannet fra rensert vann er mindre kompakt, og alt overveiende består av begroingsorganismer. Det ser ut som om rensingen fjerner det meste av stoffet som danner utfelt belegg i vannledningene, slik at det vesentlige av slamdannelsen fra dette vannet vil være begroing. Dette kan bekjempes med rest av desinfeksjonsmiddel i ledningsvannet. Uten slik veksthindrende middel vil slam dannes, men sannsynligvis bli mindre kompakt og ikke sitte så godt festet til ledningsveggene som slam fra råvann.

På grunn av aluminiuminnholdet i vann fra prosess B kunne vi denne gang ikke få undersøkt om det var forskjell i slamdannelse fra vann rensert med prosess A og prosess B. Ut fra analyseresultatene for rensert vann, og erfaringer fra tidligere forsøk, mener vi at det ikke er noen vesenlig forskjell. Fluks av aluminium ut av renseanlegget vil imidlertid føre til slamdannelse på ledningsveggene. Det kan bli dannet store mengder slam som ved løsriving kan bli synlig i vannet, og dessuten føre til meget høyt aluminiuminnhold. Slikt vann bør derfor såvidt mulig ikke sendes ut i renvannsmagasinet og ledningsnett.

5. KONKLUSJON

Slam dannet fra råvann er mest sannsynlig en kombinasjon av utfelt belegg av humusstoffer fra vannet, og begroing med mikroorganismer som fester seg i belegget. Mikroorganismene lever først av næringsstoffer fra vannet, men etter hvert som belegget blir tykkere kommer høyere mikroorganismer til, slike som ernærer seg av partikler i slammet. Begroingen kan forhindres ved fri klorrest i vannet, men ikke beleggdannelsen. På grunn av beleggdannelsen blir det vanskelig å opprettholde tilstrekkelig klorrest i vannet.

På grunn av feil i renseprosess B, som resulterte i høyt aluminiumsinnhold i vannet ut fra filter B, kan vi denne gang ikke bedømme

begroingen fra dette vannet. Fluk av aluminium kan imidlertid føre til dannelse av store mengder slam i renvannsmagasin og ledningsnett.

Ut fra erfaringer fra tidligere forsøk og på grunnlag av analyseresultater for rensed vann fra de to prosessene, anslår vi at prosessene er meget like når det gjelder å fjerne stoffer som forårsaker beleggdannelse og begroing i ledningsnett. Konklusjonen for prosess A kan derfor også betraktes å gjelde for prosess B.

Prosess A ser ut til å fjerne de stoffer fra vannet som forårsaker beleggdannelse i ledningsnett. Den gjenværende slamdannelse kommer av vekst av begroingsorganismer. Disse kan bekjempes med rest av desinfeksjonsmiddel, f. eks. fri klorrest langt ut i ledningsnett. Eventuelt dannet belegg i partier uten klorrest vil være løstsittende og ikke gi opphav til større avsamlinger av synlig slam, men de vil gi opphav til høyt kimtall i vannet.

En forutsetning for at slambekjempelsen skal lykkes, er at det ikke sendes råvann ut i ledningsnett, da dette raskt vil være årsak til dannelse av utfelt belegg. Må man i perioder benytte råvann, vil det lønne seg å rengjøre ledningsnett ved sjokk-dosering eller skrubbing ved periodens slutt.

VEDLEGG 1

Analysedata på testvann under testperioden.

Type testvann	UEKSPONERT VANN			EKSPONERT VANN		
	mg/L TOC	µg/L Fe	Mn	mg/L TOC	µg/L Fe	Mn
Råvann 27.11-03.12	4,36	88	20	4,57	82	17
03.12-07.12	4,33	68	16	4,42	53	12
10.12-14.12	4,50			4,52	73	7
14.12-17.12						
17.12-21.12	4,52	104	16	4,32	77	5
24.12-28.12	4,38	76	13	4,12	58	4
28.12-02.01	"	"	"	4,34	53	5
Middelverdi	4,42	84	16	4,38	66	8
Stand. avvik	0,09	16	3	0,16	13	5

Type testvann	UEKSPONERT VANN			EKSPONERT VANN		
	mg/L TOC	µg/L Fe	Mn	mg/L TOC	µg/L Fe	Mn
Filter 27.11-03.12	1,74	4	7,3	1,93	3	9
A 03.12-07.12	2,16	4	6,4	1,89	2	6,4
10.12-14.12	2,08			2,12	1	5,7
14.12-17.12						
17.12-21.12				2,05	2	4,2
24.12-28.12				1,93	1	1
28.12-02.01	1,90	8	7,6	2,11	1	1
Middelverdi	1,97	5	7,1	2,00	2	5
Stand. avvik	0,19	2	0,6	0,10	0,8	3

Type testvann	UEKSPONERT VANN			EKSPONERT VANN		
	mg/L TOC	µg/L Fe	Mn	mg/L TOC	µg/L Fe	Mn
Filter 27.11-03.12	1,93	4	7,6	2,26	5	11,5
B 03.12-07.12	1,96	3	8,2	1,89	2	6,4
10.12-14.12	2,84?			2,10	2	8,6
14.12-17.12						
17.12-21.12				2,54	1	6,2
24.12-28.12				2,08	1	6,4
28.12-02.01	2,28	10	7,7	2,50	1	5,9
Middelverdi	2,06	6	7,8	2,23	2	7,5
Stand. avvik	0,19	4	0,3	0,25	1,5	2,18

VEDLEGG 2

Suspendert stoff og karbon i tørrstoff.

Type testvann	UEKSPONERT VANN		EKSPONERT VANN	
	STS mg/L	Karbon mg/mg STS	STS mg/L	Karbon mg/mg STS
Råvann 03.12-07.12	0,442	0,338	0,532	0,337
07.12-10.12			0,458	0,395
10.12-14.12	0,514	0,298	0,253	0,4
14.12-17.12			0,253	0,389
17.12-21.12	0,406	0,364	0,327	0,301
21.12-24.12			0,310	0,308
24.12-28.12	0,46	0,253	0,268	0,348
28.12-02.01			0,255	0,298
Middelverdi	0,455	0,313	0,332	0,347
Stand. avvik	0,045	0,048	0,106	0,043

Type testvann	UEKSPONERT VANN		EKSPONERT VANN	
	STS mg/L	Karbon mg/mg STS	STS mg/L	Karbon mg/mg STS
Filter 03.12-07.12	0,100	0,338	0,183	0,304
A 07.12-10.12			0,108	0,360
10.12-14.12			0,280	0,223
14.12-17.12			0,100	0,284
17.12-21.12			0,252	0,189
21.12-24.12			0,104	0,231
24.12-28.12			0,175	0,265
28.12-02.01			0,250	0,216
Middelverdi	0,100	0,338	0,182	0,259
Stand. avvik			0,073	0,056

Type testvann	UEKSPONERT VANN		EKSPONERT VANN	
	STS mg/L	Karbon mg/mg STS	STS mg/L	Karbon mg/mg STS
Filter 03.12-07.12	1,087	0,180	1,430	0,067
B 07.12-10.12			1,860	0,043
10.12-14.12			0,848	0,072
14.12-17.12			1,224	0,047
17.12-21.12			1,034	0,089
21.12-24.12			1,298	0,066
24.12-28.12			1,024	0,085
28.12-02.01			1,262	0,059
Middelverdi	1,09	0,18	1,248	0,066
Stand. avvik			0,309	0,016

VEDLEGG 3

Fjerning av jern og mangan fra vannfasen.

Periode Råvann	Antall døgn	Jern		Mangan	
		$\mu\text{g/L} \cdot \text{døgn}$	$\mu\text{g}/6\text{ L}$	$\mu\text{g/L} \cdot \text{døgn}$	$\mu\text{g}/6\text{ L}$
1	6	1,0	36	0,5	18
2	4	3,8	90	1,0	24
3	3	5,5 *	99	1,5 *	24
4	4	6,6 *	158	2,4 *	58
5	3	7,0 *	126	2,7 *	49
6	4	6,8	162	2,8	67
7	3	5,4 *	97	3,0 *	54
8	4	4,5	108	2,3	55
9	5	4,6	138	1,6	40
Totalt, μg			1014	---	392
Gjenfunnet i slammet, μg			790		334

Periode Filter A	Antall døgn	Jern		Mangan	
		$\mu\text{g/L} \cdot \text{døgn}$	$\mu\text{g}/6\text{ L}$	$\mu\text{g/L} \cdot \text{døgn}$	$\mu\text{g}/6\text{ L}$
1	6	0,33	12	0,09	3
2	4	0,75	18	0,18	4
3	3	0,80 *	14	0,25 *	5
4	4	1,00	24	0,35 *	8
5	3	1,00 *	18	0,60 *	11
6	4	0,75	18	0,73	18
7	3	1,00 *	18	1,25*	23
8	4	1,00	24	1,53	37
9	5	0,80	24	1,22	37
Totalt, μg			170	---	146
Gjenfunnet i slammet, μg			100		54

Periode Filter B	Antall døgn	Jern		Mangan	
		$\mu\text{g/L} \cdot \text{døgn}$	$\mu\text{g}/6\text{ L}$	$\mu\text{g/L} \cdot \text{døgn}$	$\mu\text{g}/6\text{ L}$
1	6	0,17	6	0,17	6
2	4	1,00	24	0,35	8
3	3	1,00 *	18	0,35 *	6
4	4	1,00	24	0,35 *	8
5	3	1,20 *	22	0,35 *	6
6	4	1,30	31	0,40	10
7	3	1,30 *	23	0,40 *	7
8	4	1,30	31	0,35	8
9	5	1,00	30	0,38	11
Totalt, μg			209	---	70
Gjenfunnet i slammet, μg			50		17

* Verdiene er beregnet ut fra opptaksforløpet i figur 10.

VEDLEGG 4

Opptakshastighet for BOD, Fe og Mn i testperiodene.

Vann- type	Periode		Opptakshastighet			Opptak som %	
	Nr.	Antall døgn	$\mu\text{g/L} \cdot \text{døgn}$ BOD	Fe	Mn	av oppr. Fe	kons. Mn
Råvann	1	6	-	1,0	0,5	7	15
	2	4	58	3,8	1,0	22	25
	3	3	-	-	-	-	-
	4	4	104	-	-	-	-
	5	3	-	-	-	-	-
	6	4	114	6,8	2,8	26	69
	7	3	-	-	-	-	-
	8	4	99	4,5	2,3	24	69
	9	5	99	4,6	1,6	30	62
Filter A	1	6	-	0,33	-	40	-
	2	4	33	0,75	0,18	60	10
	3	3	-	-	-	-	-
	4	4	96	1,00	0,35	80	20
	5	3	-	-	-	-	-
	6	4	96	0,75	0,73	60	41
	7	3	-	-	-	-	-
	8	4	94	1,00	1,53	80	86
	9	5	116	0,80	1,22	80	86
Filter B	1	6	-	0,17	-	17	-
	2	4	21	1,00	0,35	67	18
	3	3	-	-	-	-	-
	4	4	28	1,00	-	67	-
	5	3	-	-	-	-	-
	6	4	48	1,30	0,40	83	21
	7	3	-	-	-	-	-
	8	4	15	1,30	0,35	83	18
	9	5	83	1,00	0,38	83	24

TOC viste ikke signifikant opptak.