

RAPPORT LNR 3618-97

**F**ullskala verifisering av  
resultater fra pilotforsøk  
på Oset vannrenseanlegg

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

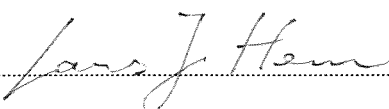
Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Full-skala verifisering av resultater fra pilotforsøk på Oset vannrenseanlegg	Løpenr. (for bestilling) 3618-97	Dato 10.04.97
	Prosjektnr. Undernr. O-96219	Sider Pris 23
Forfatter(e) Lars J. Hem	Fagområde Vannforsyning	Distribusjon
	Geografisk område	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oslo Vann- og Avløpsverk (OVA)	Oppdragsreferanse
--	-------------------

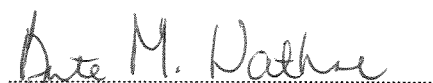
**Sammendrag** Høsten 1996 var råvannet på Skullerud vannbehandlingsanlegg rentvannet fra Oset vannbehandlingsanlegg (luftet, mikrosilt og klorert). Dette ga en anledning til i full-skala å få vurdert om resultatene og konklusjonene fra pilot-forsøkene på Oset var overførbare til full-skala (selv om filteroppbygging og -hastighet, og i mindre grad vannkvalitet var forskjellige). Det ble ved samme anledning gjennomført målinger for å vurdere vannkvalitetsendringer ved overføring av vann fra Oset til Skullerud. Vannkvalitetsendringene som ble målt når vannet ble transportert i ledningsnettet fra Oset til Skullerud var marginale, men det ble registrert en viss økning i kalsiuminnholdet. Med den koagulantdoseringen som ble anbefalt etter pilotforsøkene på Oset var rentvannskvaliteten god, men partikkelseparasjonen i filterne var noe dårligere enn ved høyere doseringer. Fortykking av spyleslam fungerte godt med rentvann fra Oset som råvann med begge de koagulantdoseringene som ble utprøvd. Med den laveste koagulantdoseringen var aluminiuminnholdet i slammet lavere og aluminiuminnholdet og partikkelmengden i rejevtvannet høyere enn ved den høyeste doseringen, noe som tilsier at det er en gevinst i optimalisering av polymer som doseres til spyleslammet.

Fire norske emneord 1. Direktefiltrering 2. Koagulantdosering 3. Vannverkslam 4. Vannkvalitet	Fire engelske emneord 1. Inline filtration 2. Coagulant dose 3. Waterwork sludge 4. Water quality
---	---



Prosjektleder

ISBN 82-577-3174-9



Forskningsjef

## **Full-skala verifisering av resultater fra pilotforsøk på Oset vannrenseanlegg**

Resultater fra full-skala forsøk på Skullerud  
vannrenseanlegg i en periode der råvannet var rentvann  
fra Oset vannrenseanlegg.

## Forord

Denne rapporten omhandler forsøk på Skullerud vannrenseanlegg, og vannkvalitetsmålinger på Skullerud og Oset vannrenseanlegg. Forsøkene og målingene foregikk i perioden medio september til primo desember 1996.

Vi vil rette en takk til driftspersonalet på Skullerud vannrenseanlegg som har tatt prøver, gjennomført vannanalyser og generelt bidratt til at dette prosjektet lot seg gjennomføre. Vi vil også takke personalet ved OVAs laboratorium som har påtatt seg vannanalysene fra dette prosjektet på toppen av sine øvrige oppgaver.

Oslo, <dato> <år>

*Lars J. Hem*

---

# Innhold

<b>1. Bakgrunn</b>	<b>5</b>
<b>2. Målsetning for forsøkene</b>	<b>7</b>
<b>3. Forsøksprogram</b>	<b>8</b>
3.1 Endring av vannkvalitet i overføringsledningen	8
3.2 Dosering av fellingskjemikalier	8
3.3 Fortykking av slam	9
3.4 Prøvetakings- og analyseplan	9
<b>4. Resultater og diskusjon</b>	<b>11</b>
4.1 Vannkvalitetsendringer på ledningsnett	11
4.2 Optimalisering av koagulantdosering - verifisering av resultater fra pilotforsøk	14
4.3 Fortykking av spyleslam	16
<b>5. Konklusjon</b>	<b>21</b>
<b>6. Forslag til videre arbeid</b>	<b>22</b>
<b>7. Referanser</b>	<b>23</b>

---

# 1. Bakgrunn

Høsten og vinteren 1994/95 ble det gjennomført omfattende pilotforsøk på Oset vannrenseanlegg (Hem et al., 1996). En prosesskombinasjon med koagulering og direktefiltrering på tomediafilter og alkalisering og karbonatisering med kalk og karbondioksid ble studert ved ulike driftsbetingelser. Resultatene fra pilotforsøkene anga nødvendig koagulantdose ved ulike filterhastigheter.

De tomediafiltrene som ble studert var sand-antrasitt-filtre. Kornstørrelsene som ble benyttet var ca. 1 mm (0,8-1,2 mm) sand + ca. 2 mm (1,6-2,5 mm) antrasitt, 0,53 mm sand + 0,89 mm antrasitt, 0,81 mm sand + 1,31 mm antrasitt og 0,53 mm sand + 1,1 mm GAC (granulært aktivt karbon). Konklusjonene mhp. kjemikaliedosering ved filterhastigheter lavere enn ca. 10 m/h var uavhengige av kornstørrelse. Ved koagulerings-pH ca. 6,2 var minste koagulantdosering på 1 mg Al/l (11 mg Aluminiumsulfat (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>)/l), mens minste koagulantdosering var 1,35 mg Al/l ved en koagulerings-pH på 6,7-7. Kornstørrelsen i filteret hadde stor betydning for hvor store filterhastigheter som ga tilfredsstillende vannkvalitet, og for dosering av filtreringshjelpemiddel (polymer).

Ved Skullerud vannrenseanlegg benyttes direktefiltrering i et flermediafilter. Som koagulant brukes aluminiumsulfat, og det doseres også et filtreringshjelpemiddel (Magnafloc LT 20). Alkalisering og karbonatisering skjer ved dosering av kalk og karbondioksid. Normalt får vannrenseanlegget råvannet fra Elvåga, som har en noe annerledes vannkvalitet enn vann fra Maridalsvannet (Osets råvann). Den viktigste forskjellen er at Elvåga har et høyere innhold av naturlig organisk materiale og derfor et høyere fargetall enn Maridalsvannet. Med vann fra Elvåga som råvann er doseringen av aluminiumsulfat 17 mg/l (1,53 mg Al/l).

Høsten 1996 var råvannet til Skullerud vannrenseanlegg rentvann fra Oset. Dette skyldtes arbeidet på inntaksarrangementet i Elvåga. Slik vannbehandlingen ved Oset er vil dette grovt sett si klorert råvann fra Maridalsvannet. Den øvrige vannbehandlingen ved Oset, dvs. mikrosiling og lufting, har kun marginal påvirkning på vannkvaliteten. I denne perioden hadde OVA mulighet til å verifisere noen av konklusjonene fra pilotforsøkene på Oset, dog med to viktige begrensninger:

- Filtrene på Skullerud har en annen oppbygging enn det en hadde i forsøkene på Oset. (Det samme forholdet gjelder for øvrige deler av vannbehandlingsanlegget, men forskjellene i filtrene antas å ha størst betydning.)
- Anlegget på Skullerud skulle levere vann av en tilfredsstillende kvalitet mens forsøkene/verifiseringen pågikk, hvilket innebar at en måtte gå forsiktig frem mhp. hvor raskt en endret driftsbetingelsene. Det var av samme årsak ikke mulig å operere med ekstreme driftsbetingelser (lav dosering, høy filterhastighet m.m.) som kunne medføre en vesentlig forverring av rentvannskvaliteten.

De begrensningene som er nevnt over gjør at en rekke interessante momenter ikke kunne utprøves. Av disse er:

- Spylevannet på Skullerud er ikke optimalisert mhp. å minimalisere spylevannsforsøket. Hvor lavt spylevannsforsøk en kan ha før en får problemer med å få rengjort filtrene er ikke kjent, og det er derfor ikke forsvarlig å introdusere slike spylevannsforsøker som en benyttet i pilotforsøkene på Oset (Forskjellige filteroppbygginger er et viktig moment). En optimalisering av spylevannsforsøket på Skullerud bør gjennomføres på et senere tidspunkt av hensyn til driftskostnadene, men fordi det vil ta noe tid før en evt. akkumulering av slam blir merkbar vil en slik optimalisering kunne ta flere måneder.

- Generelt er dosering av filtreringshjelpemiddel (polymer) tilpasset filtrene. Resultatene fra Oset kan derfor ikke overføres til Skullerud. Doseringen av filtreringshjelpemiddel ble holdt konstant mens koagulantdoseringen varierte fordi optimalisering av type og dose filtreringshjelpemiddel krever mye tid, og kan medføre et svært turbid rentvann dersom type eller dose som prøves ikke er optimal.
- Polymer til slamfortykking er den samme som filtreringshjelpemiddelet. Hvorvidt dette er det optimale er ukjent. En undersøkelse om hvilken polymer som er optimal, og hvilke doseringer som er optimale, vil ta relativt lang tid i fullskala. En slik optimalisering vil i likhet med en optimalisering av spyl rutinene høre inn under driften av Skullerud. Å skifte fra Elvåga-vann til Oset-vann burde ikke påvirke valg av polymer i vesentlig grad.
- Pga. spyl rutinene på Skullerud vil en få et tynnere spyleslam enn det en forventer for Oset i fremtiden.
- Osets rentvann er klorert, noe som selvsagt påvirker vannkvaliteten. En fullskala verifisering av direktefiltrering som hygienisk barriere blir dermed meningsløs. Dessuten kan det organiske stoffet i vannet bli påvirket av klor (kloreringen er en oksidasjonsprosess, og dette kan bl.a. endre størrelsesfordelingen på de organiske molekylerne). Pga. de relativt lave klordosene antas det at dette har liten betydning
- Ved tilbakespyling av et filter på Skullerud holdes vannproduksjonen konstant. Dette krever at filterhastigheten i de øvrige filtrene øker med 20 %.

## 2. Mål for forsøkene

Målet for forsøkene og målingene var:

- Kartlegge evt. vannkvalitetsendringer ved overføring av vann fra Oset til Skullerud, og på bakgrunn av endringene å vurdere evt. kjemiske og biologiske prosesser i overføringsledningene.
- Verifisere resultatene fra pilotforsøkene på Oset mhp. koagulantdosering og vannkvalitet ut av filterne.
- Fremskaffe erfaringer med fortykking av spyleslam når råvannet er Oset-vann.

Med et råvann som Osets rentvann, og med kjemikaliedoseringer som tilsvarer det en forventer i et fremtidig direktefiltreringsanlegg på Oset, ville en få en fullskaletest på fortykking av spyleslammet. Under pilotforsøkene var de testene som ble gjort mht. slambehandling stort sett batch laboratorietester, og en verifisering av disse resultatene ville være nødvendig. Spylevannsforbruket ved Skullerud er vesentlig høyere enn det en kan forvente ved Oset i fremtiden. Spylevannet ved Skullerud blir derfor tynnere enn ved Oset. Dette er den største begrensningen mhp. å overføre resultatene fra Skullerud til et fremtidig full-skala-anlegg på Oset.

I fremtiden vil det også være aktuelt å sende Oset-vann til Skullerud, og den erfaringen en nå får vil være nyttig for å optimalisere driften og kjemikaliedoseringen i en slik situasjon.

Sist, men ikke minst, kan en få informasjon om vannkvalitetsendringer i overføringsledningen fra Årvoll til Skullerud. Det er velkjent at vannkvaliteten endrer seg i rørledninger og tunneller. De mest ekstreme tilfellene er endeledninger i områder med lite vannforbruk, og do. høy oppholdstid i røret.

Vannkvaliteten kan også endres pga. tilsig av grunnvann i overføringstunneller, slike endringer som er påvist i Asker og Bærum vannverks tunnell mellom Toverud og Kattås (Hem et al., 1993). I hvor stor grad vannkvaliteten endres i overføringsledninger avhenger av innvendig behandling av rørene, evt. tidligere korrosjon i rørene, vannets oppholdstid, vannkvaliteten før ledningen, m.m. Endring av vannkvaliteten er en indikasjon på hva som skjer inni rørene. Økning av jernkonsentrasjonen indikerer korrosjon, mens en pH-økning indikerer tæring på sementmørtelforingen. En endring av vannkvaliteten ved overføring av vann vil kunne påvirke vannbehandlingen.



## 3. Forsøksprogram

### 3.1 Endring av vannkvalitet i overføringsledningen

En av de måleriggene som ble benyttet under pilotforsøkene på Oset ble plassert på Skullerud for å overvåke kontinuerlig evt. variasjoner i vannkvaliteten. Måleriggen registrerte pH, turbiditet, ledningsevne og temperatur.

Nøyaktigheten og stabiliteten til slike målerigger tilsier at de ikke kan måle små forskjeller i vannkvalitet mellom Oset og Skullerud (forskjellen i vannkvalitet kan være mindre enn målenøyaktigheten, og det må også forventes en viss drift i instrumentene). Det ble derfor også tatt prøver som ble analysert i OVAs laboratorium.

### 3.2 Dosering av fellingskjemikalier

Doseringen av aluminiumsulfat ved Skullerud var før forsøkene 17 mg/l, hvilket tilsvarer 1,53 mg Al/l (Hansen, 1996). Doseringen av filtreringshjelpemiddel (Magnafloc LT 20) var 0,08 mg/l. Fellings-pH er 6,2. Forsøkene ved Oset viste at ved fellings-pH 5,9-6,2 og filterhastighet 8-9 m/h var det tilstrekkelig med en dosering på 1,0 mg Al/l, men restaluminiumkonsentrasjonen var da tett opp mot maksimalverdien. Med en dosering på 1,35 mg Al/l var det mulig å tilfredsstille kravene til restaluminium ved fellings-pH 5,9-7,1 og filterhastigheter inntil 14 m/h.

Forsøk med å redusere doseringen av fellingskjemikalier ble gjennomført i en linje på Skullerud, mens den andre linjen fungerte som en referanselinje.

En ønsket å minimalisere doseringen av aluminiumsulfat ut fra restaluminiumkonsentrasjonen. Fellings-pH var 6,2 og aluminiumdoseringen ble umiddelbart redusert til 1,35 mg Al/l (15 mg aluminiumsulfat/l). Aluminiumdoseringen ble dernest redusert i step på 0,05 mg Al/l (0,56 mg aluminiumsulfat/l) pr. dag inntil en dosering på 1,0 mg Al/l. Denne doseringen ble så holdt konstant i drøyt 3 uker. Til slutt ble koagulantdosen redusert til ca. 0,9 mg Al/l for å prøve om det er mulig å gå lavere enn 1,0 mg Al/l og fremdeles ha en stabil drift med lavt restaluminiuminnhold i rentvannet.

pH-justering før filteret skjer ved å variere kalk og/eller karbondioksid-doseringen.

Filterhastigheten ble styrt av vannproduksjonen. Filterhastigheten i forsøksperioden var relativt lav, og varierte stort sett mellom 4,5 og 5 m/h

Analyseprogrammet på Skullerud ble utvidet noe i forhold til vanlig praksis. Restaluminium på filtrert og ufiltrert prøve samt turbiditet fra hver linje ble målt 2 dager i uken ved OVAs akkrediterte laboratorium (EN 45000). Ved Skullerud ble farge, turbiditet og restaluminium målt daglig for hver linje, mens pH, filtermotstand og turbiditet ble målt kontinuerlig for av hvert filter.

### 3.3 Fortykking av slam

Den siste uken med dosering 1,0 mg Al/l i en linje ble fortykkerenes funksjon undersøkt. Det ble tatt separate prøver fra de to fortykkerene, og fra rejektivannet. Disse prøvene ble analysert mhp. suspendert stoff, kalsium, aluminium, pH og TOC. Rejektivannet ble også analysert mhp. turbiditet og farge. Det ble tatt døgnblandprøver 5 dager i én uke av rejektivannet fra begge linjer, mens det ble tatt stikkprøver av det fortykkede slammet. Tapping av fortykket slam ble styrt slik at prøvetakingen foregikk mens det ble tappet slam.

### 3.4 Prøvetakings- og analyseplan

Prøvetakings- og analyseplanen er vist i Tabell 1.

Tabell 1: Prøvetakings- og analyseplan.

Prøvepunkt	Tidsrom	Type prøve	Hyppighet	Totalt antall prøver	Analyseres av	Parametre <sup>2)</sup>	Kontinuerlige målere	
							Nye	Eksist
Osets rentvann	Uke 38-44	Stikk	2 ggr. pr. uke	14	Lab OVA	pH, turb, Ca, Fe, farge		
Årvollbassenget						Temp		
Skulleruds råvann <sup>2)</sup>	Uke 38-44	Stikk	2 ggr. pr. uke	14	Lab OVA	pH, turb, Ca, Fe, temp, farge, TOC	turb, temp, pH, kond	
Ut hver filterlinje	Uke 38-43	Stikk	Daglig	60	Lab OVA	Al (uf), Al (f), turb		
Ut hver filterlinje	Uke 38-43		Daglig	60	Skullerud	Farge, Al (uf), dersom >0,05; Al (f)		
Koagulering hver linje								pH
Utløp hvert filter	Uke 38-43	Døgnbland <sup>1)</sup>						Turb, trykktap
Spyleslam hver linje	Uke 43	Stikk		10	Lab OVA	Al, Ca, SS, TOC, pH		
Rejektivann hver linje	Uke 43	Døgnbland <sup>1)</sup>		10	Lab OVA	Al, Ca, SS, TOC, pH, turb, farge		

1) Det skal ikke tas prøve under spyling, eller første 30 min etter spyling.

2) Kond=konduktivitet (ledningsevne). Turb=turbiditet. Al=aluminium. Ca=kalsium. Fe=jern. TOC=totalt organisk karbon. SS=suspendert stoff. uf=ufiltrert prøve. f=filtrert prøve.

Det ble tatt utskrifter fra dataregistreringen på Skullerud:

- Trykktap i filter: Kurve for hvert døgn, digitalverdier for start etter spyling og umiddelbart før spyling

- Turbiditet ut av filter: Kurve for hvert døgn, kurve for førstefiltrat, døgnmiddel produsert vann.
- Utskrift av journal der kjemikaliedoseringer, mengde produsert vann og alle relevante hendelser fremgår.

## 4. Resultater og diskusjon

### 4.1 Vannkvalitetsendringer på ledningsnett

Tabell 2 viser vannkvaliteten på rentvannet fra Oset og på råvannet til Skullerud i en periode der Osets rentvann var Skulleruds råvann. Evt. forskjeller i vannkvalitet mellom Osets rentvann og Skulleruds råvann i denne perioden skyldes vannkvalitetsendringer på ledningsnett.

Tabell 2: Vannkvalitetsendring på ledningsnett mellom Oset og Skullerud (stikkprøver analysert ved OVAs laboratorium).

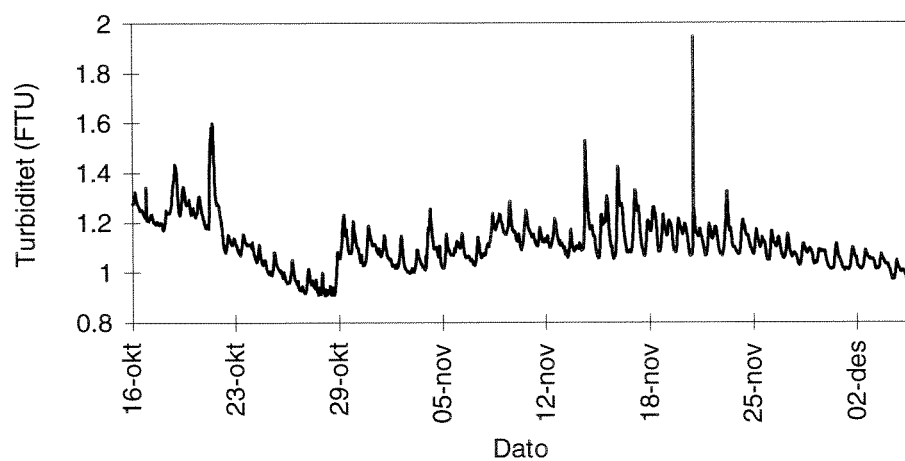
	Osets rentvann			Skulleruds råvann		
	Middel-verdi	Standard-avvik	Antall prøver	Middel-verdi	Standard-avvik	Antall prøver
pH	6,47	0,11	13	6,50	0,10	13
Turbiditet (FTU)	1,01	0,22	13	0,89	0,18	13
Farge (filtrert) (mg Pt/l)	8	1	13	9	1	13
Kalsium (mg Ca/l)	2,79	0,04	13	2,90	0,08	13
Jern ( $\mu\text{g Fe/l}$ )	44	6	13	42	7	13

Det fremgår av Tabell 2 at det er små forskjeller på rentvannskvaliteten på Oset og råvannskvaliteten på Skullerud. For å fastslå hvorvidt de forskjellene som finnes er statistisk signifikante er vannkvalitetsdataene analysert med den statiske metoden Students t-test. Det ble valgt å sette et krav om signifikans på 95 % nivå for å kunne hevde at vannkvalitetene er forskjellige. Forskjellene i kalsiumkonsentrasjon er signifikant på 99 % nivå, mens ingen av de andre vannkvalitetsparametrene var forskjellige på over 95 % nivå.

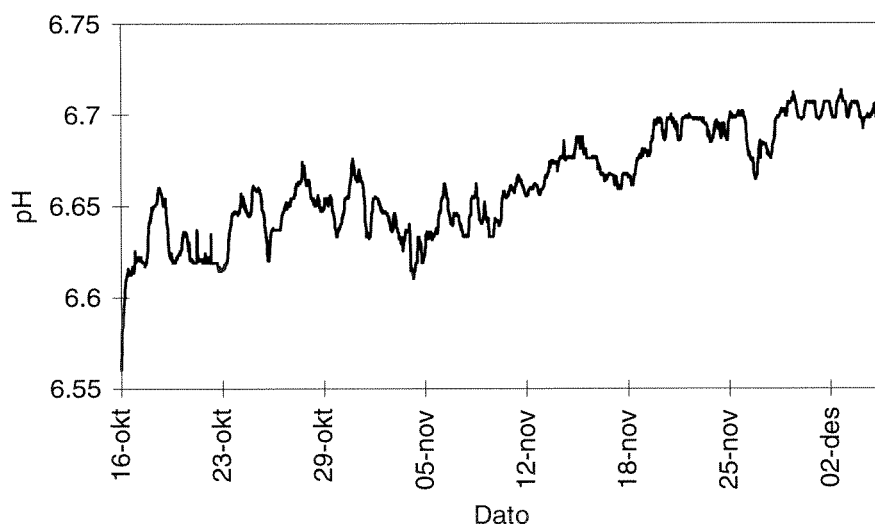
Det overstående innebærer at det er en forskjell i kalsiumkonsentrasjonen, noe som trolig skyldes utlekking fra innvendig sementmørtelforing i støpejernsrør. (Utlekking fra asbestsementrør er ikke en aktuell problemstilling i Oslo da slike rør ikke er i bruk.) En forskjell i kalsiumkonsentrasjon på 0,11 mg Ca/l synes liten, men med en vannføring på 300 l/s tilsvarer dette ca. et tonn kalsium eller 2,6 tonn kalsiumkarbonat pr. år.

I denne undersøkelsen ble det ikke påvist at korrosjon i jernrør endrer vannkvaliteten, hverken mhp. konsentrasjon av jern eller turbiditet.

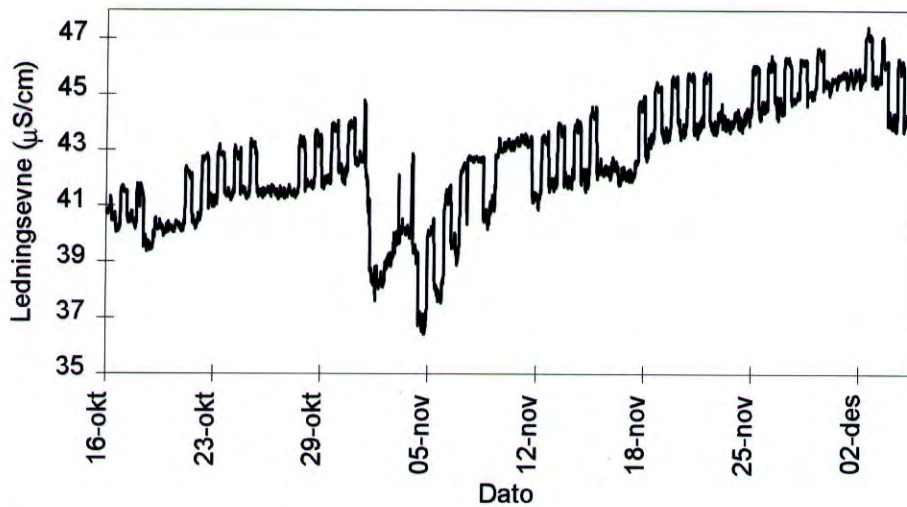
Måleresultatene for pH, turbiditet og ledningsevne i råvannet på Skullerud fremgår av Figur 1, Figur 2 og Figur 3. De kortsiktige variasjonene i disse vannkvalitetsparametrene kan ses i sammenheng med bl.a. vannføring, mens variasjoner over tid kan skyldes klima og avrenning i nedbørfelt.



Figur 1: Turbiditet i Skulleruds råvann i forsøksperioden (målt kontinuerlig).

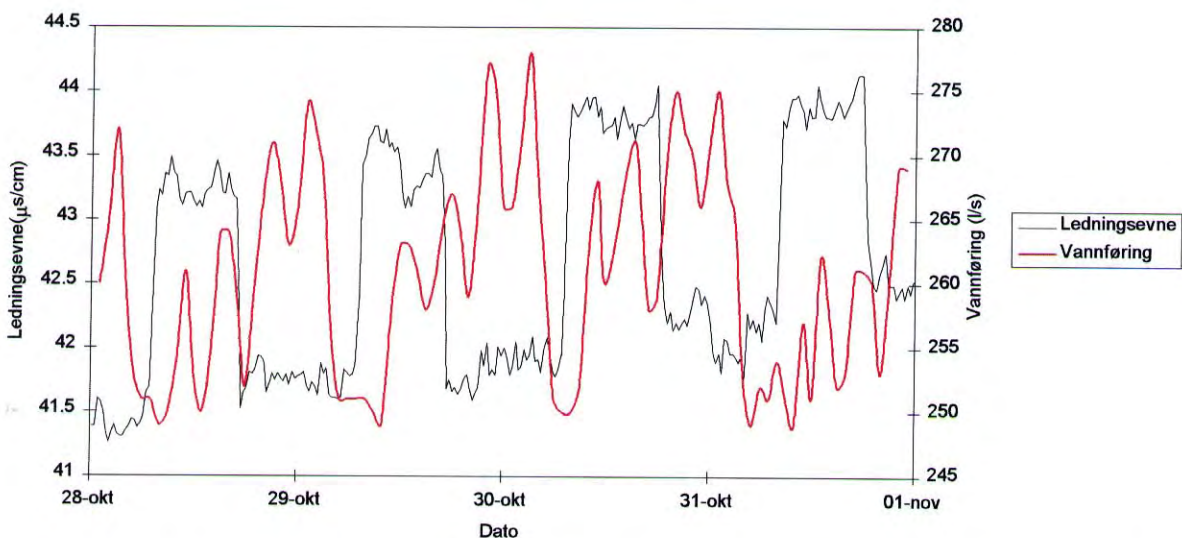


Figur 2: pH i Skulleruds råvann i forsøksperioden (målt kontinuerlig).



Figur 3: Ledningsevne i Skulleruds råvann i forsøksperioden (målt kontinuerlig).

Både turbiditet, pH og ledningsevne var relativt stabile. En nærmere analyse av måledata ga ingen systematisk variasjon for turbiditet, mens for pH var variasjonene kun delvis systematiske. Ledningsevnen viste derimot en systematisk variasjon. I Figur 4 er variasjonen i ledningsevnen vist over en periode på 4 døgn. I samme figur er det vist vannproduksjonen ved Skullerud.

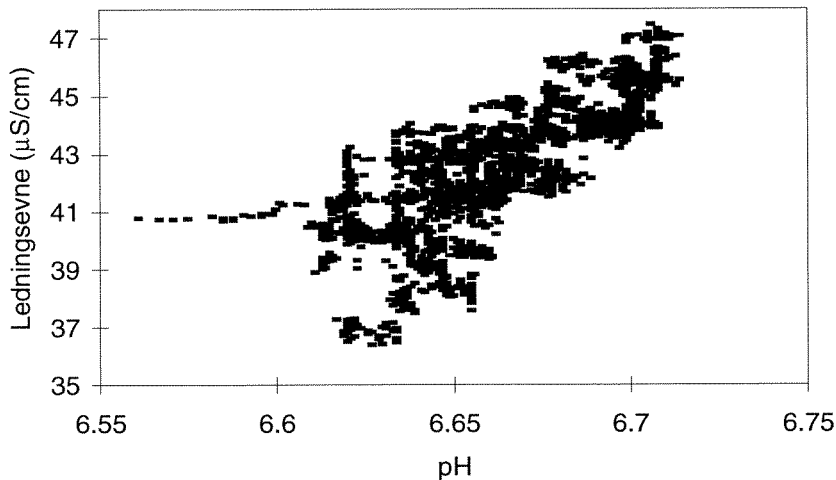


Figur 4: Sammenhengen mellom ledningsevne i råvannet og vannproduksjonen i en 5-døgns-periode.

Ledningsevnen viser en systematisk variasjon, der denne er lavere om natten enn om dagen. Dette tilsier at vannproduksjonen er høyere om natten, noe som også fremgår av vannproduksjonen. Dette betyr at ledningsevnen er lavest når vannproduksjonen, og dermed vannføringen i ledningene inn til

høyest. Denne sammenhengen er logisk, fordi vannet får lengst kontaktid med rørmaterialet når vannføringen er lav, og økt alkalitet og kalsiuminnhold vil gi økt ledningsevne. Når vannproduksjonen og ledningsevnen ikke fullt ut varierer i samme takt kan dette bl.a. skyldes at det var en viss avstand mellom vannmåleren og måleriggen.

Sammenhengen mellom ledningsevne og pH er vist i Figur 5.



Figur 5: Sammenhengen mellom pH og ledningsevne.

Det er en klar sammenheng mellom pH og ledningsevne, noe som skyldes at når sementmørtelforingen tæres ned øker både kalsiuminnholdet, karbonatinnholdet og pH. Sammenhengen mellom pH og ledningsevne ville trolig vært mere lineær dersom vannkvalitetsvariasjonene hadde vært større. (Dette er vist ved filtrering gjennom alkalisk filtermasse i Hem et al. (1994)).

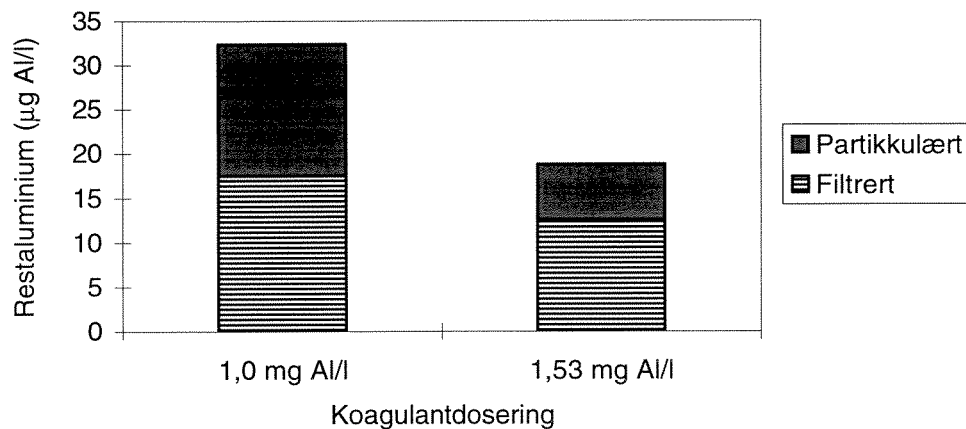
## 4.2 Optimalisering av koagulantdosering - verifisering av resultater fra pilotforsøk

Reduksjonen av koagulantdoseringen skjedde gradvis for å unngå vesentlig forringelse av vannkvaliteten. Det ble ikke lagt vekt på å oppnå stabile driftsbetingelser for hver dosering, da dette trolig ville ta for lang tid og dessuten ville gi marginal tilleggsinformasjon.

Rentvannskvaliteten i vannet ut fra de to linjene er vist i Tabell 3. Restaluminiuminnholdet er i tillegg vist i Figur 6.

Tabell 3: Rentvannskvalitet ut fra de to linjene på Skullerud vannrenseanlegg i forsøksperioden. (Farge er analysert på Skullerud, det øvrige på OVAs laboratorium.)

	Linje 1 (dosering 1,0 mg Al/l)				Linje 2 (dosering 1,53 mg Al/l)			
	Middel-verdi	Standard-avvik	Maks.-verdi	Antall prøver	Middel-verdi	Standard-avvik	Maks.-verdi	Antall prøver
Turbiditet (FTU)	0.09	0.02	0.11	8	0.05	0.01	0.06	8
Restaluminium ( $\mu\text{g Al/l}$ )	32	6	41	8	19	9	37	8
Løst (eg. filtrert) restaluminium ( $\mu\text{g Al/l}$ )	18	5	27	8	13	7	28	8
Partikkulært restaluminium ( $\mu\text{g Al/l}$ )	15	4	22	8	6	3	11	8
Farge (ufiltrert) (mg Pt/l)	3	2	10	18	2	<1	3	18



Figur 6: Midlere restaluminium som funksjon av koagulantdosering.

Det er gjennomført statistiske beregninger (t-tester) for å fastslå om det er signifikante forskjeller i vannkvaliteten fra de to linjene. Forskjellen var signifikant på 99 % nivå for turbiditet, restaluminium og partikkulært restaluminium, og på 95 % nivå for farge (ufiltrert). Forskjellen i farge (ufiltrert) kan i noen grad knyttes sammen med forskjellen i turbiditet. Det var ingen signifikant forskjell mellom de to linjene (på 95 % nivå) mhp. filtrert restaluminium. Når forskjellen i vannkvalitet var størst mhp. turbiditet og partikkulært restaluminium indikerer dette at forskjellen mellom linjene ikke skyldes koaguleringen, men derimot partikkelseparasjonen. Dette innebærer at ved lavere koagulantdosering bør doseringen av filtreringshjelpemiddel (polymer) optimaliseres.

Både farge, restaluminium og turbiditet var høyere i utløpet fra filteret med en koagulantdosering på 1,0 mg Al/l enn i utløpet fra filteret med koagulantdosering 1,53 mg Al/l. Det er imidlertid ingen dramatisk økning for noen av vannkvalitetsparametrene, og med unntak av farge var vannkvaliteten i alle prøvene innenfor veiledende verdi i drikkevannsforskriftene (SHD, 1995). Fargetallet var godt under kravene til drikkevann. (Veiledende verdi for farge er 1 mg Pt/l, noe som er urealistisk med norsk overflatevann).



Alle de tre nevnte vannkvalitetsparametrene tilfredsstilte de kravene til rentvann som ble stilt i forbindelse med Idékonkurransen for Oset.

Rentvannskvaliteten med en koagulantdosering på 1,0 mg Al/l var bedre mhp. turbiditet og restaluminium enn det som ble oppnådd under pilotforsøkene på Oset (Hem et al., 1995). Dette skyldes trolig;

- en noe lavere filterhastighet i full-skala på Skullerud enn i pilotforsøkene
- en mere stabil drift i full-skala enn i pilotskala
- doseringen av filtreringshjelpemiddel var trolig mere optimal i full-skala enn i pilotskala

Forskjellene i midlere rentvannskvalitet skyldes i stor grad at denne varierte mere i pilot-skala enn i full-skala. De beste resultatene fra pilot-skala var nær det som ble oppnådd i full-skala, og dette indikerer at forskjellene i rentvannskvalitet skyldes drift og ikke filtrenes utforming.

Etter at en tre-ukers periode med dosering av 1,0 mg Al/l var avsluttet ble doseringen ytterligere redusert til ca. 0,9 mg Al/l. Etter et par dagers drift med lavere koagulantdosering steg restaluminiumkonsentrasjonen over 0,05 mg Al/l som er veiledende verdi for aluminiuminnhold i drikkevann (SHD, 1995). Doseringen av koagulant ble derfor økt til 1,0-1,05 mg Al/l.

### 4.3 Fortykking av spyleslam

Sammensetningen av fortykket slam fremgår av Tabell 4.

Tabell 4: Sammensetningen av fortykket slam. Når slammet tappes til avløpsledning er sammensetningen som er vist under representativ for den første delen av slammet som også er den mest konsentrerte.

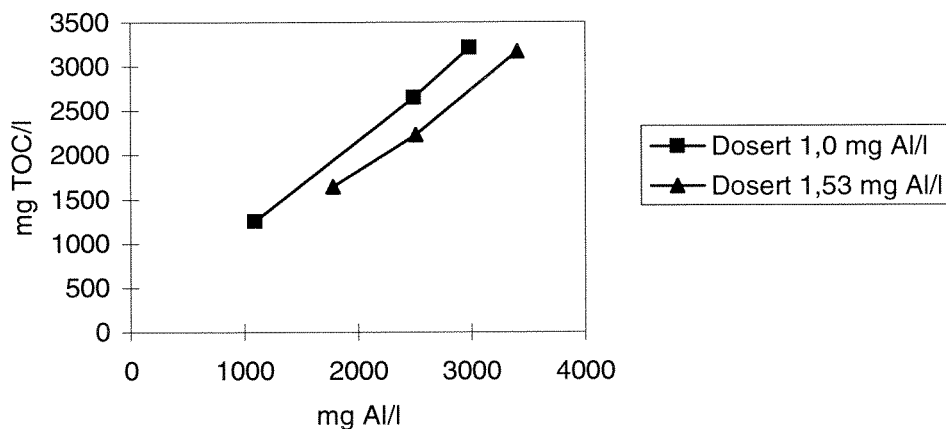
	Linje 1 (dosering 1,0 mg Al/l)			Linje 2 (dosering 1,53 mg Al/l)		
	Middel-verdi	Standard-avvik	Antall prøver	Middel-verdi	Standard-avvik	Antall prøver
pH	6,74	0,13	5	6,74	0,17	4
Aluminium (mg Al/l)	2290	760	5	2730	740	4
Kalsium (mg Ca/l)	92	24	5	82	21	4
Suspendert stoff (mg STS/l)	14300	4600	5	15500	4000	4
Totalt organisk karbon (mg TOC/l)	2370	1010	3	2350	770	3
Forhold mellom aluminium og totalt organisk karbon(mg Al/mg TOC)	0,91	0,04	3	1,09	0,03	3
Forhold mellom aluminium og suspendert stoff (mg Al/mg STS)	0,16	0,01	5	0,18	0,01	4
Forhold mellom totalt organisk karbon og suspendert stoff (mg TOC/mg STS)	0,18	0,01	3	0,16	0,02	3
Forhold mellom kalsium og suspendert stoff (mg Ca/mg STS)	0,007	0,001	5	0,005	0,001	4

Innholdet av suspendert stoff i det fortykkede slammet er nær det dobbelte av det som ble oppnådd i laboratorie-skala tester med fortykking av spyleslam fra pilotanleggene på Oset uten bruk av polymer (Aas og Tangerud, 1995). Aas og Tangerud (1995) fant at bruk av polymer bedret

fortykkingsegenskapene, men at slammets lett ble hengende på veggene i Imhoffglasset som ble brukt i testene. Valg av rett type polymer er derfor viktig for å få fortykkerne til å fungere optimalt. På Skullerud benyttes den samme polymeren som filtreringshjelpmiddel og til fortykkeren (Magnafloc LT 20). Doseringen til fortykkeren er 0,25 mg/l (Hansen, 1996).

Under pilotforsøkene på Oset ble innholdet av aluminium i spyleslammet målt til 15-18 % av suspendert stoff ved koagulantdoseringer på 1,0-1,35 mg Al/l (Paulsrud et al., 1996). Dette er i overensstemmelse med det som ble målt i fortykket slam på Skullerud med Oset-vann som råvann.

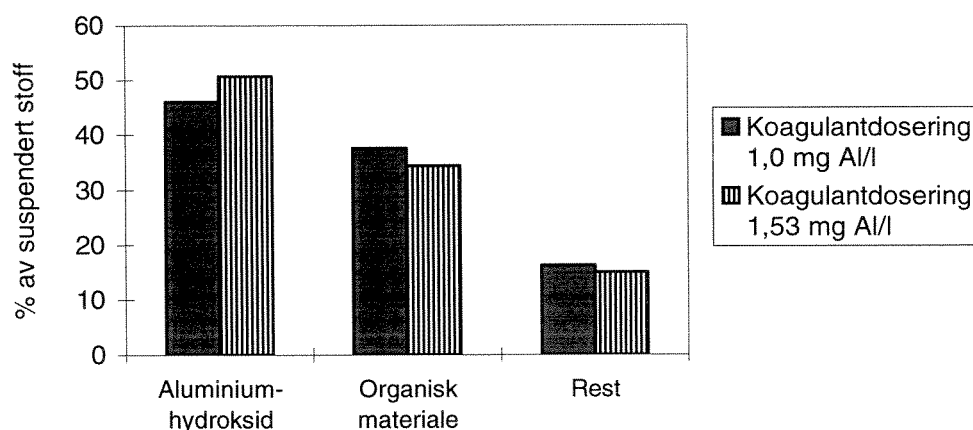
Det er gjennomført statistiske beregninger (t-tester) for å fastslå om det er statistisk signifikante forskjeller i sammensetningen av fortykket slam fra de to linjene. Forskjellen i forholdet mellom aluminium og totalt organisk karbon var signifikant på 99 % nivå, mens det ikke var signifikante forskjeller på de to linjene for noen annen av de kvalitative parametrene som er angitt i Tabell 4. Dette viser at den største forskjellen i fortykket slam fra de to linjene er at med den største koagulantdoseringen får en en større andel aluminiumhydroksid i slammets enn det en får med den minste koagulantdoseringen. Dette er illustrert i Figur 7.



Figur 7: Innholdet av aluminium versus innholdet av TOC i slammets.

Når aluminiuminnholdet i slammets øker med økende koagulantdosering viser dette at mengden organisk karbon som fjernes pr. mengde dosert aluminiumsulfat tilsatt avtar med økende koagulantdosering. Dette er i overensstemmelse med resultatene fra pilotforsøkene, som viste at med lave koagulantdoseringer kunne midlere innhold av organisk karbon i vannet reduseres fra ca. 3 mg TOC/l til ca. 2 mg TOC/l, mens en ikke oppnår noen vesentlig reduksjon i organisk karbon selv når doseringen av koagulant økes vesentlig.

Med utgangspunkt i slammets innhold av aluminium og totalt organisk karbon er det beregnet hvor stor andel av slammets som er aluminiumhydroksid og hvor stor andel som er organisk materiale. Dette er vist i Figur 8. Andelen aluminiumhydroksid er beregnet ved å forutsette at alt aluminium finnes som aluminiumhydroksid. Andelen organisk materiale er beregnet ved hjelp av totalt organisk karbon i slammets, samt sammenhengen mellom karbon og organisk materiale i tørrstoff fra Maridalsvannet (Ratnaweera et al., 1997). Resten utgjøres av salter og mineraler.



Figur 8: Aluminiumhydroksid, organisk materiale og rest i % av suspendert stoff i vannverkslam fra Skullerud.

Omtrent 50 % av suspendert stoff i slammet utgjøres av aluminiumhydroksid, og denne andelen stiger med økende koagulantdosering. 30-40 % av suspendert stoff utgjøres av organisk materiale, og denne andelen synker med økende koagulantdosering. I tillegg er det en rest på ca. 15 %, hvorav en del skyldes salter og mineraler, og en del skyldes usikkerheter i beregningen av aluminiumhydroksid og organisk materiale.

Sammensetningen av rejektivannet er vist i Tabell 5.

Tabell 5: Sammensetningen av rejektivann fra fortykkerene.

	Linje 1 (dosering 1,0 mg Al/l)			Linje 2 (dosering 1,53 mg Al/l)		
	Middel-verdi	Standard-avvik	Antall prøver	Middel-verdi	Standard-avvik	Antall prøver
pH	7,14	0,05	5	7,17	0,04	5
Aluminium (mg Al/l)	1,28	0,08	5	0,73	0,04	5
Kalsium (mg Ca/l)	13,0	0,2	5	13,3	0,2	5
Suspendert stoff (mg STS/l)	7,8	0,7	5	4,4	0,3	5
Totalt organisk karbon (mg TOC/l)	5,4	0,7	5	4,9	0,3	5
Turbiditet (FTU)	2,84	0,28	5	1,54	0,12	
Farge (filtrert) (mg Pt/l)	5	1	5	5	1	5
Forhold mellom aluminium og totalt organisk karbon (mg Al/mg TOC)	0,24	0,02	5	0,15	0,01	5
Forhold mellom aluminium og suspendert stoff (mg Al/mg STS)	0,16	0,01	5	0,16	0,01	5
Forhold mellom totalt organisk karbon og suspendert stoff (mg TOC/mg STS)	0,69	0,09	5	1,10	0,11	5
Forhold mellom kalsium og suspendert stoff (mg Ca/mg STS)	1,7	0,1	5	3,0	0,2	5

Det er en statistisk signifikant forskjell på 99 % nivå (t-tester) på rejektivannet fra de to linjene for vannkvalitetsparametrene aluminium, suspendert stoff og turbiditet. Med den laveste koagulantdoseringen inneholder rejektivannet mere partikler, hvorav bl. a. aluminiumhydroksidfnokker, enn med den høyeste doseringen. Det er ingen signifikant forskjell på de to rejektivannene mhp. de vannkvalitetsparametrene som primært er knyttet til løste forbindelser. Dette viser at ved lave koagulantdoseringer må en legge større vekt på å finne optimal polymer ved fortykningen enn det som er nødvendig ved høyere doseringer. Det må imidlertid påpekes at det ikke er snakk om at noen vesentlig del av slammet følger rejektivannsstrømmen, noe som vil bli vist under.

Det må bemerkes at det tidligere er registrert en dårligere rejektivannskvalitet fra linje 1 enn fra linje 2 når koagulantdoseringen har vært den samme, selv om forskjellene var mindre enn i disse forsøkene. Det har imidlertid vært en åpen luke mellom rejektivannstrømmene når vannbehandlingsanlegget har hatt "normal" drift, og det er uvisst hvilken innflytelse dette har hatt.

En kvantitativ vurdering av hvor mye aluminium, organisk karbon m.m. som følger de ulike strømmene i vannrensaneanlegget vanskeligjøres av at de målte konsentrasjonene i det fortykkede slammet er høyere enn gjennomsnittet for det slammet som føres til avløp, samt at det er et betydelig avvik mellom spyleslammengdene som føres til fortykker og rejektiv- og slammengdene som tas ut av fortykkeren. Det sistnevnte tyder på feil i en eller flere mengdemålere. Det er derfor i det etterfølgende tatt utgangspunkt i vannmengder til fortykker, som er av samme størrelsesorden som forbruk av spylevann, og ikke rejektivannmengden som er ca. 50 % høyere enn spylevannsforbruket. Vannmengdene til spylevann, til fortykker og til rejektiv er målt felles for de to linjene og det er derfor antatt at halvparten går til eller fra hver linje.

Materialstrømmene er beregnet for aluminium, der det er best grunnlag for å gjennomføre slike beregninger. Mengdene aluminium som følger spyleslam og slam til avløp er beregnet, mens de øvrige er målt. Resultatet er vist i Tabell 6.

Tabell 6: Materialstrømmer med aluminium.

	Dosering 1,0 mg Al/l	Dosering 1,53 mg Al/l
Råvann (kg Al/d)	0,8	0,8
Dosert (kg Al/d)	12,1	18,5
Spyleslam (kg Al/d)	13,5	19,7
Rejektivann (kg Al/d)	1,0	0,6
Slam til avløp (kg Al/d)	12,5	19,1
Rentvann (kg Al/d)	0,4	0,2

Det fremgår av Tabell 6 at de dominerende strømmene med aluminium er i forbindelse med dosering av koagulant, tilbakespyling av filtrene og tapping av fortykket slam. Dette er i overensstemmelse med hvordan et slikt vannrensaneanlegg skal fungere. Det tilføres noe aluminium med rejektivannet, men denne mengden er langt fra så stor at det er snakk om noen akkumulering av aluminiumhydroksidslam i systemet. Med en dosering på 1,53 mg Al/l utgjør aluminium tilført med rejektivannet ca. 3 % av aluminium tilført med koagulant, mens med en dosering på 1,0 mg Al/l stiger denne andelen til 8 %.

Materialstrømmene er også beregnet for suspendert stoff. Det er forutsatt at forholdet mellom aluminium og suspendert stoff er den samme i spyleslammet som i fortykket slam, og at suspendert stoff i rentvannet er utelukkende aluminiumhydroksid. Suspendert stoff i råvannet er anslått ut fra målt

turbiditet, samt fra suspendert stoff i Osets rentvann høsten 1992 (Kristiansen, 1993). Resultatet er vist i Tabell 7.

Tabell 7: Materialstrømmer med suspendert stoff.

	Dosering 1,0 mg Al/l	Dosering 1,53 mg Al/l
Råvann (kg STS/d)	15	15
Spyleslam (kg STS/d)	84	112
Rejektvann (kg STS/d)	9	5
Slam til avløp (kg STS/d)	63	105
Rentvann (kg STS/d)	1	0,4

Mengden suspendert stoff som følger rejeckt vannet utgjør en tilleggsbelastning på filterne på 12 % ved den laveste koagulantdoseringen og 5 % ved den høyeste koagulantdoseringen. Dette viser at suspendert stoff i rejeckt vannet kan gi en betydelig merbelastning på filterne, noe som medfører redusert tid mellom to tilbakespylinger, og dermed redusert vannproduksjon eller økt filterhastighet. En optimalisering av type og dosering av polymer til spyleslammet før fortykking kan bidra til å redusere innholdet av suspendert stoff i rejeckt vannet.

## 5. Konklusjon

Vannkvalitetsendringene som ble målt når vannet ble transportert i ledningsnettet fra Oset til Skullerud var marginale. Det ble imidlertid registrert en vannkvalitetsendring som må knyttes til utløsning av kalsiumkarbonat fra den innvendige sementmørtelforingen i nyere støpejernsrør. Denne vannkvalitetsendringen avhenger av hvor mye vann som transporteres i rørene, og endringen er størst ved lave vannføringer. Utløsningen av kalsiumkarbonat ved en vannproduksjon på 300 l/s ved Skullerud tilsvarer ca. et tonn kalsium eller 2,6 tonn kalsiumkarbonat pr. år.

Med en koagulantdosering i henhold til det som ble anbefalt for Oset etter pilotforsøkene i 1994/95, og med Ossets rentvann som råvann til Skullerud, var tilfredsstillende utløpsvannet fra filterene på Skullerud de kravene som ble stilt til rentvann i forbindelse med Idékonkurransen for Oset mht. farge, turbiditet og restaluminium, noe som fullt ut tilfredsstillende norske drikkevannsforskrifter. Rentvannskvaliteten med koagulantdoseringen som ble anbefalt etter pilotforsøkene på Oset ble sammenlignet med rentvannskvaliteten som ble oppnådd med den koagulantdoseringen som til da hadde blitt benyttet på Skullerud. Den sistnevnte doseringen var 50 % høyere enn den førstnevnte. Effekten av å redusere koagulantdoseringen var negativ mhp. partikkelseparasjonen i filterene, men både restaluminium og turbiditet i rentvannet var fortsatt i henhold til veiledende verdi i drikkevannsforskriftene. Resultatet tilsier at fnokkstyken bør økes ved den laveste koagulantdoseringen, og at det er gevinst i optimalisering av filtreringshjelpemiddel. Disse målingene på Skullerud verifiserte resultatene fra pilotforsøkene på Oset mhp. koagulantdoseringen, med det viktige forbeholdet at filterhastigheten var lavere under målingene på Skullerud enn under pilotforsøkene.

Fortykking av spyleslam fungerte utmerket med rentvann fra Oset som råvann med begge de koagulantdoseringene som ble utprøvd. Det må i denne sammenhengen bemerkes at polymerdoseringen til spyleslammet ikke har vært optimalisert hverken mht. type eller dose. Med den laveste koagulantdoseringen var aluminiuminnholdet i slammet lavere og aluminiuminnholdet og partikkelmengden i rejeckt vannet høyere enn ved den høyeste doseringen. Det sistnevnte tilsier at det også her er en gevinst i optimalisering av polymer som filtreringshjelpemiddel og/eller til spyleslammet. Med den høyeste koagulantdoseringen var 3 % av aluminium som ble tilført filterene aluminium i rejeckt vannet, mens denne andelen steg til 8 % ved den laveste doseringen, og merbelastningen mhp. suspendert stoff på filterene var henholdsvis 5 og 14 %. Disse merbelastningene medfører at vannproduksjonen må reduseres eller filterhastigheten økes i forhold til en situasjon uten tilbakeføring av rejeckt vann.

## 6. Forslag til videre arbeid

De målingene og forsøkene som ble gjennomført på Skullerud ga en rekke svar, men resultatene viste at det stadig er uløste spørsmål:

1. Valg av type og dosering av filtreringshjelpemiddel kan være avhengig av råvann, filteroppbygging, filterhastighet og koagulantdosering. Det er trolig mulig å oppnå enda bedre rentvannskvalitet med en lav koagulantdosering enn det som ble oppnådd i disse forsøkene. En slik optimalisering bør om mulig først gjennomføres i pilotskala for å unngå perioder med redusert rentvannskvalitet ut fra Skullerud. (Ved disse forsøkene med redusert koagulantdosering var det jo et godt grunnlag for valg av koagulantdosering.)
2. Det bør gjennomføres en kartlegging av fortykkernes effektivitet og rejektivannets kvalitet med Elvåga-vann som råvann.
3. Valg av type og dosering av polymer til fortykker kan og bør optimaliseres ved Skullerud og fremtidige direktefiltreringsanlegg i Oslo. Optimaliseringen må gjennomføres både ut fra et ønske om best mulig rejektivannskvalitet, og ut fra videre disponering/behandling av slammet (transport til avløpsrensplanlegg eller lokal avvanning). Dette er også et arbeid som kan gjennomføres i pilotskala, men på Skullerud bør det være mulig å gjennomføre dette ved en kombinasjon av laboratorietester og full-skala-forsøk.
4. Ved NIVA pågår et forskningsprosjekt finansiert av Norges Forskningsråd, der formålet er å fremskaffe et bedre grunnlag for å fastlegge optimale betingelser for koagulering av naturlig organisk materiale (humus). Maridalsvannet er en av de råvannstypene som inngår i forskningsprosjektet. De resultatene og de metodikkene som fremkommer av forskningsprosjektet kan benyttes til å få et bedre grunnlag for å fastslå optimale betingelser for koagulering ved Oset og Skullerud og evt. andre direktefiltreringsanlegg ved ulike årstider, og ved ulike blandingsforhold der flere råvannstyper blandes før vannbehandling.
5. Spylrutinene på Skullerud bør optimaliseres for å redusere spylevannsforbruket.

Til slutt må det presiseres at OVA vil ha stor nytte av å ha et pilotanlegg på Skullerud. Dette er ikke bare for hjelp ved optimalisering av dette vannbehandlingsanlegget, men også for å kunne utprøve nye kjemikalier på en mere generell basis uten fare for at forbrukerne vil få en forringet vannkvalitet som følge av eksperimentering. (Hvorvidt kloreringen påvirker de optimale fellingsbetingelsene kan undersøkes ved parallelle jar-tester, og hvorvidt størrelsesfordelingen av de organiske molekylene er påvirket av kloreringen kan kontrolleres ved molvektfraksjonering og DOC-analyser av de ulike fraksjonene.)

## 7. Referanser

Torkel Hansen. 1996. Personlig meddelelse. Skullerud vannrenseanlegg.

Hem, L. J., Vik, E. A., Weideborg, M. og Nesgård, B. S. 1993. Pilotforsøk med korrosjonskontroll ved Asker og Bærum vannverk - dosering av mettet kalkvann og CO<sub>2</sub>. Aquateam-rapport 93-035.

Hem, L. J., Vik, E. A., Weideborg, M. og Østerhus, S. W. 1994. Korrosjonsmålinger for OVA 1992-93. Aquateam-rapport 93-036.

Hem, L. J., Weideborg, M., Hval, S., Vik, E. A., Samdal, J. E. og Stene-Johansen, S. 1996. Oset vannrenseanlegg. Idékonkurranse om utvidelse. Drift og resultater av forsøksanleggene ved Oset vannrenseanlegg 1994/95. OVA/NIVA/Aquateam-rapport.

Kristiansen, J. F. 1993. Rapport om drikkevann i Oslo år 1992.

Paulsrud, B., Hem, L. J. og Wien, A. 1996. Behandling og disponering av slam fra Oset vannbehandlingsanlegg. Aquateam-rapport 95-031.

Ratnaweera, H., Gjessing, E. and Hiller, N. 1997. Typing of NOM - Annual report 1996. NIVA.

Sosial- og helsedepartementet (SHD). 1995. Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m.

Aas, Ø. og Tangerud, S. 1995. Oset vannrenseanlegg. Idékonkurranse om utvidelse. Resultater fra forsøk med vannverkslam fra pilotanleggene ved Oset. OVA/NIVA/Aquateam-rapport.



## **Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3618-97

ISBN 82-577-3174-9