

RAPPORT LNR 3720-97

Larvik hovedvannverk

Pilotforsøk med humusfjerning
og korrosjonskontroll med
direktefiltrering og
marmorfiltrering



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
5005 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 Larvik hovedvannverk Pilotforsøk med humusfjerning og korrosjonskontroll med direktefiltrering og marmorfiltrering	Løpenr. (for bestilling) 3720-97	Dato 1. oktober 1997
	Prosjektnr. Undernr. O-96217	Sider Pris 54
Forfatter(e) Lars J. Hem	Fagområde Vannforsyning og avløpsteknologi	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Larvik kommune	Oppdragsreferanse Dag Ottar Vold
------------------------------------	-------------------------------------

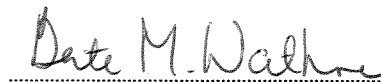
Sammendrag Ved Gopledal vannbehandlingsanlegg er det gjennomført pilotforsøk med ulike kombinasjoner av humusfjerning med direktefiltrering og korrosjonskontroll ved dosering av karbondioksid og filtrering gjennom alkalisk filtermasse (marmor). Det er gjort forsøk med et to-mediafilter med sand og antrasitt etterfulgt av et marmorfilter, og med et tremediafilter med antrasitt, sand og marmor. Med utgangspunkt i resultatene fra pilotforsøkene synes en kombinasjon av et to-media-filter og et separat marmorfilter å være en bedre løsning enn et tre-media-filter.
--

Fire norske emneord 1. Pilotforsøk 2. Direktefiltrering 3. Korrosjonskontroll 4. Vannkvalitet	Fire engelske emneord 1. Pilot study 2. Inline filtration 3. Corrosion control 4. Water quality
---	---



Prosjektleder

ISBN 82-577-3288-5



Forskningsjef

Larvik hovedvannverk

Pilotforsøk med humusfjerning og korrosjonskontroll
med direktefiltrering og marmorfiltrering

Forord

Larvik kommune skal utbedre sitt hovedvannverk. I denne utbedringen inngår et nytt vannbehandlingsanlegg.

Det ble gjennomført pilotforsøk ved vannverket våren og sommeren 1997. Resultatene av disse forsøkene utgjør en del av grunnlaget for valg og dimensjonering av renseprosessene.

Pilotforsøkene ble gjennomført av Larvik kommune og NIVA, der driftspersonale fra Larvik kommune sto for den daglige driften av pilotanlegget, prøvetaking, og vannanalyser, mens NIVA utførte forsøksplanlegging, kontroll av instrumenter, databearbeiding og rapportering. Undertegnede vil rette en takk til driftspersonalet i Larvik kommune, og spesielt til Einar Mathiesen, for en solid innsats og godt utført arbeid under forsøkene.

Oslo, 1. oktober 1997.

Lars J. Hem

Innhold

Sammendrag	6
1. Bakgrunn	8
1.1 Råvannskvalitet	8
1.1.1 Fysisk-kjemisk vannkvalitet	8
1.1.2 Bakteriologisk vannkvalitet	9
1.1.3 Algeprodusert lukt, smak og toksiner	10
1.1.4 Andre helseskadelige stoffer	10
1.1.5 Oppsummering av nødvendig vannbehandling	10
1.2 Aktuelle vannbehandlingsmetoder	11
1.2.1 Korrosjonskontroll	11
1.2.2 Humusfjerning	11
1.2.3 Fjerning av algeprodusert lukt, smak og toksiner	12
1.2.4 Desinfeksjon	12
1.2.5 Sammenbygging av enhetsprosesser	13
1.3 Valg av prosess	13
1.4 Pilotforsøk	13
2. Generell beskrivelse av renseprosessene	15
3. Materialer og metoder	16
3.1 Jar-tester	16
3.2 Pilotforsøk	18
3.2.1 Pilotanlegg	18
3.2.2 Forsøksprogram	20
3.2.3 Prøvetakings- og analyseplan	22
3.3 Fortykkningstester	25
4. Resultater og diskusjon	26
4.1 Råvannskvalitet	26
4.2 Koagulering	26
4.2.1 Koagulantdosering	26
4.2.2 Koagulerings-pH	28
4.3 Direktefiltrering	31
4.3.1 Filterhastighet	31
4.3.2 Filtermasser	33
4.3.3 Filtreringshjelpemiddel	34
4.4 Filtrering gjennom marmorfilter	35
4.4.1 Karbondioksid-dosering	35
4.4.2 Oppholdstid i alkalisk filtermasse (marmor)	37
4.4.3 Partikkelseparasjon	39
4.5 Tilbakespyling av filtre	41
4.5.1 To-media-filter (sand + antrasitt)	41
4.5.2 Tre-media-filter (sand + antrasitt + marmor)	42
4.5.3 Marmorfilter	43

4.6 Slambehandling	44
4.6.1 Karakterisering av spyleslam	44
4.6.2 Sedimenterings- og fortykkingssegenskaper	49
5. Konklusjoner og anbefalinger	50
5.1 Dimensjonering	50
5.2 Anbefaling om valg av prosess	52
6. Referanser	53

Sammendrag

Larvik kommune skal oppgradere sitt vannbehandlingsanlegg på Gopledal. Dette vannbehandlingsanlegget forsyner det meste av Larvik kommune. Råvannskilden er Farrisvann.

Den eksisterende vannbehandlingen består av desinfeksjon med klor (klorgass) og pH-justering med lut. Denne vannbehandlingen er ikke tilfredsstillende for å nå dagens krav til drikkevannskvalitet, dels fordi fargetallet i Farrisvann er på grensen til det som er maksimalt for å oppfylle kravene, og dels fordi ledningsnett i Larvik er bygget med et ledningsmateriell som krever en forhøyet alkalitet i forhold til råvannskvaliteten for å unngå at pH-verdiene blir for høye hos abonnentene. Dagens vannkvalitet tærer dessuten på ledningsnett, noe som har store økonomiske konsekvenser for Larvik kommune på sikt.

Ved Gopledal vannbehandlingsanlegg er det gjennomført pilotforsøk med ulike kombinasjoner av humusfjerning med direktefiltrering og korrosjonskontroll ved dosering av karbondioksid og filtrering gjennom alkalisk filtermasse (marmor). Det er gjort forsøk med et to-mediafilter med sand og antrasitt etterfulgt av et marmorfilter, og med et tremediafilter med antrasitt, sand og marmor.

Forut for pilotforsøkene ble det gjennomført vurderinger av ulike metoder for å fjerne fargen, som er forårsaket av humus (naturlig organisk materiale), og å øke alkaliteten og kalsiuminnholdet. Konklusjonen var at en kombinasjon av direktefiltrering og filtrering gjennom alkalisk filtermasse ville være gunstigst, sett ut fra en totalvurdering.

Forutsetningen for pilotforsøkene var derfor gitt mhp. metode for humusfjerning og korrosjonskontroll. Som avsluttende pH-justering var det forutsatt lut, og som desinfeksjon var det forutsatt natriumhypokloritt, dvs. metoder som er vel kjent i Larvik og som det ikke var behov for å utprøve i pilotforsøkene.

Som koagulant ble det valgt jernklorid ut fra behovet for en lav koagulerings-pH (ca. 4), samtidig som ikke utfelt jern vil felle ut i det alkaliske filteret. Bruk av filtreringshjelpemiddel (polymer) ble utprøvd både i jar-test og i pilotforsøkene, men dette hadde ingen påviselig effekt.

Optimal koagulerings-pH var 4,3-4,5 ut fra både jar-tester og pilotforsøk.. Optimal koagulantdosering var ca. 3 mg Fe/l, men doseringer ned til 2 mg Fe/l kunne gi tilfredsstillende rentvannskvalitet.

Ut fra resultatene fra pilotforsøkene synes en kombinasjon av et to-media-filter og et marmorfilter å være en bedre løsning enn et tre-media-filter. De viktigste årsakene til dette er:

- To-media-filter tåler høyere filterhastighet enn tre-media-filter, slik at med et to-media-filter er det mulig å optimalisere direktefiltreringen
- Med et tre-media-filter behøves høye tilbakespylingshastigheter og -volumer
- Modningstiden, dvs. tiden mellom avsluttet tilbakespyling og tilfredsstillende kvalitet på rentvannet som produseres, er vesentlig lenger med et tre-media-filter enn med en kombinasjon av et to-media-filter og et marmorfilter

Med et tre-media-filter er dimensjonerende filterhastighet 8 m/h, mens med et to-media-filter er dimensjonerende filterhastighet 11 m/h, og i begge tilfeller er koagulant jernklorid og filteringshjelpemiddel utelatt. Dimensjoneringen av marmorfilteret gjøres ut fra oppholdstid, og det er forutsatt en dimensjonerende oppholdstid i marmor på 10 min. uansett om marmor er i et eget filter eller

som et av filtermediene i et tre-media-filter (dette gir en rentvannskvalitet ved midlere vannproduksjon som tilfredsstillende det som i Drikkevannsforskriftene er angitt som veiledende vannkvalitet).

Dimensjonerende spylrutiner er:

For to-media-filteret:

- Senke vannstand til 10 cm over filtermediet.
- 5 min luft, 75 m/h
- Vente minst 3 min.
- 10 min vann, 36 m/h

Alkalisk (marmor) filter:

- Senke vannstand til 10 cm over filtermedia.
- 8 min luft, 75 m/h.
- 8 min luft, 75 m/h, og 10 m/h vann
- 12 min vann, 25 m/h

Den totale slamproduksjonen er forventet å bli 12 mg SS/l, forutsatt en koagulantdosering på 3 mg Fe/l. Minst 2/3 av slammet vil bli akkumulert i to-media-filteret.

1. Bakgrunn

1.1 Råvannskvalitet

1.1.1 Fysisk-kjemisk vannkvalitet

Fysisk-kjemisk vannkvalitet i råvannet til Gopledal v.v. er angitt i Tabell 1.

Tabell 1: Fysisk-kjemisk vannkvalitet i råvannet til Gopledal v.v.

Parameter	Angitt for Farris i hovedplan (Grøner, 1993)	Råvann Gopledal		Drikkevannsforskrif tenes veiledende verdi til rentvann (SHD, 1995) ⁷⁾	Drikkevannsforskrif tenes største tillatte konsentrasjon i rentvann (SHD, 1995) ⁷⁾
		NMT, 1993-1995	Holtan, 1992		
Farge (mg Pt/l)	8-17	5-25 ^{1,2)}	7,5-29	<1	<20
KOF-Mn (mg O/l)		ca. 3 ⁸⁾		<2	<5
TOC (mg C/l)			3-4		
Turbiditet (FTU)	0,17-1,2	0,3-2,7 ³⁾	0,2-3,7 ⁹⁾	<0,4	<4
pH	6,1-7,3	6,0-7,1 ⁴⁾	5,8-6,6	7,5-8,5	6,5-8,5
Alkalitet (mekv/l)	0,02-0,06	0,04-0,13		0,6-1,0	
Kalsium (mg Ca/l)	3	3-5	1,6-2,6	15-25	
Jern (mg Fe/l)		0,03-0,38	0,02-0,98	<0,05	<0,2 ⁵⁾
Mangan (mg Mn/l)		<0,005-0,021 ⁶⁾	0,005-0,073	<0,02	<0,05
Aluminium (mg Al/l)		0,1		<0,05	<0,2 ⁵⁾

1) Angitt med nøyaktighet på 5 mg Pt/l, dvs. som 5,10,15,20 el. 25.

2) I hovedsak 10-20 mg Pt/l.

3) I hovedsak 0,5-1,2 FTU.

4) I hovedsak 6,1-6,5

5) Gjelder dersom ikke jern tilsettes i vannbehandlingen.

6) Én verdi på 2,9 mg Mn/l anses usannsynlig, og er derfor ikke med i tabellen.

7) Dette gjelder der vannet gjøres tilgjengelig for abonnent.

8) 28-30/5-90.

9) En prøve viste 10,6 FTU

Den fysisk-kjemiske vannkvaliteten ut fra vannbehandlingsanlegget er i hovedsak som for råvannet, med unntak av pH og alkalitet som stiger pga. lutdosering, og turbiditeten som er lavere (NMT, 1993-1995).

Analyser Næringsmiddeltilsynet har utført på prøver tatt på ledningsnettet viser at der kan pH overstige 10, og det er målt et kalsiuminnhold på 21 mg Ca/l. Dette viser at vannet tærer på sementen i

asbestsementrør og/eller i sementmørtelforinger. Verdier for jern på ledningsnettet mangler i det oversendte materialet.

Råvannet tilfredsstillende ikke kravene til farge, pH eller jern (Én prøve i 1990 viste også for høyt innhold av mangan.). Det må imidlertid understrekes at det er et fåtall prøver som overskrider grensen for farge, og at overskridelsene er små. Råvannet tilfredsstillende ikke veiledende verdi til kalsium, turbiditet, KOF-Mn, mangan eller alkalitet

De høye konsentrasjonene for jern skyldes forhold i inntaket eller overføringssystemet av vann fra inntaket til vannbehandlingsanlegget. Det synes å være en sammenheng mellom en høy turbiditet og et høyt jerninnhold, og dette indikerer at jernet er partikulært. Innholdet av jern i råvannet til Vestfold Interkommunale Vannverk er til sammenligning stort sett <0,1 mg Fe/l, og aldri over 0,32 mg Fe/l (Holtan, 1992).

Manganinnholdet i råvannet er høyere ved Gopledal enn ved Vestfold Interkommunale Vannverk (Holtan, 1992). Dette indikerer at noe slam kommer inn i råvannet ved inntaket til Gopledal.

For å tilfredsstillende rentvannets (ut fra vannbehandlingsanlegget) krav til pH er lutdosering tilstrekkelig, men pga. kjemiske reaksjoner med materialer på ledningsnettet er dette ikke tilstrekkelig til å tilfredsstillende krav til pH der vannet gjøres tilgjengelig for abonnenten. Det er derfor nødvendig å øke vannets bufferevne (alkalitet) og kalsiuminnhold. Det må understrekes at i endeleddninger med sementmørtelforing er det registrert pH over 8,5, selv om alkalitet og kalsium ut fra vannbehandlingsanlegget har tilfredsstillende drikkevannsforskriftenes veiledende verdi (Bungum, 1995).

Korrosjon av jern kan ikke kvantifiseres ut fra det tilsendte materialet, men pga. klager, lekkasjeandel samt korrosjonsmålinger hos andre vannverk med tilsvarende vannkvalitet er det sannsynlig at det er en viss innvendig jernkorrosjon, og dermed økende innhold av jern i vannet på ledningsnettet. En vannbehandling som gir et rentvann som tilfredsstillende drikkevannsforskriftenes veiledende verdi for pH, alkalitet og kalsium kan forventes å gi mindre innvendig korrosjon av jernrør enn det en har med dagens vannbehandling.

Klager på grumset og gult/brunt vann indikerer korrosjon og/eller begroing på ledningsnettet.

Det høye fargetallet tilsier at det kan være behov for humusfjerning. Det vil også være ønskelig med en vannbehandling som reduserer turbiditeten. Humusfjerning **kan** også bidra til redusert begroing og slamdannelse på ledningsnettet.

Manganinnholdet er stort sett lavt. Erfaringer fra Vestfold Interkommunale Vannverk viser imidlertid at en kan få driftsproblemer pga. utfelling av manganoksid i filterdysene. Oksidasjonen av toverdige mangan til fireverdige skyldes der bakterien Leptothrix, en art som også finnes i Larviks ledningsnett (Skulberg, 1991, Weideborg og Hem, 1994).

1.1.2 Bakteriologisk vannkvalitet

Det er målt 0-15 koliforme bakterier pr. 100 ml og 0-3 termotolerente koliforme bakterier pr. 100 ml i råvannet (NMT, 1993-95). De høyeste verdiene er påvist i høstsirkulasjonen i Farris, som er i november-desember. Verdiene for 1993-95 er lavere enn det som er rapportert for perioden 1960-90 (Holtan, 1992).

Folkehelsa har vanligvis akseptert dypvannsinntak i store innsjøer kombinert med enkel vannbehandling. (Lund, 1996). (Selv om Folkehelsa ikke lenger er godkjenningssinstans er de rådgiver for de lokale helsemyndighetene). På denne bakgrunnen skulle det ikke være nødvendig med to hygieniske barrierer i vannbehandlingsanlegget. Det er imidlertid mulig at inntakets plassering må vurderes på bakgrunn av hydrologiske forhold i Farris for å sikre seg mot at patogene organismer som er vanskelig å inaktivere med svaklorering kommer inn i vannbehandlingsanlegget.

Det er påvist koliforme bakterier i rentvannet, noe som tilsier at dagens desinfeksjon ikke er tilfredsstillende. Det er spesielt påvist koliforme bakterier ved ledningsbrudd, noe som kan tilsi at en fremtidig desinfeksjon bør ha en bedre restvirkning på ledningsnettet enn dagens.

1.1.3 Algeproduisert lukt, smak og toksiner

I Farris er det påvist blågrønnalger som kan skape uønsket lukt og smak samt algetoksiner (Skulberg, 1991). En organismegruppe som er påvist i Farris, og som er kjent for å skape toksiner er Anabaena. Disse blomstrer gjerne opp på sensommeren, dvs. på et tidspunkt der det er liten fare for at overflatevann kommer ned til råvannsinntaket til Gopledal. Uheldige klimatiske forhold **kan** imidlertid medføre at disse algene tilføres råvannet i en slik grad at dette må tas hensyn til i vannbehandlingen. (Hvorvidt det er fare for at disse algene tilføres inntaket vil i noen grad være forutsigbart). Det bør derfor være en beredskap mot algeproduisert lukt, smak og toksiner.

Dersom vannkvaliteten i Farris utvikler seg i en uheldig retning mht. algeproduisert lukt og smak kan det i fremtiden bli aktuelt med et permanent behandlingstrinn mot dette.

1.1.4 Andre helseskadelige stoffer

NIVA har foretatt prøvetaking og analyser mhp. PAH i vannmassene og sedimentene (Holtan, 1995). Tot. PAH viste <10 ng/l for tot. PAH, benzo (a) pyren ble ikke påvist (deteksjonsgrense 0,05 ng/l). PAH i sedimentene i den sydlige delen av Farris var høyere enn i den nordlige delen, noe som trolig skyldes dels avrenning fra barkdeponiet og dels forurensning fra E 18.

Verdiene for bly i Farris er målt til < 0,5 µg Pb/l (Holtan, 1995). Kravene til råvann som skal benyttes til drikkevann er < 50 µg Pb/l, mens drikkevann som leveres til forbruker skal ha < 20 µg Pb/l.

Verdiene for PAH og bly i Farris er så lave at det ikke er nødvendig å treffe spesielle tiltak i vannbehandlingsanlegget for å redusere konsentrasjonen av disse stoffene. Tilstedeværelsen av PAH i sedimentene gir ytterligere grunn til å unngå at slam suges inn i inntaksledningen.

1.1.5 Oppsummering av nødvendig vannbehandling

Det vannet som leveres til abonnentene tilfredsstiller ikke drikkevannsforskriftenes krav til største tillatte konsentrasjon for pH, farge og jern. For å oppfylle disse kravene må vannbehandlingen inneholde karbonatisering, økning av kalsiuminnholdet, fargefjerning (humusfjerning) og sannsynligvis partikkelfjerning. I tillegg må anlegget ha desinfeksjon, og en mulighet for i fremtiden å etablere en beredskap mot algeproduisert lukt og smak. Det bør undersøkes om den sistnevnte beredskapen også bør kunne fjerne evt. algetoksiner.

Råvannet til Gopledal har dårligere kvalitet enn råvannet til Vestfold Interkommunale Vannverk for flere vannkvalitetsparametre. Dette tilsier at inntaket til Gopledal og/eller overføringssystemet fra inntaket til vannbehandlingsanlegget bør forbedres.

1.2 Aktuelle vannbehandlingsmetoder

1.2.1 Korrosjonskontroll

Den vannkvalitetsendringen som er nødvendig for å redusere korrosjon og tæring på sement er økning av kalsiumkonsentrasjonen, alkaliteten og pH (i forhold til råvannet).

Det eksisterer korrosjonsinhibitorer basert på sinkfosfat eller natriumsilikat som kan redusere korrosjonen, men den førstnevnte er uaktuell i Norge fordi en ikke ønsker å tilsette sink, og for den sistnevnte mangler dokumentasjon på virkningsgrad. Det pågår imidlertid forsøk i Orkdal som skal gi svar på om dosering av natriumsilikat gir like god korrosjonsbeskyttelse som økning av kalsiumkonsentrasjonen og alkaliteten (Østerhus, 1996). Inntil det foreligger data fra disse forsøkene anses det nødvendig å øke kalsiumkonsentrasjonen og alkaliteten i henhold til anbefalingene til Vik og Hongve (udatert).

De renseprosessene som vil gi en vannkvalitet som anbefalt av Vik og Hongve (udatert), som forøvrig er identisk med veiledende verdier for kalsium og alkalitet i drikkevannsforskriftene (SHD, 1995) er:

- Dosering av kalk og karbondioksid
- Dosering av mikronisert marmor (kalsiumkarbonat-slurry) og karbondioksid.
- Dosering av karbondioksid og filtrering gjennom alkalisk filtermasse (f.eks. marmor).

Det går an å øke alkaliteten ved å dosere soda eller lut og karbondioksid, men dette vil ikke gi noe tilskudd av kalsium.

Dosering av kalk kan skje i form av slurry, kalkmelk eller mettet partikkelfri kalkløsning. I de to første tilfellene må partikkelrester fra kalkdoseringen fjernes i et filter, mens det ikke er behov for noe etterfølgende filter etter dosering av mettet kalkløsning.

Dosering av mikronisert marmor og karbondioksid må likeledes etterfølges av filtrering for å unngå å føre et turbid vann ut på ledningsnettet. Fordi oppløsningshastigheten av marmor er svært pH-avhengig, en lav pH gir høy oppløsningshastighet, er det vanlig å la oppløsningen skje ved en pH under 7 og dernest øke pH ved lutdosering.

I motsetning til kalk og mikronisert marmor, som doseres vannmengdeproposjonalt, vil en i et marmorfilter få redusert utløsning av kalsiumkarbonat ved økende vannføring såfremt pH i innløpet til filteret er uendret. Både pH, kalsiumkonsentrasjonen og alkaliteten i utløpet fra filteret vil dermed variere. For å kompensere for den reduserte oppholdstiden kan pH inn på filteret senkes. pH i utløpet av filteret vil dermed variere enda mer enn tilfellet vil være med konstant pH inn på filteret. Uansett må en korrigere pH etter det alkaliske filteret, fortrinnsvis med lut.

1.2.2 Humusfjerning

De metodene som er benyttet for humusfjerning er koagulering etterfulgt av flotasjon/sedimentering og filtrering, direktefiltrering, ionebytting, omvendt osmose, samt oksidasjon etterfulgt av et biologisk filter (ett anlegg). De metodene som ut fra prosesstekniske og økonomiske vurderinger er best egnet for et

vannverk av Gopledals størrelse og med Farris som råvann er direktefiltrering og ionebytting (Eikebrokk et al., 1989). Av disse er direktefiltrering den vanligste, og det er etterhvert utviklet en betydelig norsk kompetanse på bygging og drift av slike anlegg. Det er kun ett større vannverk som benytter ionebytting for humusfjerning i Norge (Meråker), mens det er et titalls små anlegg som benytter denne teknologien. Både ved direktefiltrering og ved ionebytting vil en produsere et avfall, henholdsvis spyleslam og brukt regenereringsløsning.

Direktefiltrering vil normalt fungere som en hygienisk barriere, mens dette ikke er tilfelle for ionebytting.

Det er mulig å redusere fargen ved å tilsette ozon, som vil oksidere de store humusmolekylene som er årsak til fargen. Dette vil imidlertid medføre at det dannes en rekke mindre organiske molekyler som bakteriene på ledningsnettet kan omsette, noe som vil øke begroing og slamdannelse på nettet.

1.2.3 Fjerning av algeproduisert lukt, smak og toksiner

Fjerning av algeproduisert lukt og smak er velkjent teknologi, og er utprøvd i pilotskala ved Mjøsa for fjerning av geosmin (Storhaug, 1989). Den metoden som er benyttet i Norge er adsorpsjon på aktivt karbon, men også ozonering kan ha en positiv effekt på lukt og smak (Montgomery, 1985). Aktivert karbon kan doseres i pulverform (PAC), eller bygges opp som granulater i et filter (GAC). Bruk av PAC vil normalt bare benyttes der lukt- og smaksproblemene er sporadiske, og bruk av PAC forutsetter at det er rensenheter som effektivt kan fjerne det pulveriserte karbonet etter at det har adsorbent de uønskede forbindelsene.

Fjerning av algetoksiner er studert i laboratoriskala og pilotskala (Hoffmann, 1976, Haugan et al., 1982, Himberg et al., 1989, Lahti and Hiisvirta, 1989, Reitter und Ruf, 1990, Donati et al., 1993). Konvensjonell rensing, dvs. koagulering, filtrering og klorering, gir kun liten (0-50 %) reduksjon av toksiner. Filtrering gjennom et langsomsandfilter gir inntil 85 % reduksjon. Bruk av PAC ved kontakttider på i størrelsesorden 30 min. gir reduksjoner av samme størrelsesorden som bruk av konvensjonell rensing. De mest effektive rensemetodene mot algetoksiner er koagulering/direktefiltrering kombinert med filtrering gjennom aktivt karbon (GAC), forozonering kombinert med koagulering og filtrering, ozonering etterfulgt av GAC, eller omvendt osmose. Resultatene med GAC som eneste behandling vil gi en betydelig reduksjon av toksinkonsentrasjonene, bl.a. av toksiner fra *Anabaena*. Det er imidlertid ikke gitt at en vil få en fullstendig fjerning av algetoksinene kun ved bruk av filtrering gjennom et GAC-filter (Haugan et al., 1982, Ritter und Ruf, 1990).

De planktonalgene som finnes i store populasjoner i Farris har cellediameter 0,5-50 µm (Skulberg, 1991). Disse algene er dermed tildels sammenlignbare med bakterier hva gjelder størrelse, og bakterier fjernes kun i liten grad ved hurtigsandfiltrering alene (Weideborg og Hem, 1994, Storhaug, 1996).

1.2.4 Desinfeksjon

De desinfeksjonsmetodene som aksepteres av helsemyndighetene i Norge er tilsetning av klor, kloraminer eller ozon, samt UV-bestråling. Ved bruk av klor og kloramin vil en ha en klorrest (>0,02 mg Cl₂/l etter 30 min.) som i noen grad vil gi beskyttelse mot reaktivering av patogener i ledningsnettet. Kloramin vil gi en bedre beskyttelse på ledningsnettet enn klor, fordi klor er et sterkere oksidasjonsmiddel enn kloramin og derfor forbrukes raskere. UV-bestråling og ozon-dosering vil ikke gi noen beskyttelse på ledningsnettet. I Norge er klorering den dominerende desinfeksjonsmetoden, men UV-bestråling benyttes også en rekke steder, og da spesielt i små vannbehandlingsanlegg.

1.2.5 Sammenbygging av enhetsprosesser

Det er bygget en rekke vannbehandlingsanlegg i Norge der humusfjerning og korrosjonskontroll er integrert. Disse anleggene er alle varianter over direktefiltreringsanlegg, men der metoden for korrosjonskontroll varierer. Den anleggsoppbyggingen det er mest erfaringer med er direktefiltrering i nedstrøms to- eller flermediafiltere med dosering av karbondioksid, kalk eller mikronisert marmor, koagulant og evt. filtreringshjelpemiddel (polymer) før filteret. Etter filteret tilsettes klor, og pH justeres tilslutt med lut eller mettet kalkløsning. Dersom det benyttes UV-bestråling som desinfeksjon kan denne plasseres før eller etter den avsluttende pH-justeringen.

Aluminiumsbaserte koagulanter er mest benyttet, og disse har gjerne en optimal fellings-pH rundt 6. Dersom jernklorid benyttes som koagulant er optimal fellings-pH ca. 4 eller lavere optimalt. Dersom lut benyttes for avsluttende pH-justering er det ønskelig at alkaliteten primært økes gjennom at kalk eller mikronisert marmor tilsettes før filteret, for på denne måten å oppnå en ønsket kalsiumkonsentrasjon uten samtidig å få en svært høy alkalitet, og det er derfor ønskelig med en relativt høy fellings-pH. Bruk av jernbaserte koagulanter er derfor lite aktuelt, og med aluminiumbaserte koagulanter kan det være aktuelt med en høyere fellings-pH enn det som er optimalt for koaguleringen. Med dosering av mettet kalkløsning som avsluttende pH-justering står en mer fritt i valg av koagulant og fellings-pH.

De siste årene er det satt i drift mer enn 10 vannbehandlingsanlegg med felling på alkalisk filter (Hem, 1996). Disse er enten oppstrøms direktefiltreringsanlegg der filtermassen er marmor, eller nedstrøms tremediafilter der det nederste laget i filteret er marmor. Det benyttes jernklorid som koagulant. (I ett anlegg benyttes PAX uten særlig suksess.) Anlegg med felling på alkalisk filter er enkle i oppbygging og oppgis å være enkle i drift, men spylevannforbruket er høyere enn med direktefiltrering i sand/antrasittfiltere, og tapet av alkalisk filtermasse er relativt høyt.

Dersom det benyttes PAC for lukt- og smaksfjerning doseres dette før det tilsettes koagulant. Dersom det bygges et GAC-filter plasseres dette etter sandfilteret, men før kloreringen, da aktiv-karbon fjerner klor fra vannet.

Dersom ionebytting benyttes for humusfjerning kan ikke humusfjerning og korrosjonskontroll integreres i én filterenhet.

1.3 Valg av prosess

Det ble gjennomført et forprosjekt, der bl.a. kostnadene ved ulike prosessalternativer ble vurdert. De prosessalternativene som ble foreslått i forprosjektet var direktefiltrering og alkalisk filter. Denne prosesskombinasjonen kan bygges opp på ulike måter, og følgende utforminger er aktuelle for nærmere vurdering:

- Koagulering og direktefiltrering på et tremediafilter der det ene filtermediet er marmor. Denne prosessutformingen bygges bl.a. i Porsgrunn.
- Koagulering og direktefiltrering på et to-media sandfilter, etterfulgt av et alkalisk filter.

1.4 Pilotforsøk

Det ble besluttet å gjennomføre pilotforsøk for å få et sikrere dimensjoneringsgrunnlag enn det en får ved kun å basere seg på erfaringer fra andre vannbehandlingsanlegg. Det en ville ha svar på var bl.a.:

- Optimal kjemikaliedosering.

- Hyppighet av spyling samt en tilnærmet optimal spyl rutine (spylehastighet for vann og luft samt varighet på spylingen).
- Dimensjonerende filterhastigheter. Felling på alkalisk filter er en lite utprøvd vannbehandling, og mulighetene for ubehagelige overraskelser er derfor store dersom anlegget bygges på bakgrunn av erfaringer fra andre vannverk.
- Spyleslam, kvantitet og kvalitet.

2. Generell beskrivelse av renseprosessene

De renetekniske løsningene som ble valgt for videre vurdering og pilotforsøk besto av følgende komponenter:

- Dosering av karbondioksid.
- Evt. dosering av lut for å oppnå optimal koagulerings-pH.
- Koagulering med treverdige jern (jernklorid).
- Fnokkoppbygging. Det er forutsatt at vannets oppholdstid før det møter antrasittlaget i filteret er tilstrekkelig høy for fnokkoppbygging.
- Filtrering gjennom antrasitt, kvartssand og marmor. Slamavsetningen forutsettes å skje i antrasittlaget, og i noen grad i sandlaget. Eventuelle rester av oppløst jern vil bli felt ut i marmorlaget.
- Økning av alkalitet og kalsiuminnhold ved filtrering gjennom marmorlaget. Alkaliteten og kalsiuminnholdet i behandlet vann vil være en funksjon av dosering av karbondioksid og jernklorid (som inneholder saltsyre), type alkalisk filtermasse og kornstørrelsen, vanntemperaturen, samt oppholdstiden i den alkaliske filtermassen.
- Desinfeksjon med klor.
- Evt. pH-justering med lut.

Desinfeksjon med klor og pH-justering med lut er velkjente renseprosesser, også ved Gopledal vannbehandlingsanlegg, og det var derfor ikke noe behov for å inkludere dosering av disse kjemikaliene i pilotforsøkene.

Det ble vurdert to ulike måter å kombinere direktefiltrering i to-media-filter med alkalisering/karbonatisering i marmorfilter:

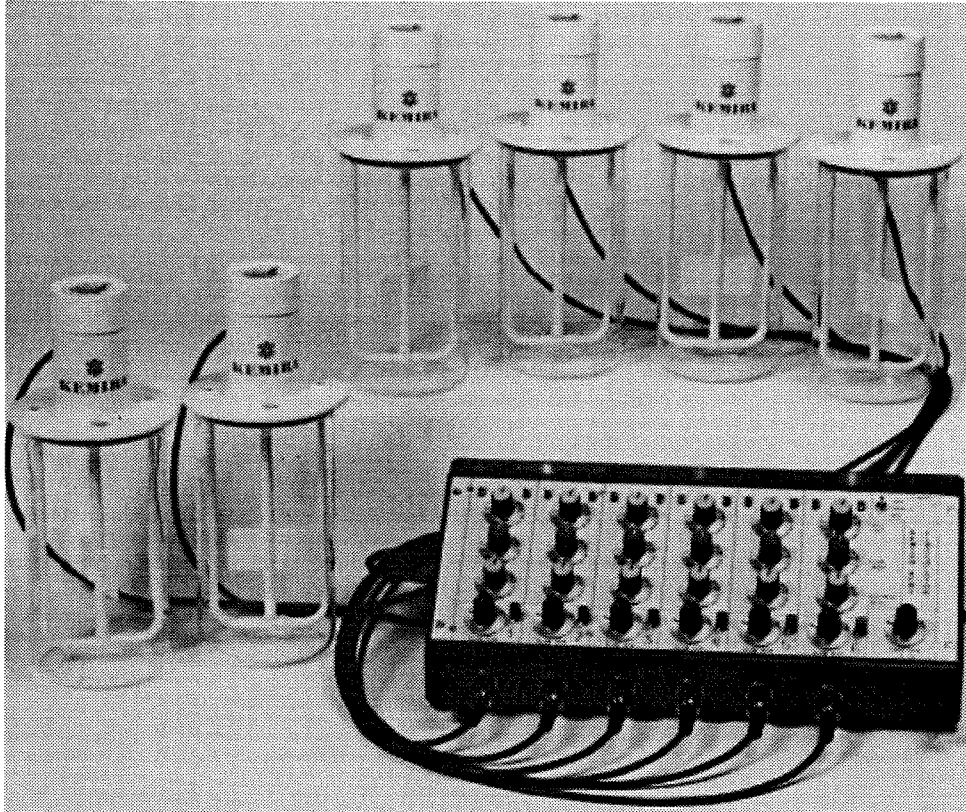
- “Molde-prosessen”, dvs. koagulering og direktefiltrering på et tre-media-filter der det nederste filterlaget er marmor.
- Et to-media-filter etterfulgt av et alkalisk filter.

Den siste måten å bygge opp filtrene på vil gi større muligheter for å variere koagulant og pH-justering før og etter direktefiltreringen enn bruk av tre-media-filter, men dette er ikke studert i pilot-forsøket.

3. Materialer og metoder

3.1 Jar-tester

Jar-testene ble gjennomført i en standard operatur som vist i Figur 1.



Figur 1: Jar-test-aperatur fra Kemira.

Kjemikaliene som ble dosert var:

- 12 % jernklorid (densitet 1,5, dvs. 180 g Fe/l). Fortynnes 1:1000 før dosering, dvs. 0,18 g Fe/l.
- Natriumbikarbonat (200 mmol/l). Dosering 1 mmol/l.
- Saltsyre til pH-justering (2 %).
- Magnafloc LT 20, LT 22S, LT 25 og LT 27. Fortynnes til 0,005 %-løsning, dvs. 0,05 g /l

Saltsyre og natriumbikarbonat ble tilsatt for å øke vannets bufferkapasitet og for pH-justering. Effekten av å tilsette disse kjemikaliene tilsvarer effekten av å dosere karbondioksid. Årsaken til at en doserer natriumbikarbonat og saltsyre istedet for karbondioksid er at å dosere den sistnevnte i riktige mengder i små begerglass er vanskelig i praksis.

Prosedyre: Prøvevolum 1 l. Først tilsettes natriumbikarbonat, så saltsyre, dernest jernklorid. Dosering skjer under hurtig omrøring (400 rpm). Hurtigomrøring i et minutt etter dosering av jernklorid, dernest

langsom omrøring (30 rpm) i 10 min, etterfulgt av 60 min sedimentering. Etter hurtigomrøringen måles pH. Evt. polymer tilsettes umiddelbart etter hurtigomrøringen.

Analysen av klarvannfasen: Farge, turbiditet, jern (totalt) og jern (filtrert). Analysene utføres umiddelbart etter jar-testen.

Tabell 2: Plan for jar-testene.

Runde nr	Beger nr	Koagulant			Saltsyre		Polymer		
		Type	Dosering (etter fortynning 1:1000)		Dose	pH	Type	Dosering	
		% Fe	mg Fe/l	ml løsn	ml løsn			mg/l	ml løsn
1	1	11	2,0	11,1	1,49	4,2	-	-	
1	2	11	2,5	13,9	1,44	4,2	-	-	
1	3	11	3,0	16,7	1,39	4,2	-	-	
1	4	11	3,5	19,4	1,36	4,2	-	-	
1	5	11	4,0	22,2	1,34	4,2	-	-	
1	6	11	4,5	25	1,32	4,2	-	-	
2	1	11	3,0	16,7	1,89	3,5	-	-	
2	2	11	3,0	16,7	1,66	3,7	-	-	
2	3	11	3,0	16,7	1,51	3,9	-	-	
2	4	11	3,0	16,7	1,41	4,1	-	-	
2	5	11	3,0	16,7	1,36	4,3	-	-	
2	6	11	3,0	16,7	1,32	4,5	-	-	
3	1 ¹⁾	11	2,0	11,1	1,49	4,2	-	-	
3	2 ²⁾	11	2,0	11,1	1,49	4,2	-	-	
3	3	11	2,0	11,1	1,49	4,2	-	-	
3	4	11	1,5	8,3	1,54	4,2	-	-	
3	5	11	1,75	9,7	1,51	4,2	-	-	
3	6	11	2,25	12,5	1,48	4,2	-	-	
4	1	11	3,0	16,7	1,39	4,2	-	0,05	1
4	2	11	3,0	16,7	1,39	4,2	LT 20	0,05	1
4	3	11	3,0	16,7	1,39	4,2	LT22S	0,05	1
4	4	11	3,0	16,7	1,39	4,2	LT 25	0,05	1
4	5	11	3,0	16,7	1,39	4,2	LT27	0,05	1
4	6	11	3,0	16,7	1,39	4,2	-	0,05	1

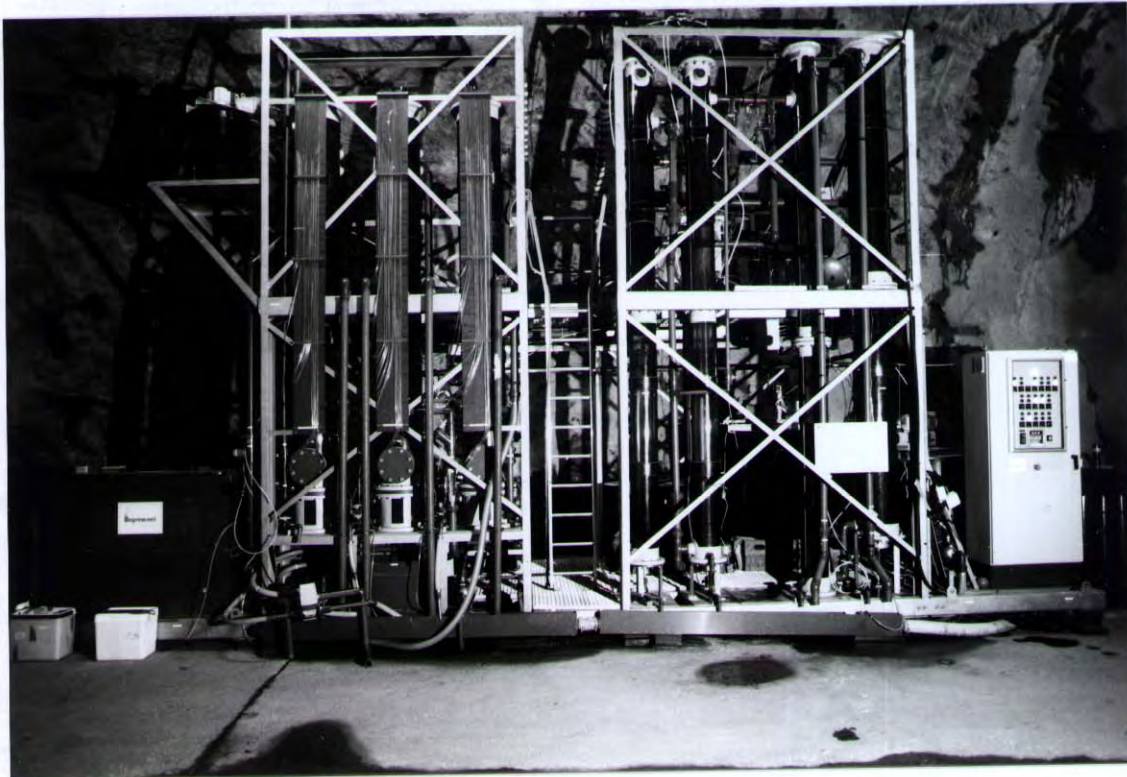
1)Langsom omrøring i 30 min

2)Langsom omrøring i 20 min

3.2 Pilotforsøk

3.2.1 Pilotanlegg

Pilotanlegget var et ferdig oppbygd anlegg som ble lånt av Oslo Vann- og Avløpsverk (OVA). Anlegget var et av de tre pilotanleggene som ble brukt under Idékonkurransen for Oset vannrenseanlegg (Hem et al., 1996). Pilotanlegget er vist i Figur 2.



Figur 2: Pilotanlegget (bildet er tatt mens pilotanlegget sto på Oset vannrenseanlegg).

Pilotanlegget ble transportert til Gopledal, og tilkoblet vann og strøm. Anlegget ble bygd inn i et enkelt hus kledd med plast, dels av hensyn til arbeidsmiljøet og dels for å minimalisere vekst av alger i pleksiglasskolonner og plastslanger (se Figur 3).



Figur 3: Pilotanlegget plassert og bygd inn på Gopledal vannverk.

Flytskjema for pilotanlegget er vist i Figur 4. Kjemikaliene som ble dosert var karbondioksid, jernklorid, og i perioder filtreringshjelpemiddel, foruten kalsium og karbonat utløst fra filtermassen i marmorfilteret (alkalisk filter). Alle de tre kolonnene ble brukt. De ble benyttet dels i serie og dels i parallell.

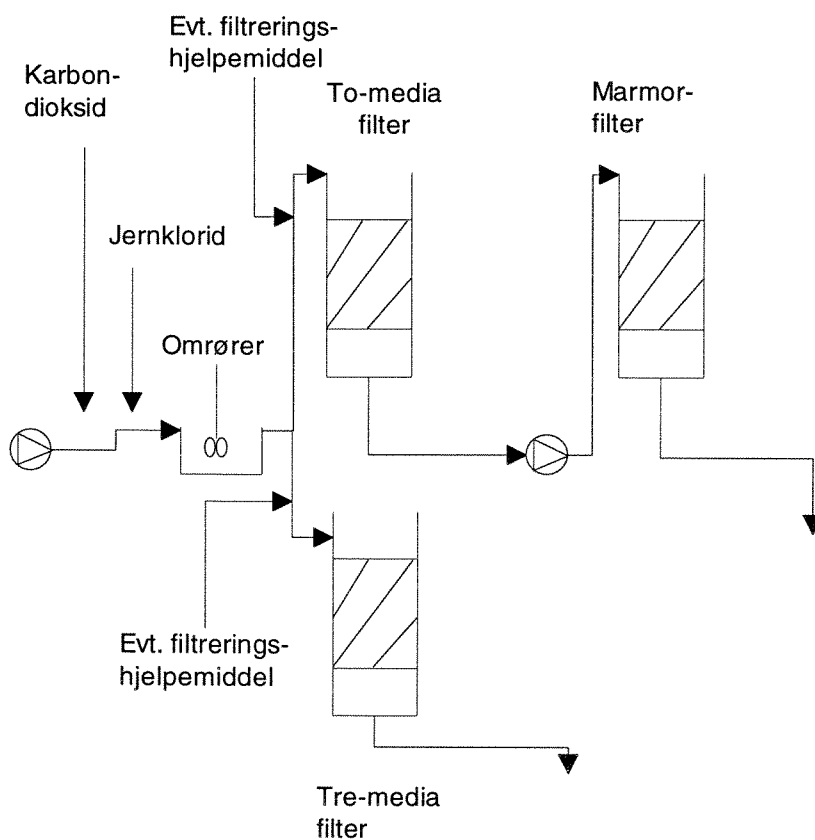
Filtermassene var sand + antrasitt, sand + antrasitt + marmor, og marmor. Korngraderingene var 1,8-2,5 mm marmor, 0,4-0,6 mm kvartssand, og 1,4-2,5 mm eller 0,8-1,6 mm antrasitt. I tillegg inneholdt filterne støtte- og bærelag. Filtrene ble bygget opp med følgende alternativer:

- Tre-media-filter: Grus 5-15 mm; 15 cm. Marmor 1,8-2,5 mm; 75 cm. Sand 0,4-0,6 mm; 0,25 m. Antrasitt 1,4-2,5 mm; 0,35 m.
- To-media-filter: Grus 5-15 mm; 20 cm. Sand 0,4-0,6 mm; 0,5 m. Antrasitt 0,8-1,6 mm eller 1,4-2,5 mm; 0,7 m.
- Marmorfilter: Grus 5-15 mm; 20 cm. Marmor 1.8-2.5 mm: 150 cm.

Tre-media-filteret ble bygget opp med en tykkelse på filterlagene som var halvparten av det en i utgangspunktet forventet bygget i fullskala. I dette filteret ville en først og fremst se hvordan tre-media-

filteret oppførte seg under og etter tilbakespyling, og spesielt mhp. blanding av filtermasser, foruten at dette filteret også ga informasjon vannkvalitet som funksjon av kjemikaliedosering. Når trykktapsutvikling samt vannkvalitet som funksjon av filterhastighet skulle studeres ble dette gjort ut fra resultatene i to-media-filtre etterfulgt av marmor-filter. Dette ble gjort ut fra tilgjengelige høyder i pilotanlegget, men ga samtidig en mulighet for å studere de ulike delene av et tremediafilter separat.

Pilotanlegget var utstyrt med kontinuerlig måling av pH i miksekammer (koagulerings-pH) og i utløpsvannet fra anlegget, og kontinuerlig måling av turbiditet i utløpsvannet fra filter 3. Registrering av trykktap ble foretatt ved å måle trykket ved ulike filterdyp ved hjelp av slanger tilkoblet rørstusser montert på filtrene. Vannmengde inn på filter 1 og filter 2 (m^3 vann som har gått inn på filteret) ble målt ved bruk av mengdemåler, mens øvrige vann og luftmengder ble målt med rotameter. Dosering av karbondioksid ble målt med rotameter, mens doseringen av jernklorid og filtreringshjelpemiddel ble målt ved å registrere forbruk.



Figur 4: Flytskjema for pilotanlegget slik det ble benyttet under pilotforsøkene på Gopledal.

3.2.2 Forsøksprogram

Hvilke forhold skulle en ha svar på?

I Tabell 3 er det angitt en rekke prosessmessige dimensjonerings- og driftsparametre som skulle fastlegges på bakgrunn av pilotforsøkene.

Tabell 3: Prosesstekniske dimensjonerings- og driftsparametre som skulle avklares gjennom pilotforsøkene.

Hva som skulle avklares	Metode
Optimal koagulantdosering og optimal pH	Jar-test. Bekreftes i pilot
Oppbygging av filteret	Pilot
Evt. dosering av filtreringshjelpemiddel (polymer)	Jar-test. Bekreftes i pilot
Nødvendig dosering av karbondioksid	Pilot
Maksimal filterhastighet ut fra avtalte krav til vannkvalitet	Pilot
Spylerutiner	Pilot
Forbrukstall	Pilot
Spyleslamskvalitet	Pilot
Fortykking	Lab-skala test på stedet.

Det var en forutsetning at resultatene skulle gi et grunnlag for å vurdere en renseprosess med et tremedia-filter der en av filtermassene var marmor, og et tomedia-filter etterfulgt av et marmorfilter.

Arbeidsplan

Uke 11: Oppbygging. Innkjøring uten filtersand og kjemikalier.

Uke 12-14: Oppfylling av filtermasse. Forsøksvis tilbakespyling.

Uke 15: Trykktap i ren filtermasse. Vannkvalitetsendring ved filtrering gjennom tremediafilter uten tilsetning av koagulant og karbondioksid. Jar-tester

Uke 16: Start dosering av jernklorid og karbondioksid. Inntrimming av koagulerings-pH og dose (disse er valgt ut fra jar-tester).

Uke 17: Rentvannskvalitet (etter filtre) ved belastning fra midlere til dimensjonerende belastning. Uke

18: Varierende koagulantdoser.

Uke 19: Rentvannskvalitet ved belastning høyere enn dimensjonerende, dvs. kontroll av dimensjoneringskriteriene.

Uke 20: Lengde på filtersyklus.

Uke 21: Utprøving av alternative filtermasser

Uke 22: Dosering av polymer.

Uke 23: Tilbakespylingsrutiner.

Uke 24: Tilbakespylingsrutiner forts. Fortykking (lab-skala-tester).

Uke 25: Karbondioksiddosering. Tilbakespyling av marmorfilter.

Uke 26: Trykktapsoppbygging i marmorfilter ved ulik hydraulisk belastning.

Utførelse og rapportering

Driftsparametrene ble utarbeidet for en uke av gangen, og ble presentert som i Tabell 4 under.

Tabell 4: Eksempel på tabell for driftsparametre.

Vannmengde råvann (m ³ /time)	2,5
Vannmengde filter 1 (m ³ /time)	0,5
Vannmengde filter 2 (m ³ /time)	1,0
Jernkloriddosering (l/time med fortynnet løsning)	4,1
Karbondioksiddosering (g/time)	18
Polymerdosering (l/time med fortynnet løsning)	-
Filtersyklus filter 1 (timer)	24
Filtersyklus filter 2 (timer)	24
Filtersyklus filter 3 (timer)	24
Spesielle forhold (spesifiseres på eget ark)	-

Driftsrutiner på pilotanlegget:

Daglige gjøremål:

- Kontroll panel i PLS for varsel om feil i motorer.
- Visuell kontroll av vannstrøm.
- Kontroll av at doseringspumper faktisk pumper.
- Kontroll nivå i kjemikalietanker. Etterfyll ved behov (grense < 30 timers forbruk). Kontroller forbruk.
- Dersom forbruk av kjemikalier avviker fra forussetningene; kontroller strøm av kjemikalier.
- Kontroll av CO₂-mengde.
- Rengjør pH-elektrode i miksekammer (skylles i rentvann).
- Kontroller trykktap.
- Registrer forbruk og vannmengder.
- Vannanalyser.
- Avlesning av kontinuerlige målere. (Resultatene lagres også i en datalogger. Data ble hentet av NIVA via mobiltelefon og modem. NIVA tappet logger etter behov.)
- Føring av en dagbok der visuelle observasjoner samt evt. forstyrrelser og hendelser føres inn.
- Tilbakespyling av filtre etter oppsatte planer.

Gjøremål 2 ggr. pr uke:

- Tappe vann fra kompressor.

Ukentlige gjøremål:

- Kontrollere at doseringspumpene gir rett mengde.

3.2.3 Prøvetakings- og analyseplan

Prøvetaking

Prøver ble tatt på rengjorte flasker. Analyselaboratoriene leverte disse. Prøver for analyser på stedet ble tatt i utstyr rengjort i henhold til beskrivelse i manual for analyseutstyret.

Det ble tatt blandprøver av spyleslam og stikkprøver på de øvrige prøvetakingsstedene såfremt det ikke ble spesifisert noe annet.

Prøver ut fra filterne ble tatt i utløpskummene.

Ved prøvetaking for mikrobiologiske analyser ble prøvetakingspunktet desinfisert ("brent av") om mulig, og minst en liter vann rant gjennom før prøven ble tatt.

Plan for prøvetaking ble utarbeidet ukentlig. Et eksempel på en prøvetakingsplan er vist i Tabell 5.

Tabell 5: Eksempel på prøvetakingsplan

Analysested	Råvann	Mikse- kammer	Filter 1		Filter 2		Filter 3		Utløp pilot
			Utløp	Spyle- slam	Utløp	Spyle- slam	Utløp	Spyle- slam	
Lokalt	U	D	D		D		D		
NMT, fys/kjem	U		U	DX	U	DX	U	DX	U ¹⁾
NMT, bakt.	U								U
Annet									

U=ukentlig

D=daglig

X=etter behov

1)=måles også på rentvann ut fra det eksisterende behandlingsanlegget

Analyseplan

Planer for hvilke analyser som skulle utføres lokalt og på Næringsmiddeltilsynet (NMT) ble utarbeidet for hver uke. Eksempler på analyseplaner er vist i Tabell 6 og Tabell 7.

Tabell 6: Eksempel på plan for analyser som skal utføres av NMT.

Analyseparameter	R	E	M	F1	S1	F2	S2	F3	S3	U
Kimtall										
Koliforme bakt.										
Termotolerante koliforme bakt.										
Turbiditet										
Farge										
TOC	U			U	U	U	D	U	D	
Jern (ufiltrert)	U			U	U	U	D	U	D	
Jern (filtrert)										
pH										
Kalsium	U			U	U			U	D	
Alkalitet	U			U				U		
Aciditet										
Suspendert stoff					U		D		D	
Temperatur										
Restklor etter 30 min										

U=ukentlig

D=daglig

X=etter behov

1)=måles også på rentvann ut fra det eksisterende behandlingsanlegget

Tabell 7: Eksempel på plan for analyser som skal utføres lokalt (av vannverkets personell).

Analyseparameter	Råvann	Mikse- kammer	Filter 1		Filter 2		Filter 3		Utløp pilot
			Utløp	Spyle- slam	Utløp	Spyle- slam	Utløp	Spyle- slam	
Kimtall									
Koliforme bakt.									
Termotolerante koliforme bakt.									
Turbiditet	U		D		DX		DX		
Farge	U		D		D		D		
TOC									
Jern (ufiltrert)	U	D	D		D		D		
Jern (filtrert)	U		D		D		D		
pH	U	D	D				D		
Kalsium									
Alkalitet									
Aciditet									
Suspendert stoff									
Temperatur	D		D		D		D		
Restklor etter 30 min									

U=ukentlig

D=daglig

DX=daglig+førstefiltrat (hvert 15. min i 2 timer etter spyling)

X=etter behov

1)=måles også på rentvann ut fra det eksisterende behandlingsanlegget

Kimtall, koliforme bakterier, termotolerante bakterier, kalsium, alkalitet, aciditet, pH og suspendert stoff ble analysert av NMT. Turbiditet (med Hach turbidimeter 2100 P), farge (med Lovibond Ness Leviser 2150/2250) og temperatur ble analysert lokalt. Jern ble analysert dels av NMT og dels lokalt med Hach colorimeter eller Dr. Lange LASA 20 colorimeter, men såfremt det ikke er angitt noe annet er analyseresultatene som blir omtalt analysert lokalt med Hach colorimeter. Dr. Lange colorimeter ga høyere verdier enn Hach colorimeter for lave jernkonsentrasjoner. Turbiditet og pH ble også analysert kontinuerlig.

3.3 Fortykkingstester

Et to liters målebeger fylles med spyleslam fra pilotanlegget. Fra det tidspunktet det er mulig å observere et skille mellom slamfasen og klarvannsfasen registreres volumet av slamfasen. Det gjøres en visuell observasjon av fnokker og turbiditet i klarvannsfasen.

Disse sedimenteringstestene ble gjennomført både med og uten tilsats av 0,25 mg/l nonionisk polymer (Magnafloc LT 20). Bruk av en nonionisk polymer ga best resultater ved koagulering i jar-test, og ble derfor valgt også for fortykkingstesten. Doseringen ble valgt på bakgrunn av driften av fortykkeren på Skullerud vannrenseanlegg i Oslo (Hem, 1997) (det må understrekes at ved Skullerud doseres aluminium til et 2-media-filter, og polymerdoseringen er ikke optimalisert).

4. Resultater og diskusjon

4.1 Råvannskvalitet

Tabell 8: Råvannskvalitet under pilotforsøkene. Dersom intet annet er oppgitt er vannanalysene utført av NMT i Larvik.

	Antall prøver	Middelverdi	Standardavvik
Kimtall 22 °C (pr.ml)	1	56	
Kimtall 37 °C (pr.ml)	1	5	
Koliforme bakterier (pr.100 ml) (NMT)	1	0	
Turbiditet (FTU) ¹⁾	10	0,30	0,09
Farge (mg Pt/l) ¹⁾	15	19	3
Jern (mg Fe/l)	9	40	19
Jern, filtrert (mg Fe/l)	9	23	13
pH	10	6,3	0,2
Kalsium (mg Ca/l)	9	3,1	0,3
Alkalitet (mekv./l)	9	0,063	0,019
Aciditet (mekv./l)	8	0,059	0,015
Temperatur ¹⁾	49	4,9	0,4

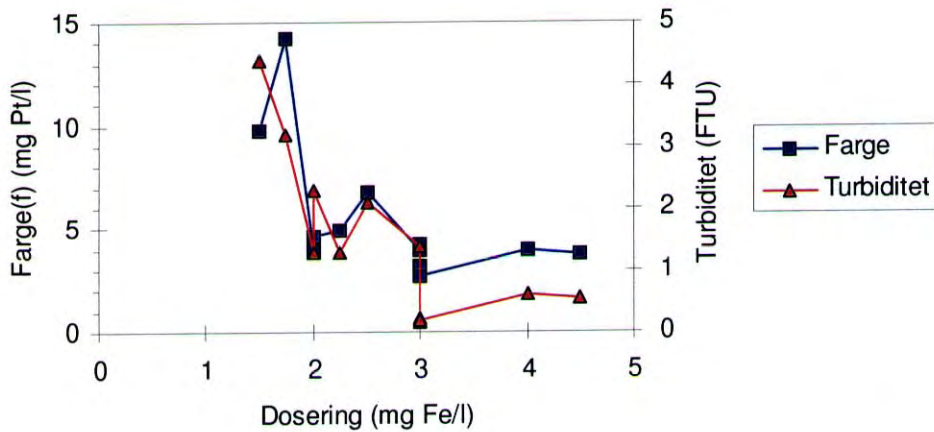
1) Analysert/målt av driftspersonalet på Gopledal.

Råvannkvaliteten har vært stabil med unntak av innholdet av jern.

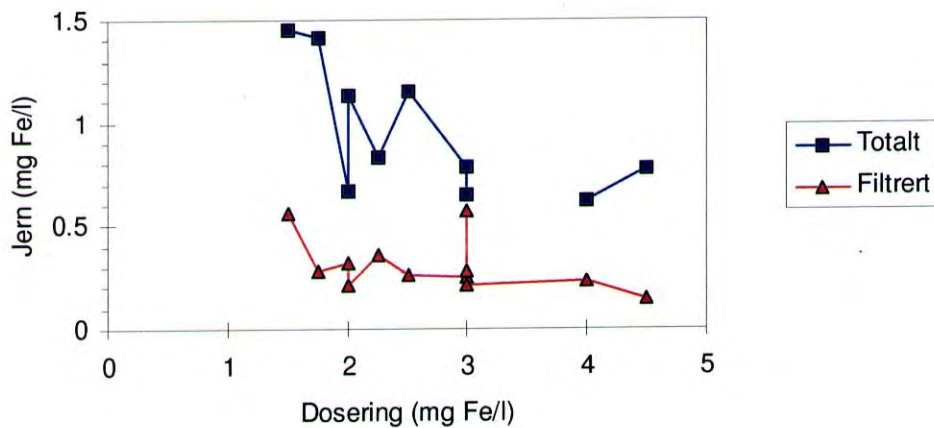
4.2 Koagulering

4.2.1 Koagulantdosering

Koagulantdoseringens innflytelse på farge og turbiditet i rentvannet i jar-testene er vist i Figur 5, og innflytelsen på rest-jern er vist i Figur 6.



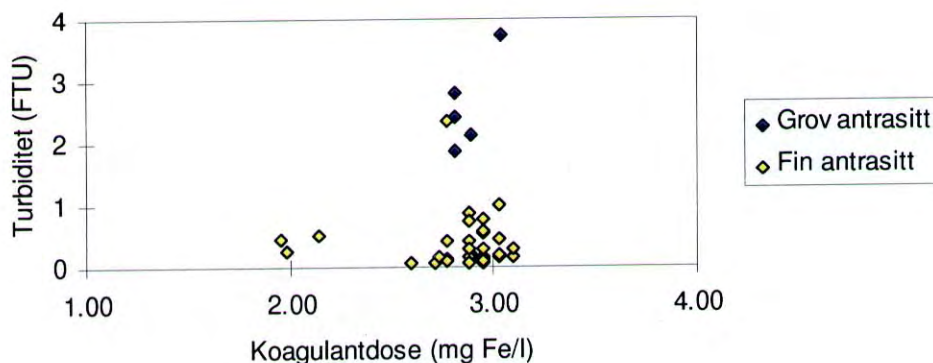
Figur 5: Farge og turbiditet som funksjon av koagulantdosering i jar-test (koagulerings-pH 4,2-4,4).



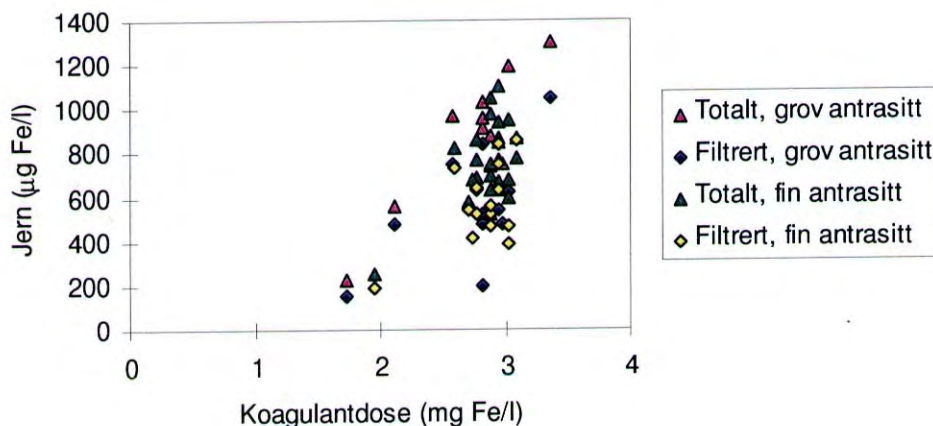
Figur 6: Rest-jern som funksjon av koagulantdosering i jar-test (koagulerings-pH 4,2-4,4).

Rentvannets farge og turbiditet sank med økende koagulantdosering inntil denne er 3 mg Fe/l. En økning av koagulantdoseringen utover 3 mg Fe/l hadde ingen innflytelse på farge og turbiditet i jar-test. Totalt restjern sank også med økende koagulantdosering inntil denne var 3 mg Fe/l, mens innholdet av rest-jern i filtrert prøve ikke varierte i vesentlig grad. Dette tilsier at koaguleringen har vært nær upåvirket av koagulantdoseringen, men at fnokkdannelsen har vært svært avhengig av koagulantdoseringen.

Turbiditet og jern i utløpsvannet fra to-mediafilteret benyttet i pilotanlegget er vist i Figur 7 og Figur 8 som funksjon av koagulantdoseringen.



Figur 7: Turbiditet som funksjon av koagulantdosering i to-mediafilter med sand og antrasitt.



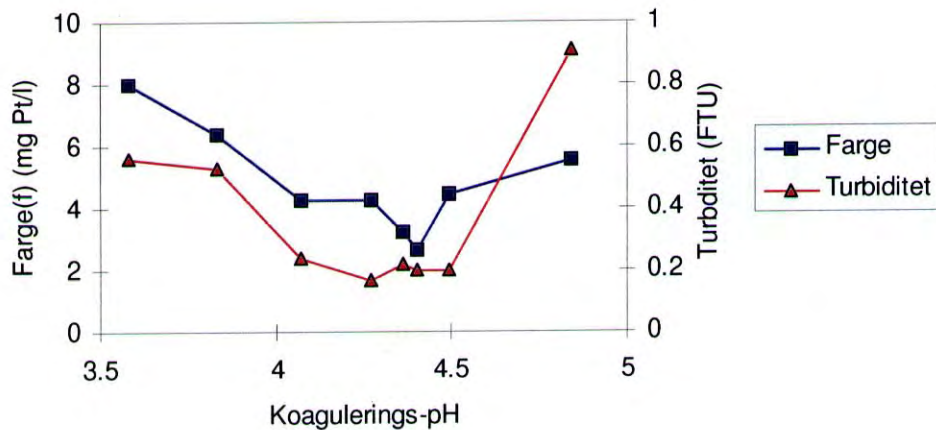
Figur 8: Jern i utløpsvann fra to-media-filteret som funksjon av koagulantdosering i to-mediafilter med sand og antrasitt.

Turbiditeten er i liten grad påvirket av koagulantdoseringen med de doseringene som ble benyttet, men den påvirkningen som skjer tilsier økt turbiditet ved økende koagulantdosering. Totalt og filtrert jern synes å stige med økende dosering. Disse sammenhengene står i motsetning til de resultatene som ble funnet i jar-testene, men dette motsetningsforholdet skyldes at en økende koagulantdosering i pilotforsøkene medførte synkende pH.

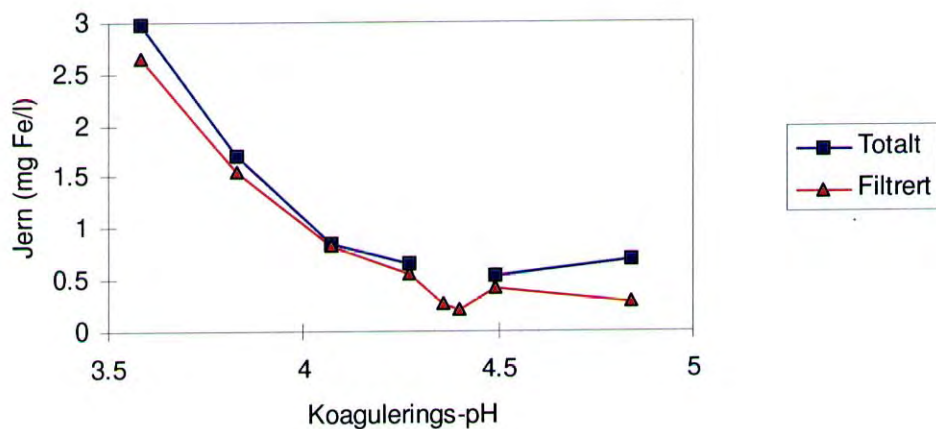
En viktig konklusjon er at det var mulig å oppnå tilfredsstillende renseresultater med en koagulantdosering på 2 mg Fe/l. Resultatene fra jar-testene tilsier imidlertid at 3 mg Fe/l gir bedre resultater.

4.2.2 Koagulerings-pH

Koagulerings-pHs innflytelse på farge og turbiditet i rentvannet i jar-testene er vist i Figur 9, og innflytelsen på rest-jern er vist i Figur 10.



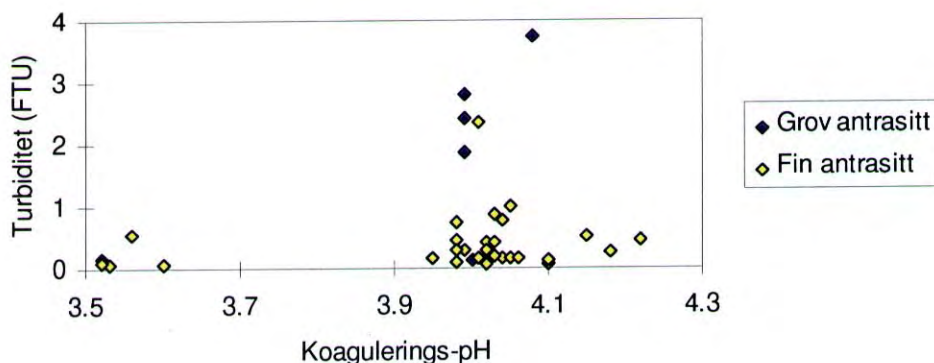
Figur 9: Farge og turbiditet som funksjon av koagulerings-pH i jar-test (koagulantdosering 3,0 mg Fe/l).



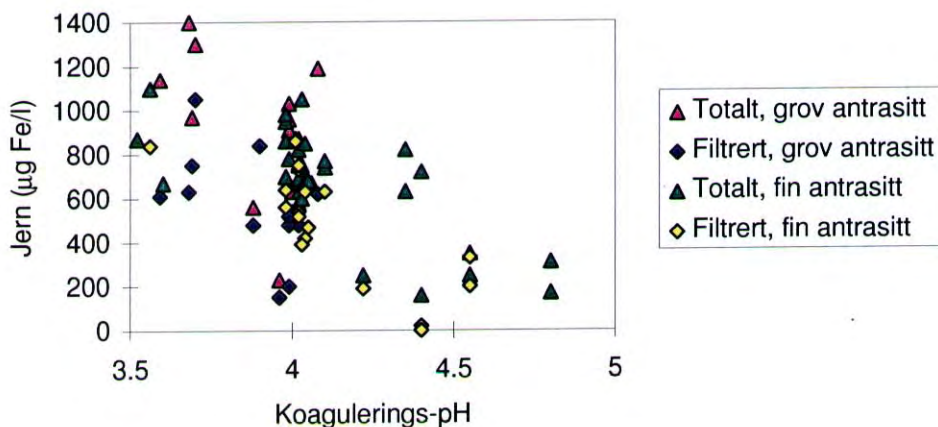
Figur 10: Rest-jern som funksjon av koagulerings-pH i jar-test (koagulantdosering 3,0 mg Fe/l).

Koagulerings-pH er viktig både for koagulering og fnokkdannelse. Den optimale pH for minimalisering av farge og turbiditet i rentvannet er 4-4,5, mens optimal pH for rest-jern i filtrert prøve er over 4,3. Når det blir observert at optimal pH for fjerning av organisk materiale avviker fra optimal pH for restkoagulant er dette i overensstemmelse med bl.a. Aguigar et al. (1996). Totalt synes en pH 4,3-4,5 å være optimalt.

Rest-jern er over 200 $\mu\text{g Fe/l}$ for alle prøvene. Dette indikerer at det kan bli vanskelig å oppnå lave verdier for rest-jern med kun koagulering ved pH ca. 4 og separasjon. Drikkevannsforskriftene angir veiledende verdi på 50 $\mu\text{g Fe/l}$ og maksimal verdi på 100 $\mu\text{g Fe/l}$ (SHD, 1995).



Figur 11: Turbiditet som funksjon av koagulerings-pH i to-mediafilter med sand og antrasitt.



Figur 12: Jern i utløpsvann fra to-media-filteret som funksjon av koagulerings-pH i to-mediafilter med sand og antrasitt. Koagulantdosering fra 1,6-3,7 mg Fe/l.

Filtrert rest-jern ut av to-media-filteret viser at koagulerings-pH bør være over 4 for å redusere tilførsel av løst jern inn på det etterfølgende marmorfilteret eller marmorlaget, og pH bør helst være 4,2-4,4. Dette er i overensstemmelse med resultatene fra jar-test-forsøkene. Oppløst jern som tilføres marmorfilteret vil felle ut som jernhydroksid fordi pH øker, og et høyt innhold av jern i vannet inn på marmorfilteret vil gi relativt stor avsetning av slam i dette filteret/laget og muligheter for redusert utløsningshastighet av kalsiumkarbonat. Den praktiske konsekvensen av ønsket om en koagulerings-pH 4,2 eller høyere ved en koagulantdosering på over 3 mg Fe/l er at det må doseres lut før koagulant tilsettes. Uten tilsats av lut eller annen alkali forårsaker dosering av jernklorid og karbondioksid at pH senkes til 3,9-4,1. For å øke pH fra 3,9-4,1 til 4,3 må det doseres 0,7-1,7 mg lut (NaOH)/l.

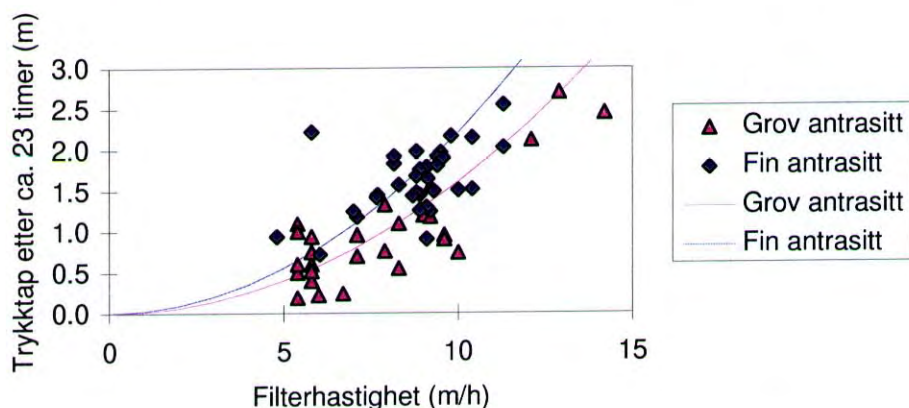
Mengden partikulært jern vil avhenge av fnokkdannelse og filterhastighet. Å vurdere koaguleringen ut fra totalt jern kan derfor være misvisende, men det er tydelig at økende koagulerings-pH fører til redusert rest-jern på tross av at økende koagulerings-pH skjedde ved reduserte koagulantdoseringer, og da ofte så lave doseringer at dette kan ha hatt betydning for fnokkstyrken.

Partikkelinnholdet målt som turbiditet viser at partikkelinnholdet i utløpsvannet fra to-media-filteret var høyere med 1,4-2,5 mm antrasitt enn med 0,8-1,6 mm antrasitt. Dette behandles nærmere i kapittel 4.3.

4.3 Direktefiltrering

4.3.1 Filterhastighet

Filterhastigheten har stor betydning for trykktapet i et filter. I et rent filter vil trykktapet (teoretisk) være proporsjonalt med kvadratet av filterhastigheten. Sammenhengen mellom trykktapet etter ca. 23 timer og filterhastigheten er vist i Figur 13.



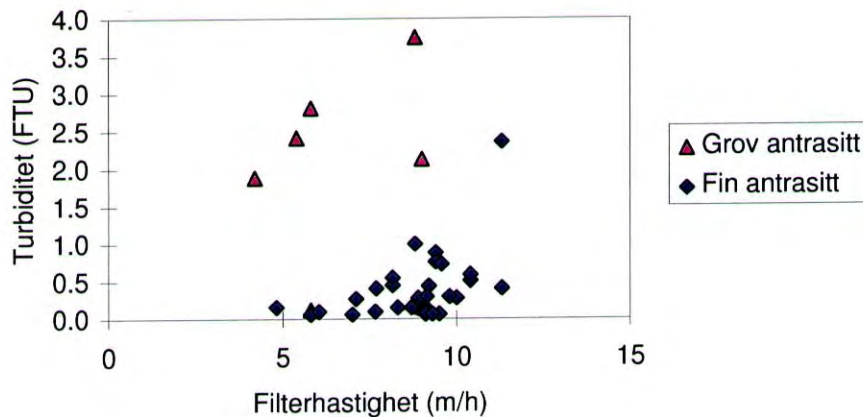
Figur 13: Trykktap som funksjon av filterhastighet i to-mediafilter med 0,8-1,6 mm/1,4-2,5 mm antrasitt og 0,4-0,6 mm kvartssand. (De beregnede linjene er laget på bakgrunn av lineær regresjonsanalyse av trykktap mot kvadratet av filterhastigheten, men regresjonskoeffisienten var såvidt lav at kurvene kun skal betraktes som en illustrasjon.)

Trykktapet er en funksjon av filterhastigheten, selv om den teoretiske sammenhengen ikke uten videre kan leses ut av måleresultatene. Variasjoner i koagulantdoseringer og fellings-pH vil påvirke slamavsetningen i filteret, og dermed også trykktapet. Variasjoner i tilbakespylingsrutiner, karbondioksid dosering m.m. vil også lage statistisk "støy".

Dess mer finkornig filtermassen er, dess høyere trykktap må en forvente. Trykktapet med den mest grovkornige antrasitten var ca. 30 % lavere enn trykktapet med den mest finkornige antrasitten.

Dersom filterhastigheten overstiger ca. 11 m/h kan trykktapet i tomediafilteret overstige 2,5 m etter et døgn drift med den mest finkornige antrasitten og 2,0 m med den mest grovkornige antrasitten.

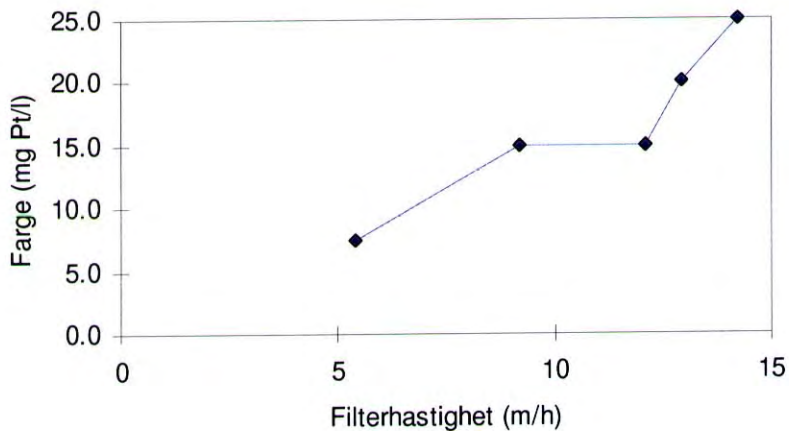
Dess mer grovkornig en filtermasse er, dess større er muligheten for at partikler trenger gjennom filteret under normal drift. Høy filterhastighet kan også bidra til at partikler trenger gjennom filteret. I Figur 14 er turbiditeten i utløpsvannet fra filteret vist som funksjon av filterhastigheten for de to ulike kornstørrelsene på antrasittlaget.



Figur 14: Turbiditet som funksjon av filterhastighet i to-mediafilter med 0,8-1,6 mm/1,4-2,5 mm antrasitt og 0,4-0,6 mm kvartssand.

Resultatene i Figur 14 bekrefter at med den mest grovkornige antrasitten ble turbiditeten betydelig høyere enn med den mest finkornige. Turbiditeten viste en økende tendens med økende filterhastighet.

Dersom fnokker som inneholder jern går gjennom filteret må en forvente en økning i fargetallet pga. jern. Dette er illustrert for den mest grovkornige antrasitten i Figur 15.



Figur 15: Farge som funksjon av filterhastigheten i fem (fortløpende) dager i to-mediafilter med 1,4-2,5 mm antrasitt og 0,4-0,6 mm kvartssand. Koagulerings-pH 3,54-3,63.

Sammenhengen mellom partikulært jern i utløpet fra filteret og filterhastigheten var ikke entydig. Som før nevnt var det variasjoner i koaguleringsbetingelsene, tilbakespylingsrutiner m.m. som har bidratt til å kamuflere en del logiske sammenhenger.

4.3.2 Filtermasser

I løpet av pilotforsøkene ble det gjort forsøk med to ulike korngraderinger av antrasitt, henholdsvis 1,4-2,5 mm og 0,8-1,6 mm. I kapittel 4.3.1 ble det vist at trykktapet var høyere med den fineste korngraderingen enn med den groveste, og at turbiditeten var høyere med den groveste korngraderingen enn med den fineste. Dette er bearbeidet statistisk og presentert i Tabell 9.

Tabell 9: Sammenligning av trykktapet og vannkvaliteten ut av to-media-filteret med ulike korngraderinger på antrasitt. Forskjellene i midlere filterhastighet og koagulantdosering er mindre enn 5 %. Verdiene for jern omfatter også analyser utført av NMT og lokalt med Dr. Lange LASA 20.

	Antrasitt 1,4-2,5 mm		Antrasitt 0,8-1,6 mm		Sannsynlighet (signifikansnivå på t-test)	
	Antall prøver	Middelverdi	Antall prøver	Middelverdi	Tosidig ¹⁾	Ensidig ¹⁾
Trykktap	17	1,20 m	33	1,62 m	99 %	97,5
Turbiditet	5	2,2 FTU	35	0,38 FTU	99 %	97,5 %
Farge	18	14 mg Pt/l	32	9 mg Pt/l	99 %	99,5 %
Totalt jern	19	920 µg Fe/l	33	790 µg Fe/l	80 %	90 %
Filtrert jern	9	640 µg Fe/l	21	590 µg Fe/l	- ³⁾	- ³⁾
Partikkulært jern	9	370 µg Fe/l	21	150 µg Fe/l	99 %	97,5 %

1) Sannsynligheten for at verdiene vil være forskjellige med forskjellig korngradering.

2) Sannsynligheten for at trykktapet vil være høyere og vannkvaliteten bedre (lavere verdier) med den fineste korngraderingen.

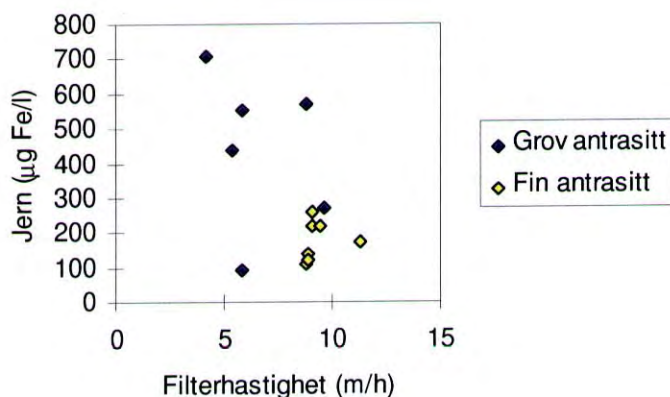
3) Ingen signifikant forskjell.

Resultatene i Tabell 9 viser at trykktapet var høyest med den fineste korngraderingen. Med den groveste korngraderingen var under 50 % av trykktapet i antrasittlaget, mens med den fineste korngraderingen var ca. 75 % av trykktapet i antrasittlaget. Det var generelt mer trykktap i sandlaget med en grov korngradering på antrasitt enn med en fin korngradering, noe som tilsier at mer partikler passerer en grovkornig antrasitt enn en finkornig, hvilket er logisk. Det er imidlertid ønskelig at partiklene avsettes i antrasittlaget, fordi kornstørrelsen og dermed kapasiteten for å lagre slam er større i antrasittlaget enn i sandlaget.

Dess flere partikler som avsettes i sandlaget dess høyere vil trykktapet bli. Dersom like mye partikler hadde blitt avleiret i sandlaget med begge korngraderingene på antrasitt ville forskjellen i trykktapsoppbygging blitt enda større enn det som ble målt i pilotforsøkene, og som er vist i Tabell 9 og Figur 13.

Turbiditeten og innholdet av partikkulært jern var høyest med den groveste korngraderingen. Forskjellen i filtrert jern var ikke statistisk signifikant, noe som tilsier at det ikke var forskjeller i koaguleringen som kan forklare forskjellene i turbiditet på det behandlede vannet. Forskjellen i farge skyldes forskjellen i jerninnholdet, siden jern bidrar til fargen.

Forskjellen i partikkulært jern er illustrert i Figur 16 for noen dager der koaguleringsbetingelsene var tilnærmet identiske.



Figur 16: Partikkelært jern i to-mediafilter med 0,8-1,6 mm/1,4-2,5 mm antrasitt og 0,4-0,6 mm kvartssand. Koagulerings-pH var $4 \pm 0,1$, og koagulantdosering $3 \pm 0,25$ mg Fe/l.

4.3.3 Filtreringshjelpemiddel

I jar-testene ble det forsøkt med tilsats av polymer for å bedre flokkuleringsforholdene og øke fnokkstyrken. Både svakt kationisk, nonionisk, svakt anionisk og sterkt anionisk polymer ble utprøvd i konsentrasjon 0,05 mg/l. Det ble ikke påvist noen effekt av polymertilsatsen.

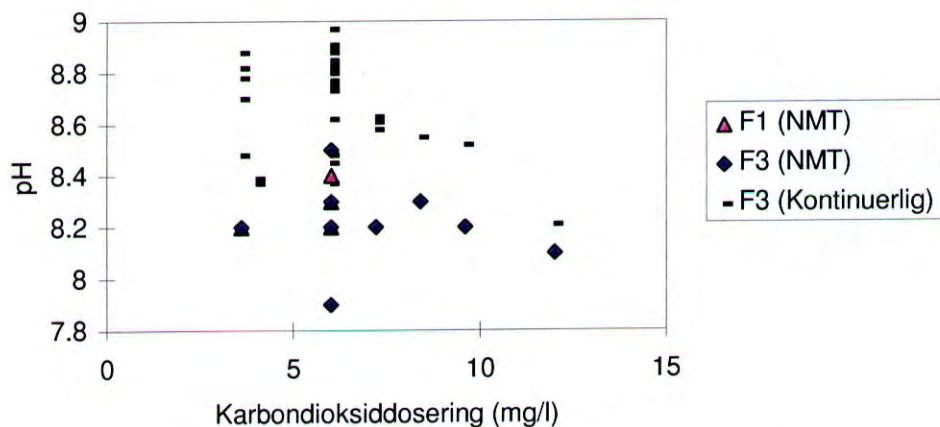
I pilotforsøkene ble det dosert en nonionisk polymer som filtreringshjelpemiddel (Magnafloc LT20) rett før filteret i en uke. doseringen var 0,025-0,05 mg/l. Driftsresultatene fra to-media- og tre-mediafilteret ble sammenlignet med resultatene fra en uke uten dosering av filtreringshjelpemiddel, men med samme filterhastighet, karbondioksiddosering, koagulantdosering og koagulerings-pH som i perioden med filtreringshjelpemiddel. Resultatene er sammenlignet statistisk ved bruk av t-tester mhp.turbiditet, farge, trykktap og partikkelært jern. Det var ingen signifikante forskjeller i tre-mediafilteret, og heller ingen signifikante forskjeller i turbiditet, farge eller partikkelært jern i tomediafilteret. Trykktapet i to-mediafilteret var høyere med polymerdosering enn uten (signifikant på 97,5 %-nivå), noe som indikerer at polymeren øker fnokkmengden. Det ble ikke registrert noe gjennombrudd i filtrene hverken med eller uten polymerdosering. Det må i denne sammenheng bemerkes at uten polymerdosering har en hatt trykktap opptil 2,5 m uten noen tendens til gjennombrudd av turbiditet, slik at det ikke er behov for å ha muligheter for trykktapsoppbygging utover det en oppnår uten polymer.

Ut fra det overstående vil ikke polymerdoseringen ha noen positiv effekt som tilsier at en bør legge opp til en slik dosering i full-skala.

4.4 Filtrering gjennom marmorfilter

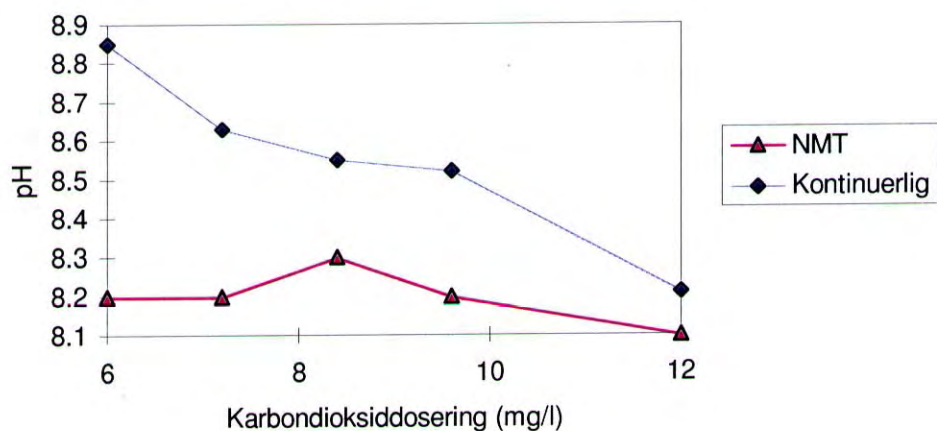
4.4.1 Karbondioksid dosering

Sammenhengen mellom karbondioksid doseringen og pH i utløpet av det alkaliske filteret er vist i Figur 17.



Figur 17: pH i utløpsvannet fra filterne som funksjon av karbondioksid doseringen. Oppholdstiden i den alkaliske filtermassen var 7,5-11,2 min. F1=utløp fra tre-mediafilteret. F3= utløp fra marmorfilteret.

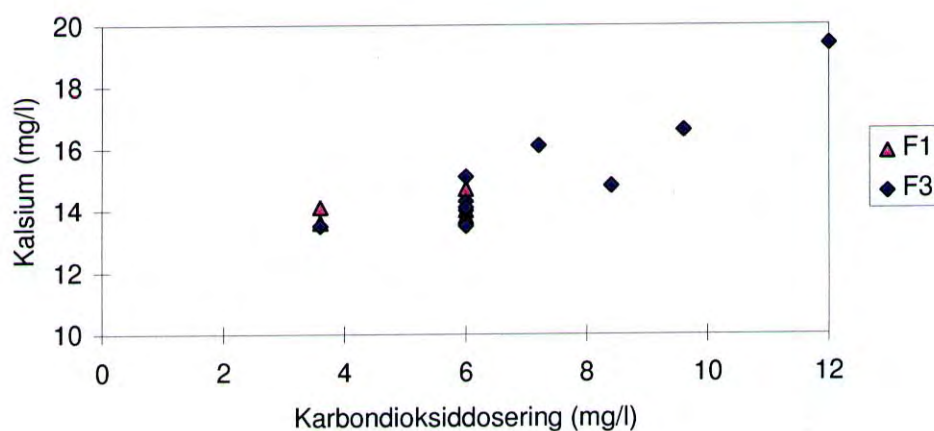
En økende karbondioksid dosering medfører en redusert pH. Noe varierende jernklorid dosering og oppholdstid i den alkaliske filtermassen skaper en del spredning i resultatene. En viss drift i den kontinuerlige pH-måleren kan også ha bidratt til spredningen.



Figur 18: pH i utløpsvannet fra filterne som funksjon av karbondioksid doseringen i 5 etterfølgende døgn. Oppholdstiden i den alkaliske filtermassen var 9,0-11,0 min.

Når en vurderer 5 etterfølgende døgn blir problemet med drift i pH-måleren marginalt, og effekten av karbondioksid doseringen mhp. pH i utløpsvannet blir tydeligere. pH-målingene som er foretatt ved NMT avviker fra den kontinuerlige måleren, noe som trolig skyldes opptak av karbondioksid i vannprøven ved prøvetaking, transport og analyse. Denne feilkilden blir merkbar når pH overstiger 8. (I tillegg vil forskjellig vanntemperatur ved kontinuerlig måling og analyse ved NMT gi en forskjell, men denne vil ikke variere med karbondioksid doseringen og er irrelevant i denne sammenhengen.)

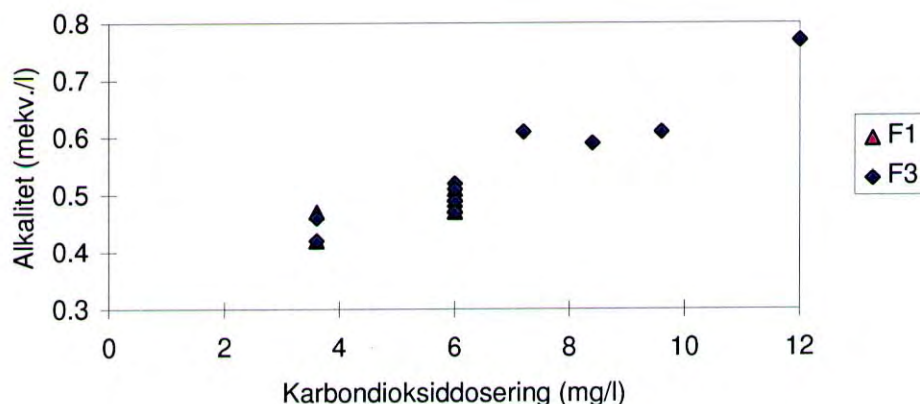
Sammenhengen mellom karbondioksid doseringen og kalsiuminnholdet i utløpsvannet er vist i Figur 19.



Figur 19: Kalsiuminnholdet i utløpsvannet fra filtrene som funksjon av karbondioksid doseringen. Oppholdstiden i den alkaliske filtermassen var 7,5-11,2 min. F1=utløp fra tre-mediafilteret. F3= utløp fra marmorfilteret.

Kalsiuminnholdet øker som funksjon av karbondioksid doseringen, men det er langt fra noen proporsjonalitet mellom karbondioksid dosering og kalsium i rentvannet. Dette delvis at det vil bli en betydelig utløsning av kalsiumkarbonat også uten karbondioksid dosering, dels pga. aciditeten tilført med jernklorid og dels fordi råvannet langt fra er mettet med kalsiumkarbonat. Den sistnevnte årsaken gjelder også for vannverk med marmorfilter uten noen koagulant dosering.

Sammenhengen mellom karbondioksid doseringen og alkaliteten i utløpsvannet er vist i Figur 20.



Figur 20: Alkaliteten i utløpsvannet fra filterne som funksjon av karbondioksiddoseringen. Oppholdstiden i den alkaliske filtermassen var 7,5-11,2 min. F1=utløp fra tre-mediafilteret. F3= utløp fra marmorfilteret.

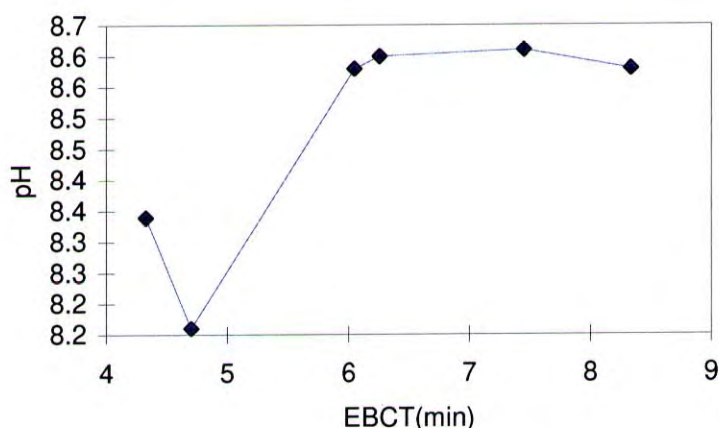
Alkaliteten øker med økende karbondioksiddosering, med et forløp tilsvarende det en har for kalsiumkonsentrasjonen. En alkalitet på 0,6 mekv/l, som er laveste alkalitet for å tilfredsstille drikkevannsforskriftens veiledende verdi (SHD, 1995), ble oppnådd ved karbondioksiddoseringer på 7-9 mg CO₂/l. Ved disse karbondioksiddoseringene var kalsiumkonsentrasjonen 15-16 mg Ca/l.

Utløsningen av kalsiumkarbonat er svært avhengig av pH, som påvirkes av vannets aciditet. Aciditeten tilføres dels som jernklorid (saltsyre) og dels som karbondioksid. Dersom andelen av aciditeten som utgjøres av jernklorid øker vil kalsiumkonsentrasjonen øke ved konstant alkalitet.

4.4.2 Oppholdstid i alkalisk filtermasse (marmor)

Oppholdstiden i den alkaliske filtermassen vil helt klart påvirke rentvannskvaliteten. Utløsningshastigheten av kalsiumkarbonat er imidlertid svært avhengig av pH og aciditet, og pH stiger når vannet kommer i kontakt med den alkaliske filtermassen. Dette medfører at utløsningen av kalsiumkarbonat går raskt umiddelbart etter at det sure vannet kommer i kontakt med den alkaliske massen, dvs. øverst i filterlaget i et nedstrøms filter, mens utløsningshastigheten synker etterhvert som vannet blir tilført kalsiumkarbonat, dvs. med økende oppholdstid. Dette innebærer at en doubling av oppholdstiden på langt nær gir en doubling av mengde utløst kalsiumkarbonat.

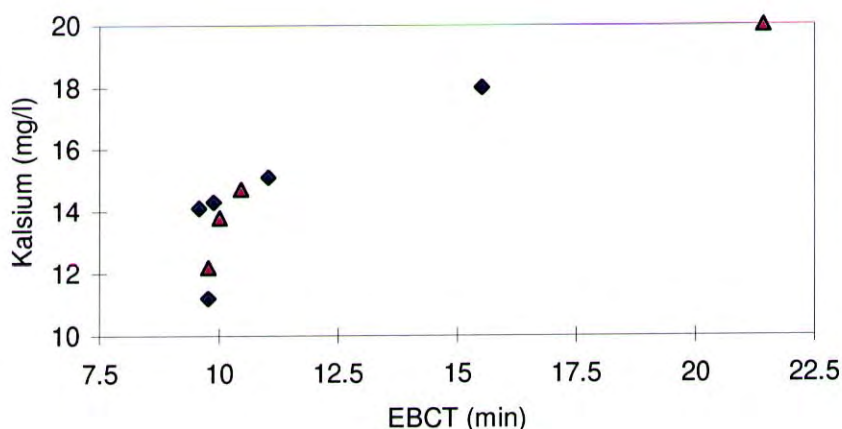
Utviklingen av pH i utløpsvannet fra marmorfilteret er vist i Figur 21 som funksjon av oppholdstiden i alkalisk filtermasse.



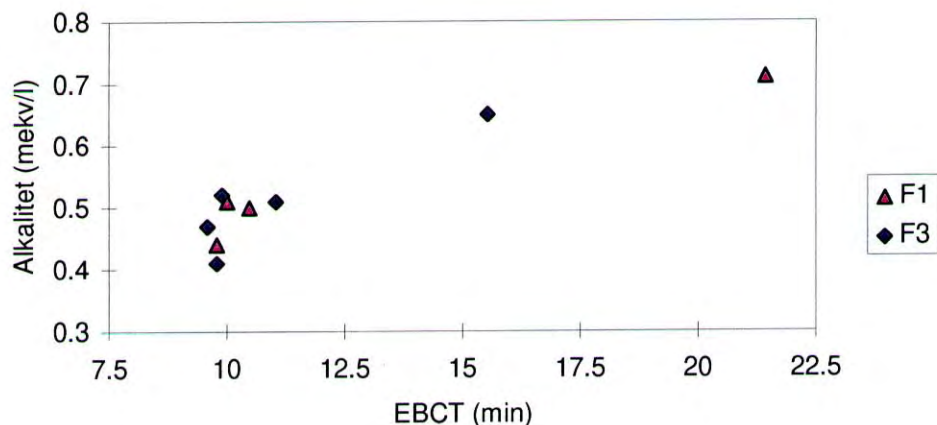
Figur 21: pH i utløpsvannet fra marmorfilteret som funksjon av oppholdstiden i den alkaliske filtermassen i seks etterfølgende dager. Oppholdstiden er beregnet i forhold til filterseng uten marmor ("empty bed contact time"). Karbondioksid doseringen var 7,2 mg CO₂/l, og jernklorid doseringen var 3,0 mg Fe/l. Kontinuerlig pH-måling.

Effekten av oppholdstiden i alkalisk filtermasse på pH i utløpsvannet er tydelig, men pH var over 8 også når oppholdstiden var så lav som 4,5 min. Vannets bufferevne er så godt som utelukkende knyttet til karbonatsystemet, og dette medfører at det skal lite til for å endre pH mellom 8 og ca. 8,6-8,7, mens evnen til å motstå pH-endringer øker når pH øker fra 8,6 eller synker under 8 (Stumm and Morgan, 1981). Dette illustreres også i Figur 21, der økende oppholdstid medfører at pH stiger til ca. 8,6, mens ytterligere økning i oppholdstid ikke medfører noen vesentlig pH-ending.

Kalsiumkonsentrasjonen og alkaliteten i utløpsvannet fra tre-media-filteret og fra marmorfilteret er vist i Figur 22 og Figur 23 som funksjon av oppholdstiden i alkalisk filtermasse.



Figur 22: Kalsiumkonsentrasjonen i utløpsvannet fra filterne som funksjon av oppholdstiden i den alkaliske filtermassen. Oppholdstiden er beregnet i forhold til filterseng uten marmor ("empty bed contact time"). Karbondioksid doseringen var 6,0 mg CO₂/l, og jernklorid doseringen var 2,0-3,0 mg Fe/l. F1=utløp fra tre-mediafilteret. F3=utløp fra marmorfilteret.



Figur 23: Alkaliteten i utløpsvannet fra filterne som funksjon av oppholdstiden i den alkaliske filtermassen. Oppholdstiden er beregnet i forhold til filterseng uten marmor (“empty bed contact time”). Karbondioksid doseringen var 6,0 mg CO₂/l, og jernklorid doseringen var 2,0-3,0 mg Fe/l. F1=utløp fra tre-mediafilteret. F3= utløp fra marmorfilteret.

Både kalsiumkonsentrasjonen og alkaliteten stiger med økende oppholdstid. Med en oppholdstid på ca. 10 min kan en forvente en kalsiumkonsentrasjon på ca. 13 mg Ca/l og en alkalitet på i underkant av 0,5 mekv/l i utløpsvannet fra tre-media-filter eller marmorfilter. Dersom en skal oppnå en kalsiumkonsentrasjon på 15 mg Ca/l må oppholdstiden økes til 11-12 min, og for å oppnå en alkalitet på over 0,6 mekv/l må oppholdstiden overstige ca. 15 min. Dersom karbondioksid doseringen økes fra 6 mg CO₂/l vil nødvendig kontaktid kunne reduseres noe. Det var ingen forskjell mellom tre-media-filteret og marmorfilteret når det gjaldt rentvannskvalitet som funksjon av oppholdstid i marmor, og det var det heller ikke å forvente.

4.4.3 Partikkelseparasjon

En av hensiktene med å ha et marmorfilter etter et to-media-filter, evt. et tre-media-filter der det nederste filterlaget er marmor, er at rester av oppløst jern og eventuelle partikler som penetrerer sand- og antrasittlagene kan avsettes i marmorfilteret. I Tabell 10 er vannkvaliteten inn og ut av marmorfilteret sammenlignet for de parametrene som er relevante for fjerning av jern og partikler.

Tabell 10: Sammenligning av vannkvaliteten ut av to-media-filteret og ut av det etterfølgende marmorfilteret. Kun dager med prøveuttak fra begge filtre er inkludert. Verdiene for jern omfatter også analyser utført av NMT og lokalt med Dr. Lange LASA 20.

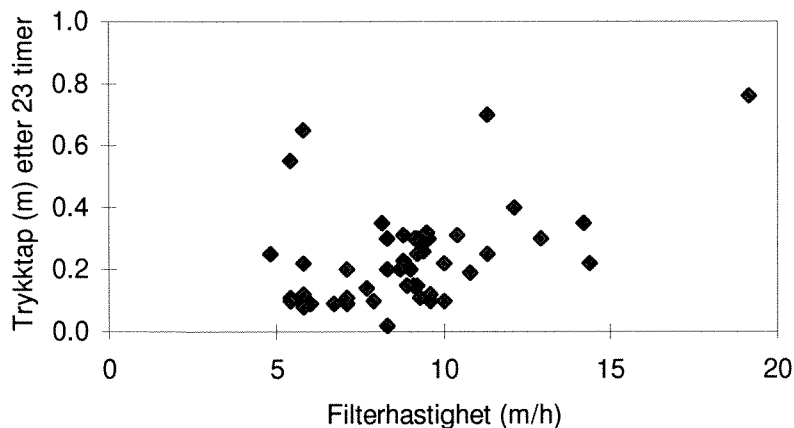
	Antall prøver	Middelverdi ut av to-media-filter (dvs. inn på marmor-filteret)	Middelverdi ut av marmor-filter	Sannsynligheten for at en analyseverdi fra marmorfilteret er lavere enn verdien fra to-media-filteret (signifikansnivå på t-test)
Turbiditet	41	1,11 FTU	0,11 FTU	95 %
Farge	68	11 mg Pt/l	5 mg Pt/l	99,5 %
Totalt jern	42	880 µg Fe/l	80 µg Fe/l ¹⁾	99,5 %
Filtrert jern	20	540 µg Fe/l	90 µg Fe/l ¹⁾	99,5 %
Partikkulært jern	20	410 µg Fe/l	20 µg Fe/l	99,5 %

1) Når middelverdien for totalt jern er større enn middelverdien for filtrert jern dkyldes dette at den førstnevnte er middel av 42 prøver mens den sistnevnte er middel av 20 prøver. For de 20 prøvene der det ble målt filtrert jern var middelverdien for totalt jern 110 µg Fe/l.

Det er helt klart at oppløst jern feller ut i marmorfilteret, og at rester av partikler fjernes i dette filteret. Reduksjonen i fargen i marmorfilteret må ses i sammenheng med reduksjonen i jerninnholdet.

Resultatene som er presentert i Tabell 10 viser at med jernklorid som koagulant og koagulerings-pH rundt 4 er det nødvendig å ha marmorfiltrering, evt. filtrering etter pH-justering, for å oppnå en vannkvalitet som tilfredsstillir drikkevannsforskriftene (SHD, 1995).

I Figur 24 er trykktapet i marmorfilteret vist som en funksjon av filterhastigheten.



Figur 24: Trykktap i marmorfilteret etter ca. 23 timer som funksjon av filterhastigheten.

I et filter uten avsetninger og uten fluktuasjoner i filterhastigheten ville en forvente at trykktapet ville være en funksjon av kvadratet av filterhastigheten. Resultatene som er vist i Figur 24 viser at trykktapet øker med økende filterhastighet, men det er betydelig spredning i resultatet. Noen dager har vannstanden i marmorfilteret endret seg over døgnet, slik at en viss ustabilitet i filterhastigheten kan ha bidratt til spredningen, men dette er trolig av underordnet betydning. Det vil skje en akkumulering

av finstoff (finkornig marmor) etterhvert som kalsiumkarbonat utløses, men fordi det var spyling daglig skulle heller ikke dette ha vesentlig betydning.

Når partikler avsettes i marmorfilteret vil dette medføre et trykktap i filteret som kommer i tillegg til det en vil ha i et rent filter. Det er imidlertid vanskelig å se noen klar sammenheng mellom vannkvaliteten ut av to-media-filteret og trykktapet i marmorfilteret.

Trykktapet etter 23 timers drift var stort sett det samme som i et nylig tilbakespylt filter, og trykktapet var stort sett etter 47 timer som etter 23 timer. Dette indikerer at avsatt materiale i filteret ikke bidrar vesentlig til trykktapet så lenge direktefiltreringen i to-media-filteret fungerer tilfredsstillende.

4.5 Tilbakespyling av filtre

4.5.1 To-media-filter (sand + antrasitt)

De spylehastighetene som ble utprøvd var:

- Vann: 36 m/h, 60 m/h.
- Luft: 50 m/h, 75 m/h.

Det ble forsøkt med følgende tilbakespylingsrutiner:

Spylerutine 1a:

- 3 min vann
- Vente 9 min (En ventetid på 3 min bør være tilstrekkelig, men under forsøkene ble den 9 min av praktiske hensyn).
- 3 min luft
- Vente 9 min (En ventetid på 3 min bør være tilstrekkelig, men under forsøkene ble den 9 min av praktiske hensyn).
- 0,5 min vann (“rykk”)
- Vente 3 min
- 3 min vann
- Vente 1 min

Spylerutine 1b:

- 5 min vann
- Vente 9 min (En ventetid på 3 min bør være tilstrekkelig, men under forsøkene ble den 9 min av praktiske hensyn)
- 3 min luft
- Vente 9 min (En ventetid på 3 min bør være tilstrekkelig, men under forsøkene ble den 9 min av praktiske hensyn)
- 50 sek vann (“rykk”)
- Vente 3 min
- 5 min vann
- Vente 1 min

Spylerutine 2a:

- Senke vannstand til 10 cm over filtermedia.
- 3 min luft

- Vente minst 3 min.
- 6 min vann

Spylerutine 2b:

- Senke vannstand til 10 cm over filtermedia.
- 4 min luft
- Vente minst 3 min.
- 8 min vann

Spylerutine 2c:

- Senke vannstand til 10 cm over filtermedia.
- 5 min luft
- Vente minst 3 min.
- 10 min vann

En vurdering av turbiditeten i utløpsvannet etter tilbakespyling (førstefiltrat) ble brukt for å vurdere spylerutinene. Maksimal turbiditet og turbiditeten 30 min etter at turbiditetstoppen ble observert viste seg egnet som parametre.

Maksimal turbiditet var 3-10 FTU, og ble målt inntil 15 min etter spyling. Dette tilsier at det er noe vannvolum i støttelag, rør etc. som må fjernes før turbid vann fra filteret når utløpet. Den midlere turbiditeten 30 min etter denne turbiditetstoppen passerte er angitt i Tabell 11.

Tabell 11: Ulike spylerutinens vannforbruk og rentvannskvalitet 30 min etter spyling (i tillegg til 30 min kommer "rent" vann i rør etc).

Spylerutine	Vannforbruk (m ³ /m ²)	Turbiditet 30 min etter spyling (FTU)
1a, 60 m/h vann	6,5	0,54
1a, 36 m/h vann	3,9	0,77
2, 36 m/h vann	3,6-6,0	0,48

Spylerutine 2 synes å gi best vannkvalitet etter spyling, og dermed kortest periode for førstefiltrat med mindre vannforbruk enn spylerutine 1.

Det var ingen tydelige forskjeller på vannkvaliteten av å spyle med rå- eller rentvann. Det var heller ingen merkbar effekt av å øke varigheten på vannspyling innenfor området 6 til 10 min med spylerutine 2, eller hastigheten på luftspylingen innenfor området 50 til 75 m/h.

Førstefiltratet bør gå til avløp, selv om turbiditeten vil bli redusert i marmorfilteret. Turbiditeten i utløpsvannet fra marmorfilteret ble påvirket av førstefiltratet, noe som vil bli vist i kapittel 4.5.3.

4.5.2 Tre-media-filter (sand + antrasitt + marmor)

De spylehastighetene som ble utprøvd var:

- Vann: 36, 60 m/h.
- Luft: 75 m/h.

Det ble forsøkt med følgende tilbakespylingsrutiner:

Spylerutine 1a:

- 3 min vann
- Vente 9 min (En ventetid på 3 min bør være tilstrekkelig, men under forsøkene ble den 9 min av praktiske hensyn).
- 3 min luft
- Vente 9 min (En ventetid på 3 min bør være tilstrekkelig, men under forsøkene ble den 9 min av praktiske hensyn).
- 0,5 min vann (“rykk”)
- Vente 3 min
- 3 min vann
- Vente 1 min

Etter spyling var turbiditeten på behandlet vann en time etter turbiditetstoppen 0,7-1,5 FTU, og alltid høyere enn det som ble oppnådd i to-media-filter etter 30 min. Dette viser at vannproduksjonen i minst en time etter spyling er dårligere enn drikkevannsforskriftens veiledende verdi mhp. turbiditet, og trolig kan ha et høyere innhold av jern enn forskriftenes maksimalverdi. Det må her bemerkes at to-media-filteret etterfølges av et marmorfilter, og at en derfor kan akseptere mer turbiditet ut av to-media-filteret enn ut av tre-media-filteret.

Koppen (1995) viste at en forhøyet koagulantdosering etter spyling reduserer modningstiden (tiden det tar før rentvannskvaliteten blir tilfredsstillende). I en uke av pilotforsøket var koagulantdosering i 2 timer etter spyling det dobbelte av normal dosering, uten at det kunne påvises noen effekt på modningstiden.

Med spylehastigheter på 75 m/h for luft og 60 m/h for vann ble det en viss blanding av marmor og sand etter spyling (visuelle observasjoner). Dette tilsier at spylehastighetene burde være høyere, og det anbefales derfor å dimensjonere for spylehastigheter på 100 m/h for luft og 70 m/h på vann. Dette **kan** redusere lengden av modningstiden.

4.5.3 Marmorfilter

De spylehastighetene som ble utprøvd var:

- Vann: 25, 60 m/h.
- Luft: 60, 75 m/h.

Det ble forsøkt med følgende tilbakespylingsrutiner:

Spylerutine 1a:

- 3 min vann
- Vente 9 min (En ventetid på 3 min bør være tilstrekkelig, men under forsøkene ble den 9 min av praktiske hensyn).
- 3 min luft
- Vente 9 min (En ventetid på 3 min bør være tilstrekkelig, men under forsøkene ble den 9 min av praktiske hensyn).
- 0,5 min vann (“rykk”)
- Vente 3 min
- 3 min vann
- Vente 1 min

Spylerutine 3 a1, a2, a3 og a4:

- 8 min luft
-

- 8 min luft og 10 m/h vann
- x min 25 m/h vann (a1;x=10, a2; x=12, a3;x=15, a4; x=20)

Spylerutine 3 b:

- 5 min luft
- 5 min luft og 10 m/h vann
- 10 min 25 m/h vann

En sammenligning av førstefiltratet med spylerutinene 1 og 3 tilsier at både maksimal turbiditet og turbiditeten 30 minutter etter turbiditetstoppen er høyere med spylerutine 1 enn med spylerutine 3. (Med høyere turbiditet menes omtrent en dobling, basert på et fåtall prøvedager.) Dette tilsier at spylerutine 3 er best.

Forskjellen på spylerutine 3a og 3 b er varigheten på luftspyling og vannspyling. Effekten av å redusere disse var liten, og turbiditeten var over 0,4 FTU i under 20 minutter i begge tilfeller når førstefiltratet fra to-media-filteret gikk til avløp. Med 5 min luft+vannspyling og 10 min vannspyling tok det 2,25 timer før turbiditeten var nådde samme verdi som før spyling (0,08 FTU), mens med 8 min luft+vannspyling og 12 min vannspyling tok det 1,5 timer før turbiditeten var nådde samme verdi som før spyling (0,08 FTU). Ut fra dette anses spylerutinen med lengst vann- og luft-spyling (3a) å være best mht. rentvannskvalitet etter spyling.

Marmorfilteret ble ikke tilbakespylt hver dag. De dagene det ble tilbakespylt, ble dette gjort samtidig med tilbakespylingen av to-mediafilteret. Når førstefiltratet fra to-mediafilteret gikk til avløp, og det ble spylt etter rutine 3a, var ikke den maksimale turbiditeten etter spyling av marmorfilteret over 0,4 FTU i mer enn 20 minutter (0-20 minutter). Dersom førstefiltratet fra to-mediafilteret går til avløp, kan førstefiltratet fra marmorfilteret trolig gå til vannproduksjon etter ca. 15 minutter. Forbeholdet skyldes at marmorfilteret ble spylt hver annen dag i den perioden som ligger til grunn for denne vurderingen, mens en i fullskala kan ha sjeldnere spyling, og kanskje et mer turbid førstefiltrat fra marmorfilteret.

4.6 Slambehandling

4.6.1 Karakterisering av spyleslam

Det ble tatt ut prøver av spyleslammet fra de tre filterne etter at tilbakespylingsrutinene var fastlagt. I filter 2 ble den fineste av de utprøvde korngraderingene for antrasitt benyttet i perioden med prøvetaking av spyleslam.

Prøvetakingen var så langt som mulig vannmengdeproposjonal, men uten en vannmåler på disse punktene er det klart en viss usikkerhet om hvorvidt vannføringen ut av filterne var stabil under tilbakespylingen. I filter 3 går en del vann og slam ut under det første trinnet med luftinnblåsning, noe som gir en ekstra usikkerhet. Det ble kun tatt prøver når vann ble pumpet inn på filteret.

I Tabell 12 er innholdet av jern og suspendert stoff i spyleslammet vist. I tillegg til målte verdier er det angitt verdier som er beregnet ut fra følgende forutsetninger:

- Jern inn på filteret - jern ut fra filteret er akkumulert som treverdige jernhydroksid.
- 1,25 mg TOC fjernes i to- og tremediafilterne, mens TOC ikke reduseres i marmorfilteret. Mengden TOC som fjernes når fargen fjernes er basert på resultater i fra Willassen, 1996.
- Forholdet mellom TOC og totalt tørrstoff er 1 til 4. Dette er basert på data for humus i en rekke norske vannkilder (Ratnaweera et al., 1997).

Denne beregningsmetoden er benyttet på Skullerud vannbehandlingsanlegg, og beregnede verdier for jern og suspendert stoff var i god overensstemmelse med målte verdier (Hem, 1997).

Det ble også målt kalsium i spyleslammet, og kalsiuminnholdet i slam fra tremediafilter, tomediafilter og marmorfilter var henholdsvis 17, 17 og 18 mg Ca/l. Det ble tilbakespylt med rentvann, og kalsiuminnholdet i spyleslammet tilsier at svært lite marmor ble vasket ut med spylevannet. Dette er ikke i overensstemmelse med fullskalaerfaringer med kombinerte sand- og marmorfiltere (Koppen, 1995).

Tabell 12: Kvaliteten på spyleslam. (Beregnet verdi er fremkommet ved å forutsette at alt jern som akkumuleres er som jernhydroksid, at 1,25 mg TOC fjernes i F1 og F2, og at 1 g TOC gir 4 g SS. Koagulantdosering er 2,9-3,0 mg Fe/l.)

	Jern (mg Fe/l)			Suspendert stoff (mg SS/l)		
	Antall prøver	Målt	Beregnet	Antall prøver	Målt	Beregnet
Tre-media-filter ¹⁾	7	53	55	7	160	200
To-media-filter ¹⁾	11	73	90	11	270	370
Marmorfilter ²⁾	6	15	43	6	140	81

1) Daglig tilbakespyling

2) Tilbakespyling med 2-3 dagers mellomrom

På bakgrunn av slamkvaliteten som er gitt i Tabell 12 er slamproduksjonen beregnet. Resultatet av denne beregningen er gitt i Tabell 13. (Dette er kun en annen måte å presentere de resultatene og beregningene som er angitt i Tabell 12.)

Tabell 13: Slamproduksjon beregnet ut fra målte og beregnede slamkonsentrasjoner angitt i Tabell 12. Verdiene for de ulike filterne er ikke direkte sammenlignbare.

	Driftsforhold som ligger til grunn for målingene og beregningene				Jern (mg Fe/l produsert vann)		Suspendert stoff (mg SS/l produsert vann)	
	Filter-hastighet (m/h)	mg Fe/l inn	Vann-volum til spyling (m ³ /m ²)	Driftstid (timer)	Målt	Beregnet	Målt	Beregnet
Tre-media-filter	4,6	3,0	5,8	23,0	2,9	3,0	8,8	11,0
To-media-filter	9,2	3,0	5,6	23,1	1,9	2,4	7,1	9,7
Marmorfilter	8,7	0,9	6,8	38,8	0,3	0,9	2,8	1,6

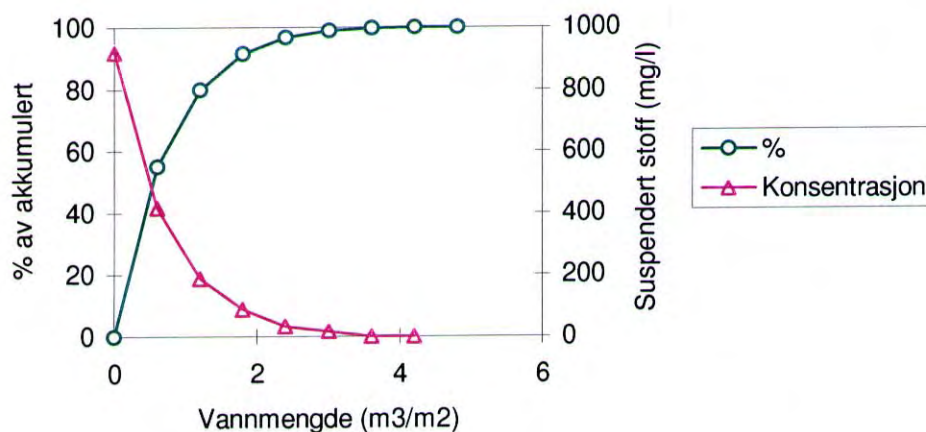
Mengden jern i spyleslam fra to- og tremediafilterne viste god overensstemmelse med de beregnede verdiene, mens jernmengden i spyleslam fra marmorfilteret var betydelig lavere enn antatt ut fra beregningene. Dette tilsier at prøvetakingen fra marmorfilteret ikke var representativ. Jernfnokker, og finstoff fra marmor, er trolig vasket ut med den første luftspylingen.

Suspendert stoff i spylevann fra to-mediafilteret var lavere enn forventet, mens innholdet i spylevann fra marmorfilteret var høyere enn forventet. En sannsynlig årsak kan være at noe organisk materiale (fnokker av jern og humus) går gjennom to-mediafilteret og avsettes i marmorfilteret. Ut fra slamproduksjonen vil ca. 25 % av suspendert materiale avsettes i marmorfilteret, mens ca. 75 %

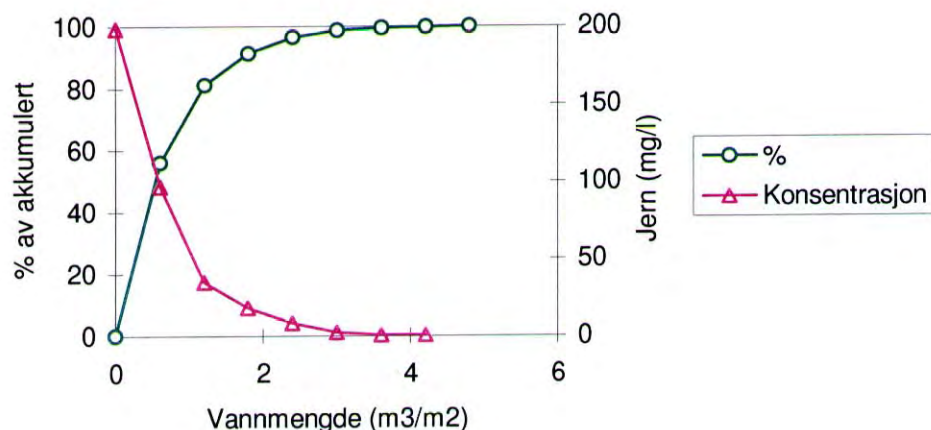
avsettes i to-media-filteret. Dersom koagulerings-pH holdes på det som er optimalt, noe som kan oppnås ved pH-justering til pH 4,3-4,5 med lut, vil mengden jern ut fra to-media-filteret bli lavere, og mengden avsatt materiale i marmorfilteret vil synke.

Etter en drøy måneds drift var mengden jern i et nylig spylt filter 64 mg/l. Dette er jernhydroksid som er felt ut på marmor pga. økt pH. Denne jern-mengden tilsvarer ca. 0,1 mg Fe/l produsert vann.

Det ble gjennomført prøvetaking av spylevannet som funksjon av tiden gjennom en spylesyklus. Ved disse forsøkene hadde antrasitten i to-media-filteret korngradering 0,8-1,6 mm. Filterhastigheten var 0,71-0,74 m/h i to-media-filteret, og 1,44-1,48 m/h i marmorfilteret. Spylerutinene var alternativ 2c for to-mediafilteret, og alternativ 3a2 for marmorfilteret (se kapittel 4.5). Det ble tilbakespylt med råvann. Innholdet av suspendert stoff og totalt jern fra disse forsøkene er vist i Figur 25, Figur 26, Figur 27, og Figur 28.



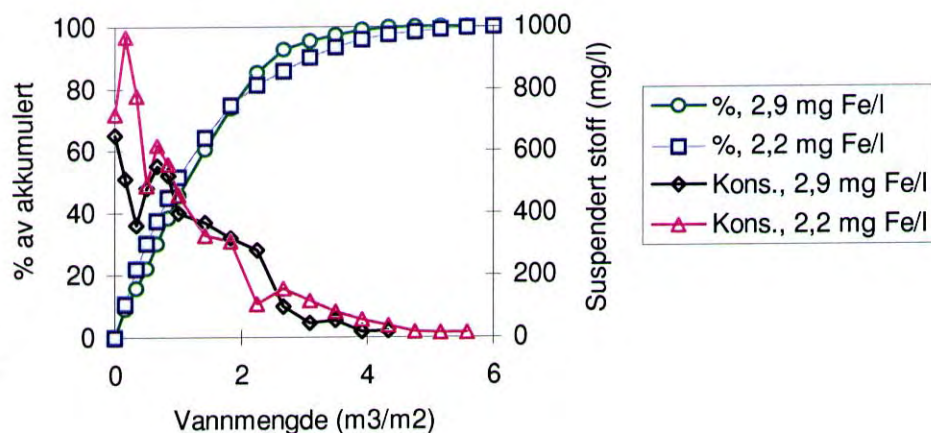
Figur 25: Suspendert stoff i spylevannet i to-mediafilteret, og andel av akkumulert suspendert stoff i filteret som er spylt ut, som funksjon av vannmengde gjennom en spylesyklus. Koagulantdosering var 2,2 mg Fe/l.



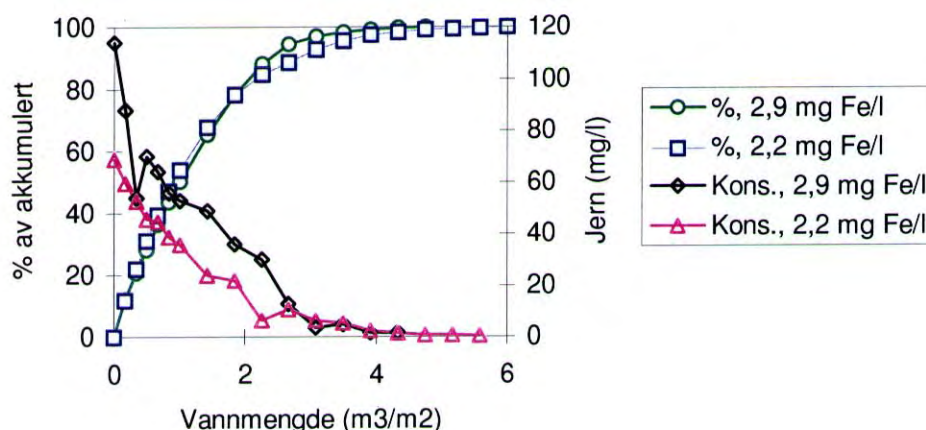
Figur 26: Totalt jern i spylevannet fra to-mediafilteret, og andel av akkumulert jern i filteret som er spylt ut, som funksjon av vannmengde gjennom en spylesyklus. Koagulantdosering var 2,2 mg Fe/l.

Konsentrasjonen av suspendert stoff og jern i spylevannet avtar raskt etterhvert som filteret tilbakespyles med vann. Ca. 90 % av slammet ble spylt ut med de første 25 % av spylevannet, og ca. 99 % av slammet med de første 50 % av spylevannet. Den spyle rutinen som ble benyttet var den anbefalt som dimensjonerende (se kapittel 5.1). Når halvparten av spylevannet ble brukt til å spyle ut den siste prosenten av slam, viser dette at en ikke behøver å spyle så lenge som 10 min. ved enhver anledning. Fordi tilbakespylingen skal fungere både ved høye filterhastigheter og ved lange filtersykluser bør 10 min. opprettholdes som dimensjonerende spyletid med vann.

Forholdet mellom jern og suspendert stoff i spyleslammet var konstant gjennom spylesyklusen, noe som var forventet siden slammet består av jern-humus-komplekser dannet på samme tid.



Figur 27: Suspendert stoff i spylevannet fra marmorfilteret, og andel av akkumulert suspendert stoff i filteret som er spylt ut, som funksjon av vannmengde gjennom en spylesyklus. (2,9 mg Fe/l betyr koagulantdosering, 2,2 mg Fe/l betyr koagulantdosering, akk betyr akkumulert, og kons. betyr konsentrasjon.)



Figur 28: Totalt jern i spylevannet fra marmorfilteret, og andel av akkumulert jern i filteret som er spylt ut, som funksjon av vannmengde gjennom en spylesyklus. (2,9 mg Fe/l betyr koagulantdosering, 2,2 mg Fe/l betyr koagulantdosering, akk. betyr akkumulert, og kons. betyr konsentrasjon.)

Konsentrasjonen av suspendert stoff og jern i spylevannet avtar raskt etterhvert som filteret tilbakespyles med vann, men ikke fullt så raskt som ved tilbakespyling av to-media-filteret. 65-70 % av suspendert stoff og ca. 70 % av jernet ble spylt ut med de første 25 % av spylevannet, og 90-95 % av suspendert stoff og 93-97 % av jernet med de første 50 % av spylevannet.

Under det sistnevnte forsøket var det midlere innholdet av jern inn på marmorfilteret ca. 0,4 mg Fe/l. Dersom alt jern avsettes i filteret, og de siste 50 % av spyleslammet føres tilbake til Farris, utgjør dette ca. 0,04 mg Fe/l produsert vann og 3-5 mg SS/l produsert vann.

Andelen jern i spyleslammet fra marmorfilteret er mindre enn i spyleslammet fra to-media-filteret. Dette tilsier at organisk materiale avsettes i filteret i større grad enn opprinnelig antatt. En må kunne anta at en vil få de samme avsetningene i marmorlaget i et tre-media-filter.

På bakgrunn av de resultatene, beregningene og vurderingene som er gitt over er forventet slamproduksjon beregnet for tre-mediafilteret og for kombinasjonen av to-media-filter og marmorfilter. Forventet slamproduksjon er angitt i Tabell 14.

Tabell 14: Forventet slamproduksjon (beregnet på bakgrunn av målinger og teoretiske vurderinger. Det er forutsatt en koagulantdosering på 3,0 mg Fe/l, og et jerninnhold i råvannet på under 0,05 mg Fe/l.)

	Jern inn på filteret (mg Fe/l)	Jern i spyleslam (mg Fe/l produsert vann)	Suspendert stoff i spyleslam (mg SS/l produsert vann)
Tre-media-filter	3,0	3,0	12
To-media-filter	3,0	2,5	8
Marmorfilter	0,5	0,5	4

Mengden jern og suspendert materiale fra tre-media-filteret skal balansere mengdene fra to-media-filteret + marmorfilteret, såfremt en ikke har en situasjon der en vesentlig andel av avsatt materiale ikke spyles ut, eller en situasjon der en vesentlig del av filtermassen spyles ut. Det er vist over at

kalsiuminnholdet i spylevannet ikke tilsier noen vesentlig utvasking eller utspyling av marmor, og turbiditeten i modningsvannet tilsier at det aller meste av slammet er spylt ut fra tre-media-filteret og tilnærmet alt slammet er spylt ut fra marmorfilteret og to-media-filteret.

4.6.2 Sedimenterings- og fortykkingssegenskaper

Resultatene fra fortykkingsforsøkene i laboratorie-skala er vist i Tabell 15. Fordi mengden suspendert stoff i spyleslammet er relativt lavt, blir volumet av slamfasen etter fortykning også lav (0,5-6% av opprinnelig volum). Dette gjør at det er vanskelig å vurdere komprimeringsfasen i fortykningen.

Tabell 15: Resultater fra forsøk med sedimentering/fortykking av spyleslam. Det ble benyttet 2 liters målebegre. (Slamvolumet (volum av fortykket slam) er oppgitt i % av mengde spyleslam.)

	Spyleslam fra tre-media-filter		Spyleslam fra to-media-filter		Spyleslam fra marmorfilter	
	Uten polymer	Med polymer	Uten polymer	Med polymer	Uten polymer	Med polymer
Slamvolum etter 5 min	-	3 %	-	-	-	-
Slamvolum etter 10 min	-	3,5 %	-	6,5 %	-	-
Slamvolum etter 15 min	1 %	3 %	-	6 %	-	-
Slamvolum etter 30 min	1,5 %	2,5 %	3 %	6 %	< 1 %	< 1 %
Slamvolum etter 45 min			3 %			
Slamvolum etter 60 min			3 %			
Vannmengde pr. spyling	6,5 m ³ /m ²	6,5 m ³ /m ²	4,8 m ³ /m ²	4,8 m ³ /m ²	6,3 m ³ /m ²	6,3 m ³ /m ²
Kommentarer	Turbid klarvannsfase	Fnokker i vannfasen t.o.m. 15 min	Turbid klarvannsfase	Fnokker i vannfasen t.o.m. 15 min	Lite slam. Blakket vann.	Lite slam. Blakket vann.

På bakgrunn av resultatene i Tabell 15 er det klart at en bør dosere en hjelpeflokkulant (polymer) til spyleslammet før fortykning. Sedimenteringen går raskere med dosering av 0,25 mg/l Magnafloc LT20 enn uten en slik dosering, og med slik dosering vil en større andel av partiklene i vannet sedimentere, noe som medfører at kvaliteten på klarvannsfasen blir bedre mhp. turbiditet og suspendert stoff.

5. Konklusjoner og anbefalinger

5.1 Dimensjonering

Det forslaget til dimensjonering som er gitt her er utarbeidet på bakgrunn av pilotforsøket kombinert med skjønn. Det er bl.a. tatt hensyn til den fremtidige driftssituasjonen ved vannbehandlingsanlegget.

Det er gjort noen forutsetninger:

- Filtrene skal ikke være så dype at dette stiller vesentlig større krav til betongkonstruksjonene enn det som er vanlig ved vannverk. Det er anslått at dybden ikke bør være over ca. 6 m inkludert betongbunn, inspeksjonsmulighet under filterbunn, og fribord over vannspeil
- Tilbakespyling skal ikke skje oftere enn én gang pr. dag.
- Ved midlere belastning skal rentvannskvaliteten tilfredsstillende drikkevannsforskriftens veiledende verdier, med unntak av farge der inntil 5 mg Pt/l godtas. Ved belastninger over midlere godtas kalsiumkonsentrasjon og alkalitet som er lavere enn drikkevannsforskriftens veiledende verdi.

Alternativ 1; direktefiltrering på to-media sandfilter:

- 0,25 m bærestøtte-lag, 0,5 m sand 0,4-0,6 mm, 0,7 m antrasitt 0,8-1,6 mm
- Dimensjonerende filterhastighet 11 m/h.
- Tilbakespyling av filtrene med vann og luft. Dimensjonerende spylehastighet 75 m/h for luft og 36 m/h for vann.
 - Senke vannstand til 10 cm over filtermediet.
 - 5 min luft
 - Vente 3 min.
 - 10 min vann
- Beregnet spylevannsforsbruk på 2,4 % av produsert vannmengde ved Q_{dim} og tilbakespyling én gang pr. dag. Det tilbakespyles med rentvann. 30 min til spyling + 30 min modningstid. Spyling etter trykktap eller etter 48 timer.

Alkalisk (marmor) filter:

- Marmor 1,8-2,5 mm.
- Dimensjonerende filterhastighet 15 m/h
- Det forutsettes 10 min kontakttid ved Q_{dim} . Ved 15 m/h i filterhastighet gir dette en tykkelse på marmor på 2,5 m. Bære- og støttelag kommer i tillegg.
 - Senke vannstand til 10 cm over filtermedia.
 - 8 min luft, 75 m/h.
 - 8 min luft, 75 m/h, og 10 m/h vann
 - 12 min vann, 25 m/h
- Maksimalt spylevannsforsbruk blir 1,8 % av produsert vannmengde ved Q_{dim} ved daglig spyling. Spylevannsforsbruket ved Q_{middel} og ukentlig spyling vil være 0,26 % ved. Det tilbakespyles med rentvann. Spyling vil enten skje etter trykktap eller etter 7 dager.
- 30 min til spyling

Alternativ 2; direktefiltrering (felling) på alkalisk filter:

- 0,25 m bærestøtte-lag, 1,35 m marmorgrus 1-3 mm, 0,5 m sand 0,4-0,6 mm, 0,7 m antrasitt 1,4-2,5 mm.

- Dimensjonerende filterhastighet 8 m/h. (Dette gir 10 min kontakttid i alkalisk filtermasse ved Q_{dim} , samtidig som trykktapet ikke er større enn at det er mulig å overholde kravet om maks. 6 m dype bassenger.)
- Tilbakespyling av filtrene med vann og luft. Dimensjonerende spylehastighet 100 m/h for luft og 70 m/h for vann.
 - 3 min vann
 - Vente 3 min
 - 3 min luft
 - Vente 3 min
 - 0,5 min vann (“rykk”)
 - Vente 3 min
 - 3 min vann
 - Vente 1 min
- Spylevannsforbruket blir 4,0 % av produsert vannmengde ved Q_{dim} dersom det tilbakespyles daglig. Det tilbakespyles med rentvann. Tilbakespyling etter trykktap eller etter 48 timer.
- 30 min til spyling + 60 min modningstid (resultatene tilsier 120 min modningstid, men denne kan reduseres ved å øke koagulantdosen).

Dimensjonerende og forventet midlere årsforbruk av kjemikalier er gitt i Tabell 16 og Tabell 17.

Tabell 16: Dimensjonerende dosering av kjemikalier i mg/l (ved dimensjonerende vannføring).

Kjemikalie	Alt. 1	Alt 2.
Jernklorid (12 % Fe)	33	66 ³⁾
Filtreringshjelpemiddel (polymer)	0,05	0,05
Karbondioksid (90 % utnyttelse)	14 ⁵⁾	14 ⁵⁾
Marmorgrus (95/80 % utnyttelse)	35 ¹⁾	42 ¹⁾
Lut (som NaOH)	2	2
Klor (som Cl ₂)	1,0 ²⁾	1,0 ²⁾
Polymer til slamfortykking (0,25 mg/l spylevann)	0,010 ⁴⁾	0,009

1)Filtermasse som forbrukes, og ikke et kjemikalie som skal doseres. Forbruk ved dimensjonerende vannføring er 43 mg/l.

2)Kloreringen skal gi tilfredsstillende desinfeksjon også når det er svikt i andre deler av vannbehandlingsanlegget.

3)Gjelder i modningsperioden. Dette gjøres for å oppnå tilfredsstillende turbiditet og jernkonsentrasjon på rentvannet etter 60 min modningstid.

4)Det er tatt høyde for å fortykke spylevann fra marmorfilter.

5)Det er forutsatt at inntil 0,2 mekv/l alkalitet (av totalt 0,6 mekv/l i behandlet vann) kan produseres ved å dosere lut og CO₂.

Tabell 17: Midlere forbruk av kjemikalier i mg/l produsert vann. Verdiene for alt. 1 skal gis et tillegg pga. spylevann på 2,7 %, og pga. førstefiltrat på 1,3 %. Verdiene for alt. 2 skal gis et tillegg pga. spylevann på 4,0 %, og pga. førstefiltrat på 8,9 % for jernklorid og 4,4 % for de øvrige kjemikaliene.

Kjemikalie	Alt. 1	Alt 2.
Jernklorid (12 % Fe)	21	21
Karbondioksid (90 % utnyttelse)	9	9
Marmorgrus (95/80 % utnyttelse)	35	42
Lut (som NaOH) ¹⁾	2	2
Klor (som Cl ₂)	0,3	0,3
Polymer til slamfortykking (0,25 mg/l spylevann)	0,007	0,009

1) Dette gjelder både lut til justering av pH på rentvannet og til justering av koagulerings-pH.

5.2 Anbefaling om valg av prosess

Med utgangspunkt i resultatene fra pilotforsøkene synes en kombinasjon av et to-media-filter og et separat marmorfilter å være en bedre løsning enn et tre-media-filter. Det må understrekes at denne konklusjonen er tatt uten en kostnadsvurdering, og at en slik vurdering selvsagt vil inngå i en totalvurdering.

Med et to-media-filter og et marmorfilter vil en ha en bedre mulighet til å vurdere hvor godt koaguleringen og direktefiltreringen fungerer enn i et tre-media-filter, fordi direktefiltreringen og alkalisering/karbonatisering skjer i to separate filtre.

Alternativene som er beskrevet i kapittel 5.1 er ikke helt likeverdige. Ved alternativ 1 kan både lut og karbondioksid doseres både før og etter to-media-filteret, noe som kan være ønskelig av flere grunner:

- Med en relativt høy koagulantdose (3 mg Fe/l) vil koagulerings-pH bli for lav til å gi optimal koagulering, noe som reflekteres ved høye konsentrasjoner av løst jern i utløpet fra to-media-filteret. Det er imidlertid mulig å oppnå ønsket koagulerings-pH ved å dosere lut før to-media-filteret. En slik dosering vil øke pH og redusere vannets aciditet, og derfor redusere utløsningen av kalsiumkarbonatdoseringen fra marmorfilteret. Ved alternativ 1 kan aciditeten økes igjen, og ønsket restalkalitet i utløpet oppnås, ved en tilleggsdosering av karbondioksid før det alkaliske filteret. Tilsvarende fleksibilitet har en ikke i alternativ 2.
- Ved alternativ 2 er en bundet til fellingskjemikalier som fungerer ved koagulerings-pH på ca. 4, mens ved alternativ 1 står en fritt til å velge fellingskjemikalie. Dette kan være viktig på bakgrunn av den utviklingen som skjer mhp. koagulanter, f.eks. ulike PAXer og kitosan. (Den sistnevnte er testet i pilotforsøk på VIV, og har den fordel at slamproduksjonen blir vesentlig lavere enn ved bruk av metallsalter. Bruk av kitosan som fellingskjemikalie for vannverk er imidlertid ikke å betrakte som ferdig utprøvd.)

Med et tremediafilter var vannkvaliteten etter 60 minutters modningstid ikke tilfredsstillende. Med et to-media-filter var det ingen tilsvarende vanskeligheter med å oppnå tilfredsstillende vannkvalitet etter 30 min, og dette filteret blir etterfulgt av et marmorfilter med et potensiale for fjerning av jern og i noen grad turbiditet.

Den optimale spyle rutinen for sand/antrasitt er forskjellig fra hva som er optimalt for marmor.

6. Referanser

Aguigar, A., Lefebvre, E., Rahni, M. and Legube, B. (1996). Relationship between raw water TOC and the optimum coagulant dose (iron (III) chloride). *Env. Tech.*, Vol. 17, No. 4, pp. 381-389.

Bungum. 1995. Personlig meddelelse. Lillehammer kommune.

Donati, C., Drikas, M., Hayes, R. and Newcombe, G. 1993. Adsorption of microcystin-LR by powdered activated carbon. *Water (Australia)*, Vol. 20, No. 3, pp. 25-28.

Eikebrokk, B., Fettig, J., Fløgstad, H., Thorsen, T. og Hem, L. J. 1989. Veiledning for humusfjerning fra drikkevann. SINTEF-NHL-rapport STF60 A89107.

Grøner. 1993. Hovedplan for vannforsyningen i Larvik kommune 1993-2035.

Haugan, B. E., Skulberg, O. M. og Underdal, B. 1982. Giftige alger i drikkevannsforsyningen - noen holdepunkter om praktiske tiltak. NIVA-rapport O-81094, 10. mai 1982.

Hem, L. J. 1996. Direktefelling på alkalisk filter. I Storhaug, R. (ed.): Veiledning for humusfjerning fra drikkevann. Rapport under utarbeidelse.

Hem, L. J. 1997. Fullskala verifisering av resultater fra pilotforsøk på Oset vannrenseanlegg. NIVA-rapport 3618-97.

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

Himberg, K., Keijola, A. M., Hiisvirta, L., Pyysalo, H. and Sivonen, K. 1989. The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria; a laboratory study. *Water Research*, Vol. 23, No. 8, pp. 979-984.

Hoffman, J. R. H. 1976. Removal of *Microcystis* toxins in water purification processes. *Water S.A.*, Vol. 2, No. 2, pp. 58-60.

Holtan, H. 1992. Overvåkning av Farris-Siljanvassdraget 1991. NIVA-rapport 2719.

Holtan, H. 1995. Farris; miljøgifter i vann og sedimenter. NIVA-rapport 3306.

Koppen, B. 1995. Koagulering og direktefiltrering i kombinert sand- og marmorfilter. Hovedoppgave D1-1995-25, Institutt for vassbygging, NTH.

Lahti, K. and Hiisvirta, L. 1989. Removal of cyanobacterial toxins in water treatment processes; review of studies conducted in Finland. *Water Supply*, Vol. 7, No. 4, pp. 149-154

Lund, V. 1996. Personlig meddelelse. Statens Institutt for Folkehelse.

- Montgomery, 1985. Water treatment principles and design. James M. Montgomery consulting engineers, inc. John Wiley and sons.
- NMT. 1993-1995. Analyseresultater fra Næringsmiddeltilsynet i Larvik og Lardal.
- Ratnaweera, H., Gjessing, E. and Hiller, N. 1997. Typing of NOM - Annual report 1996. NIVA.
- Reitter, F. und Ruf, M. 1990. Ueberpruefung der Inaktivierung von Algentoxinen durch Wasseraufbereitungsverfahren. Govt-reports-annonuncements & index, issue 17, 1991.
- SHD. 1995. Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m. Sosial- og helsedepartementet.
- Skulberg, O. 1991. Farris. En hydrobiologisk undersøkelse i 1990. NIVA-rapport 2621.
- Storhaug, R. 1989. Fjerning av algeproduisert lukt og smak i drikkevann, forsøk i pilotskala ved Stange vannverk. Sluttrapport. Rapport nr. 28 fra NTNFs utvalg for drikkevannsforskning.
- Storhaug, R. 1996. Filter som hygienisk barriere. Fase 3; resultater fra pilotforsøk og praktiske erfaringer fra vannverk. NORVAR-rapport 67.
- Stumm, W. and Morgan, J. J. 1981. Aquatic Chemistry, 2nd ed. John Wiley & Sons, Ney York.
- Vik, E. A. og Hongve, D. Udatert. Innvendig korrosjon av vannledninger. Håndbok. NTNFs utvalg for drikkevannsforskning.
- Weideborg, M. og Hem, L. J. 1994. Hurtigfiltrering som hygienisk barriere. Delrapport 1; litteraturstudium og oversikt over norske erfaringer. NORVAR-rapport 36.
- Weideborg, M. og Hem, L. J. 1994. Metoder for å unngå manganutfelling i filterdyser ved Vestfold Interkommunale Vannverk (VIV). Aquateam-rapport 94-139.
- Willassen, E. 1996. Driftsanalyse i pilotanlegg basert på koagulering/direktefiltrering ved Vestfold Interkommunale Vannverk. Hovedoppgave D1-1996-27, Institutt for vassbygging, NTNU.
- Østerhus, S. W. 1996. Personlig meddelelse. SINTEF-NHL.

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 3720-97

ISBN 82-577-3288-5