



Veiledning for drift av koaguleringsanlegg



Norsk Vann Rapport

(Tidligere NORVAR-rapporter)

Det utgis 3 typer rapporter:

Rapportserie A:

Dette er de opprinnelige hovedrapportene. Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre. Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B:

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C:

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Viderealg/formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.



Norsk Vann

Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no

Forsidefoto: CF Wesenberg

Norsk Vann Rapport

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2321 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norsk vann.no
Internettadresse: norsk vann.no

Rapportnummer: 188 - 2012
ISBN 978-82-414-0330-9 ISSN 1504-9884 (trykt utgave) ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)
Dato: 30. november 2012
Antall sider (inkl. bilag): 155
Tilgjengelighet: Åpen: x Begrenset:

Rapportens tittel:	
Veiledning for drift av koaguleringsanlegg	
Forfatter:	
Bjørnar Eikebrokk	
Ekstrakt:	
Denne rapporten omhandler drift av koaguleringsprosesser: Hvordan kan og bør slike anlegg drives med tanke på optimal vannkvalitet/sikkerhet, barriereeffektivitet/barrierestabilitet, samt maksimal bærekraft/ressurseffektivitet? Dette er spesielt viktige forhold for koaguleringsprosesser, siden denne metoden anvendes ved de fleste store vannverk i Norge og siden en stor andel av den norske befolkning (> 2 mill.) forsynes med drikkevann fra slike anlegg. Effektiviteten og stabiliteten av koaguleringsbarrierene er helt og holdent avhengig av hvor godt et koaguleringsanlegg drives. Nytteverdien av å samle erfaringer og anbefalinger for god drift av koaguleringsanlegg i en egen Norsk Vann-rapport synes derfor å være stor. Selv om rapportens hovedfokus er på drift og driftsoptimalisering, vil den også komme inn på forhold knyttet til design og dimensjonering. Etter å ha beskrevet bakgrunnen for prosjektet, samt en del sentrale begreper og generelle forhold vedrørende koagulering og filtrering, kommer rapporten inn på en rekke sentrale forhold knyttet til krav til koaguleringsanlegg, koagulering som barriere, samt håndtering av spylevann og slam. Deretter presenteres en lang rekke sentrale erfaringer og anbefalinger for god drift. Videre beskrives ulike filtermaterialer og filterbunner, og man beskriver metoder for inspeksjon og vurdering av filtertilstand. Avslutningsvis gis en oversikt over koaguleringsrelevante effekter av klimaendringer og tiltak mot slike, før rapporten avsluttes med et kapittel om "troubleshooting", der man gir en tabellarisk oversikt over vanlig forekommende driftsproblemer og foreslåtte tiltak mot slike. Rapporten inneholder også en referanseliste og en kortfattet oversikt over forhold forfatteren mener man bør vite mer om.	
Emneord, norske:	Emneord, engelske:
Drikkevann, koagulering, filtrering, drift	Water, coagulation, filtration, operation

Forord

De fleste store vannverk i Norge benytter koaguleringsprosesser som en sentral del av sin vannbehandling. Over 2 millioner forsynes med drikkevann fra disse vannverkene. Denne rapporten omhandler drift av koaguleringsanlegg: Hvordan kan og bør slike anlegg drives med tanke på optimal vannkvalitet/sikkerhet, barriereeffektivitet/barrierestabilitet, samt maksimal bærekraft/ressurseffektivitet?

Den norske drikkevannsforskriften krever tilstedeværelse av minst to hygieniske barrierer i alle godkjenningspliktige vannforsyningssystemer. Slike barrierer må ikke bare finnes – de må også være stabile og effektive til enhver tid for å oppnå det som er hovedformålet: En sikker vannforsyning.

Siden hygienisk barriereeffekt og tilhørende log-reduksjon i henhold til drikkevannsforskriftens definisjoner er vanskelig å måle direkte, er det ofte veilederens barriereindikatorer som må legges til grunn for vurdering og oppfølging/kontroll av hygieniske barrierer.

Effektiviteten og stabiliteten av koaguleringsbarrierene er helt og holdent avhengig av hvor godt et koaguleringsanlegg drives. Nytteverdien av å samle erfaringer og anbefalinger for god drift av koaguleringsanlegg i en egen Norsk Vann-rapport synes derfor å være stor. Selv om rapportens hovedfokus er på drift og driftsoptimalisering, vil den også komme inn på forhold knyttet til design og dimensjonering.

Rapporten vil ikke spesifikt gå inn på drikkevannsforskriftens krav om internkontroll, herunder krav til vannverkseier om kartlegging av mulige farer forbundet med drikkevannets helsemessige trygghet og om å ha styring med punkter og prosesser som er kritiske. Ei heller vil rapporten omhandle ISO 9001-standarden som har lignende krav. Selv om internkontroll og ISO-9001-standardisering inneholder krav og bestemmelser som kan være relevante for koaguleringsanlegg, henvises det til andre rapporter for spesifikk veiledning på disse områder.

Som et tillegg og supplement til foreliggende veiledning er det utarbeidet en egen håndbok i optimalisering av koaguleringsanlegg (Norsk Vann-rapport 189/2012).

Prosjektet er utført av SINTEF, med Bjørnar Eikebrokk som prosjektleder og rapportforfatter. Asplan-Viak ved Fredrik Ordning og Jon Brandt har deltatt i prosjektet og gitt en rekke gode og konkrete innspill til rapporten. Dette gjelder særlig grad kapitlene 5-9.

Norsk Vanns Faggruppe for vannforsyning har fungert som styringsgruppe for prosjektet, med Kjetil Furuberg som Norsk Vanns prosjektleder og koordinator.

Vi håper at rapporten vil være til nytte, og at den kan bidra til å heve kunnskaps- og kompetansenivået om koaguleringsanlegg generelt, og om sikker og bærekraftig drift av slike anlegg spesielt.

Hamar, 30. november 2012

Kjetil Furuberg
Prosjektleder Norsk Vann

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Innholdsfortegnelse	3
Sammendrag	6
English summary	8
1. BAKGRUNN OG BEGREPER	10
1.1 Hvorfor trenger vi en slik veiledning?	10
1.2 Hva mener vi med koagulering?	10
1.3 Utbredelse av koagulering som vannbehandlingsmetode	11
1.4 Koaguleringsprosesser og filtertyper	12
1.4.1 Utforminger av koaguleringsprosessen	12
1.4.2 Når kan man anvende kontakt- eller direktefiltrering?	14
1.4.3 Koagulanter og koagulering	14
1.4.4 Filtertyper og filtermaterialer	15
1.4.6 Nye filtertyper og nye filtermaterialer	17
1.5 Koagulering og korrosjonskontroll	21
1.6 Spesielt om kontinuerlig spykende oppstrøms sandfiltre	21
2. GENERELT OM KOAGULERING OG FILTRERING	24
2.1 En typisk filtersyklus	24
2.2 Koagulerings- og filtreringsmekanismer	25
2.2.1 Koaguleringsmekanismer	25
2.2.2 Adsorpsjon - den dominerende koaguleringsmekanismen?	26
2.2.3 Filtreringsmekanismer	27
2.3 Vannkvalitet i filtersenger	30
2.4 Trykktap i filtersenger	32
2.4.1 Risiko for undertrykk i filtersenger	33
2.4.2 Totalt trykktap og trykktapsfordeling	34
2.4.3 Bruk av trykktapsdata	35
2.4.4 Filtreringshjelpemidler	36
3. KRAV TIL KOAGULERINGSANLEGG	37
3.1 Krav og vurderingskriterier	37
3.1.1 Generelle vannkvalitetskrav	37
3.1.2 Krav til hygienisk sikkerhet og barriereindikatorer	37
3.1.3 Krav om ressurseffektivitet og bærekraft	38
3.1.4 Benchmarking	38
4. KOAGULERING SOM BARRIERE	40
4.1 Barriereindikatorer	40
4.2 Når kan koaguleringsbarrierer svikte?	43
4.2.1 Effekter av belastningstopper på filteret	44
4.2.2 Filterdesign og barriereeffekt	45
4.2.3 Filterspyling, filtermodning og barrierer	46
4.2.4 Returstrømmer og barrierer	47
4.3 Turbiditet som barriereindikator	48
4.3.1 Betydningen av turbiditetsmålinger på hver filterenhet	49
4.4 Behov for bedre dokumentasjon av barriereeffekter og log-reduksjoner ved norske koaguleringsanlegg?	51
4.5 Oppsummering: Koagulering som barriere	51

5. HÅNDTERING AV SPYLEVANN OG SLAM.....	53
6. ERFARINGER OG ANBEFALINGER FOR GOD DRIFT.....	54
6.1 Hvorfor er god drift så viktig?	54
6.2 Vanlige forekommende driftsproblemer	55
6.3 Koagulantdosering og koagulerings-pH	59
6.3.1 Hva skjer under sub-optimale koaguleringsforhold?.....	60
6.3.2 Hvordan dokumentere at koaguleringsanlegg drives optimalt?.....	60
6.3.3 Hvordan bestemme optimale koaguleringsforhold?.....	60
6.3.4 Dose og pH	62
6.3.5 Doseringspumper.....	63
6.3.6 pH-måling og pH-metere	65
6.4 NOM og koagulering	66
6.4.1 NOM bestemmer koaguleringsbetingelsene	66
6.4.2 Koagulering og NOM-sammensetning	68
6.5 Koagulantbehov og forhold som påvirker dette	70
6.5.1 Empiriske modeller for koagulantdose	70
6.5.2 Sikkerhet og bærekraft.....	73
6.5.3 Alkaliske filterlag påvirker koagulantbehovet	74
6.5.4 Innblandingsintensitet og vanntemperatur	75
6.6 Flokkulering.....	77
6.7 Polymerløsninger og polymerdoser	78
6.8 Adsorpsjon – en viktig koaguleringsmekanisme	78
6.9 Bytte av koagulant	79
6.10 Bytte av kjemikalium for pH-heving.....	80
6.11 Produksjonskapasitet: Netto vannproduksjon.....	81
6.11.1 Beregning av produksjonskapasitet (netto vannproduksjon)	81
6.11.2 Effekt av ulike driftsforhold på produksjonskapasiteten	83
6.11.3 Kapasitetsøkning på eksisterende anlegg.....	85
6.12 Slamproduksjon ved koagulering.....	86
6.12.1 Modeller for slamproduksjon	86
6.13 Filtergangtider, gjennombrudd og trykktap.....	87
6.13.1 Modeller for gjennombruddstidspunkt – med og uten polymer.....	89
6.13.2 Modeller for gjennombruddstidspunkt – basert på tørrstoffbelastning	89
6.13.3 Filtermodning.....	90
6.14 Oppsummerende modellprediksjoner	91
6.15 On-line versus manuell prosesskontroll	91
6.16 Driftskontrollanlegg og trendkurver	93
6.17 Etterbehandling	94
6.18 Avhengighet mellom koagulerings- og UV-barrierer	95
6.19 Veikart for optimalisering	96
6.20 Diagnoseverktøy for NOM, vann og vannbehandling	97
6.20.1 NOM: Struktur og egenskaper.....	97
6.20.2 NOM: Koagulerbarhet og biologisk stabilitet.....	98
6.20.3 NOM-fraksjonering og BDOC som diagnoseverktøy	98
6.21 Spesielle forhold ved drift av kontinuerlig spykende filtre	109
6.22 Vannbehandling og effekter på ledningsnett	111
6.22.1 Turbiditet og partikler/nedslamming	112
6.22.2 Utfellinger	113
6.22.3 Korrosjon	114
6.22.4 Biostabilitet	114
6.23 Oppsummering og sjekkpunkter.....	115
7. FILTERMATERIALER OG FILTERBUNNER.....	116
7.1 Valg av filtermaterialer	116
7.2 Kombinasjoner av filtermaterialer.....	116
7.2.1 Alternative filtermasser	118

7.3	Filterbunner og støttelag	120
7.3.1	Dysebunner	121
7.3.2	Triton-bunner	123
7.3.3	Spreaderør	123
7.3.4	Oppstrømsfiltre.....	123
7.3.5	Tette støttelag.....	124
7.3.6	Funksjonskontroll av filterbunner	124
8.	INSPEKSJON/VURDERING AV FILTERTILSTAND.....	125
8.1	Turbiditet	125
8.2	Trykktap	125
8.2.1	Bruk av trykkdata	126
8.2.2	Trykktapsrelaterte driftsproblemer	127
8.3	Filtersykluslengde	128
8.4	Vannproduksjon	129
8.5	Produksjonseffektivitet.....	129
8.6	Modningsvann til avløp	130
8.7	Netto vannproduksjon.....	130
8.8	Filterdybde og kornstørrelser (L/d-forhold)	131
8.9	Visuelle filterinspeksjoner.....	131
8.9.1	Kontroll av filterseng	132
8.9.2	Undersøkelse av filtersengen under tilbakespyling.....	133
8.9.3	Problemer med filtermasser	134
8.9.1	Filtermassen flytter seg mellom filtre.....	137
8.9.2	Tømming og inspeksjon av filtre	138
8.9.3	Dannelse av "mudballs"	139
8.9.4	Innlegging av nye filtermaterialer	139
8.10	Kontinuerlig spykende filtre	141
8.11	Oppsummering og sjekkpunkter.....	142
9.	KOAGULERINGSANLEGG OG KLIMAENDRINGER	143
9.1	Endringer i råvannskvalitet - NOM/fargetall	143
9.2	Andre effekter av klimaendringer	146
10.	TROUBLESHOOTING	150
11.	FORHOLD VI BØR VITE MER OM	152
12.	REFERANSER	153

Sammendrag

I Norge finnes over 110 vannbehandlingsanlegg som er basert på koagulering/filtrering, og nær 2 millioner personer forsynes med vann som er behandlet på denne måten. De siste årene er det bygget en rekke nye koaguleringsanlegg. Direkte- og kontaktfiltreringsanlegg dominerer, og man finner også flere anlegg med utradisjonelle løsninger, for eksempel: i) tre-media filtre med bunnlag av alkalisk masse for integrasjon av korrosjonskontroll i koagulerings-/filtreringsprosessen, ii) separate alkaliske etterfiltre, iii) oppstrøms, kontinuerlig spykende filtre, og iv) nye filtermaterialer (Filtralite®).

Selv om mange koaguleringsanlegg fungerer bra og er driftssikre, er det utvilsomt rom for driftsmessige forbedringer og optimaliseringstiltak. Vannkvalitet og produksjonskapasitet, samt effektiviteten og stabiliteten av koaguleringsbarrierene er helt og holdent avhengig av hvor godt et koaguleringsanlegg drives. Følgende spørsmål er derfor sentrale: Hvordan kan og bør slike koaguleringsanlegg drives for å opprettholde optimal vannkvalitet/sikkerhet, høy produksjonskapasitet, god barrierееffektivitet og barrierestabilitet, samt maksimal bærekraft/ressurseffektivitet?

Denne veiledningen for drift av koaguleringsanlegg er derfor utarbeidet som et bidrag til å opprettholde en god vannkvalitet og en høy produksjonskapasitet, samt en sikker og bærekraftig drift hva gjelder kjemikaliebruk, energiforbruk, slamproduksjon, m.v. I tillegg går veiledningen inn på relevante klimaforandringer og effektene av slike: Hvordan påvirkes råvannskvaliteten og koaguleringsprosessen – og hvilke tiltak er aktuelle for å møte disse utfordringene?

Erfaringer fra ulike deler av landet har avdekket sammenfallende problemer og utfordringer som fram til nå er løst fra sak til sak uten at erfaring og kunnskap om disse forholdene har blitt formidlet til andre anleggseiere eller bransjen generelt. Årsakene til problemene er ofte manglende kunnskap om vannbehandlingsprosessen og manglende fokus på – og kontroll med – de kritiske punktene i prosessen. Nytteverdien av å samle erfaringer og anbefalinger for god drift av koaguleringsanlegg i en egen Norsk Vann-rapport synes derfor å være stor. Selv om rapportens hovedfokus er på drift og driftsoptimalisering, vil den også komme inn på forhold knyttet til design og dimensjonering. I tillegg til praktiske erfaringer og anbefalinger, kommer rapporten også inn på noen utvalgte teoretiske forhold som anses å være spesielt relevante og nyttige for drift og driftsoptimalisering av slike anlegg.

Veiledningen inneholder en innledende del med beskrivelse av bakgrunnen for prosjektet, samt en del sentrale begreper og generelle forhold vedrørende koagulering og filtrering. Deretter kommer rapporten inn på en lang rekke sentrale forhold knyttet til driften av koaguleringsanlegg: krav til koaguleringsanlegg, krav til koagulering som barriere, håndtering av spylevann og slam, erfaringer og anbefalinger for god drift, beskrivelser av filtermaterialer og filterbunner, samt metoder for inspeksjon og vurdering av filtertilstand. Videre gir rapporten en oversikt over koaguleringsrelevante effekter av klimaendringer og tiltak mot slike, før den avsluttes med et kapittel om "troubleshooting", der man gir en tabellarisk oversikt over vanlig forekommende driftsproblemer og foreslåtte tiltak mot slike. Rapporten inneholder også en kortfattet oversikt over forhold forfatteren mener man bør vite mer om, samt en referanseliste.

Som et tillegg og supplement til foreliggende veiledning er det utarbeidet en egen håndbok i optimalisering av koaguleringsanlegg (Norsk Vann-rapport 189/2012). Et hvert råvann, vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem er unikt. Det samme er personellressursene og operatørstaben. Denne håndboken beskriver derfor diagnoseverktøy for lokale vurderinger av rå- og rentvannskvalitet, drift av koagulerings- og filtreringsprosesser, samt optimaliseringstiltak. Videre angir håndboken detaljerte forslag til fullskala optimaliseringsprosedyrer, inklusive planer for registrering av sentrale driftsdata, vannprøvetaking og analyse. Prosedyrene er lagt opp slik at de i

utgangspunktet kan gjennomføres av anleggets eget driftspersonell - mens anlegget er i vanlig drift. Håndboken beskriver også konkrete eksempler på utførte driftsdiagnoser og optimaliseringstiltak som er gjennomført i tråd med de angitte prosedyrer.

English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).

Address: Vangsvegen 143, NO-2321 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norwegian-water.no / www.norskvann.no

Report no: 188 - 2012
Report title: Enhanced coagulation process operation guidance
Date of issue: 30. November 2012
Number of pages: 155

Keywords: Water
Coagulation
Operation

Author: Bjørnar Eikebrokk

ISBN: 978-82-414-0330-9
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

Summary:

This report covers operation of enhanced coagulation processes: How to operate enhanced coagulation processes in order to achieve optimum water quality/safety, safety barrier efficiency and barrier stability, as well as sustainability/resource efficiency?

These are very important and relevant issues when it comes to operation and operation performance of enhanced coagulation processes. This is because of the fact that this treatment technology is applied by most large-sized utilities. Thus a large proportion of the Norwegian population is supplied with coagulated water (i.e. about 2 million out of a total population of 5 millions). In addition, coagulation treatment barrier efficiency and barrier stability relies totally upon a good operation performance of the treatment process.

From this, the benefits of collecting available operation performance experiences and to provide recommendations for best operation practices in a Norwegian Water report are quite obvious. Even if the report has a main focus on operation performance and good operation practices, it will also to some extent cover issues related to coagulation process design and dimensioning.

After initial chapters covering the project background and objectives, including some important terms and general issues within the fields of coagulation and separation/filtration, the report presents and discusses a number of important issues related to coagulation process operation, water quality standards and coagulation barrier indicators as presented in the Norwegian drinking water regulations.

Furthermore, assessments on coagulation treatment barrier efficiency and stability are presented, along with a number of experiences and recommendations for good operation practices, including process control options, management of sludge and waste, etc. Different filter materials and filter bottoms are described, and procedures for inspection and assessments of filter and filter bed condition are presented.

Potential effects of climate change on coagulation processes and operation performance are described and even quantified, mainly on the basis of a large number of pilot-scale enhanced coagulation experiments.

Finally, some common operational challenges and proposed corrective actions are presented. In addition, the author provides a list of major coagulation and coagulation performance issues where more knowledge and more research are needed.

As a supplement to the guidance report on operational issues, a separate coagulation optimization handbook is also published (Norsk Vann-report 189/2012). The handbook contains detailed descriptions of recommended coagulation and filtration optimization procedures, including plans for mapping of relevant process conditions and on-line process data, and plans for water sampling and analysis. The optimization experiments should be run by the operators themselves, while the treatment plant is still in regular production.

1. BAKGRUNN OG BEGREPER

Bakgrunn og behov for denne veiledningen er nærmere angitt nedenfor. Her finnes også en beskrivelse av noen sentrale aspekter ved koagulerings- og filtreringsprosesser.

1.1 Hvorfor trenger vi en slik veiledning?

Koaguleringsanlegg er driftsmessig relativt komplekse systemer med behov for overvåking og styring av en lang rekke forhold, herunder vannstrømmer og belastningsforhold, kjemikalieprepareringer, utblandinger og doseringer, innblandings- og pH-forhold, rengjøring, vedlikehold og kalibrering av måleutstyr, pumper og ventiler, prosessstyring og tilpasning av driftsbetingelser til en varierende råvannskvalitet, filterspylinger og filterinspeksjoner, vannkvalitetsregistreringer og laboratorieanalyser, etc.

I tillegg er det flere gode grunner til at vi trenger en veiledning for koaguleringsanlegg:

- Koagulering er en dynamisk barriere. Barriereeffekten er god – såfremt koaguleringen drives nær optimalt
- Driften av koaguleringsanlegg påvirker ikke bare sikkerheten, barriereeffektiviteten og barrierestabiliteten, men også ressursbruken, kostnadene, avfallsgenereringen og forholdene på ledningsnettet
- Koaguleringen påvirker graden av slamakkumulering, utfelling, korrosjon og biofilmdannelse på ledningsnettet ("soft deposits") - forhold som påvirker vannets bruksmessige kvalitet og de hygieniske forholdene på nettet
- Koaguleringsprosessen er følsom for endringer i råvannskvalitet/klima – med tilhørende utfordringer med hensyn til prosessstyring og kontroll
- Det er store potensialer for en sikrere - og mer bærekraftig - drift
- Det finnes mange erfaringer som bør formidles fra de mer enn 100 koaguleringsanlegg som er i drift – og som forsyner nær 2 millioner av Norges befolkning

1.2 Hva mener vi med koagulering?

Naturlige vannforekomster inneholder humusmolekyler/kolloider, protozoer, bakterier, virus og andre organiske og uorganiske partikler med størrelse i området fra noen nanometer til noen mikrometer. Disse "partiklene" vil normalt være stabile, i all hovedsak fordi de er så små og fordi de bærer en negativ elektrisk overflateladning. Siden størrelsen er så liten, vil overflatekrefter være mye viktigere enn gravitasjonskrefter. Slike "partikler" vil derfor ha ekstremt lave synkehastigheter, og vil bare i begrenset grad kunne filtreres ut. Eksempelvis vil filterkorn også ha en negativ overflateladning. Siden like ladninger frastøter hverandre, vil man derfor normalt oppnå kun marginal fjerning/tilbakeholdelse av slike "partikler" i en filterseng.

Begrepet "koagulering" innebærer en destabilisering av kolloider og makromolekyler, herunder mikroorganismer som bakterier, virus og protozoer/parasitter, naturlig organisk materiale (NOM), leirpartikler (turbiditet), etc. slik at disse "partiklenes" negative overflateladning nøytraliseres til et nivå nær null. Siden "partiklene" er små, med store overflate/volumforhold, vil frastøtende elektriske krefter mellom partikler - grunnet like (negative) overflateladninger - dominere over gravitasjonskreftene. Systemet er derved stabilt, og partiklene holder seg adskilte, uten å løpe sammen/agglomerere til større partikkelaggregater og uten å synke til bunns eller stige til topps i den beholderen de befinner seg i. Et illustrerende eksempel på dette kan være de stabile partiklene som skaper fargen i en kopp te: Koppen kan stå i ukesvis uten at fargen "klumper" seg eller synker til bunns – dette fordi den negative overflateladningen på partiklene gjør

systemet stabilt, dvs. hindrer partiklene i å løpe sammen til større, sedimenterbare partikkelaggregater.

Slike systemer som i utgangspunktet er stabile må derfor destabiliseres, slik at man fjerner de kreftene som motvirker at små kolloider og molekyler: i) kan løpe sammen (flokkuleres) til større partikkelaggregater (fnokker) som så kan fjernes i en etterfølgende separasjonsprosess, eller ii) kan adsorberes til utfellingsprodukter som dannes ved tilsats av et destabiliseringsmiddel, dvs. en koagulant.

Slike koagulanter, for eksempel aluminiumsulfat og jernklorid, vil finnes i vannet som ladede metallforbindelser og som utfellingsprodukter (metallhydroksider). Det er i hovedsak vannets pH-verdi som avgjør hvilke forbindelser som dannes – og hvilken ladning de har. Ved lave pH-verdier vil positivt ladede ioner (kationer) dominere, mens man ved høye pH vil kunne få dannet negativt ladede ioner (anioner) uten evne til å destabilisere de negativt ladede forbindelser man ønsker å fjerne fra vannet. Hvilke pH-verdier dette er, er svært spesifikt for den enkelte koagulanttype. Eksempelvis vil jernklorid normalt være effektivt innenfor et lavere "optimalt" pH-område enn aluminiumsulfat.

Metalhydroksider som feller ut under gunstige pH-forhold og tilstrekkelig høye koagulantdoser i vannet – eller på tilgjengelige overflater i filtersenger og på filterkorn – vil også normalt få ha en positiv elektrisk overflateladning ved de pH-verdier som normalt anvendes i koaguleringsprosesser. Dette skaper gunstige forhold for en ladningsnøytralisering og kanskje enda viktigere – en adsorpsjon og en fastholding – mellom de negative partikler som ønsket fjernet fra vannet – og utfellingsproduktene som finnes i vannet og i en filterseng etter tilsats av en koagulant under "riktige" pH-forhold.

1.3 Utbredelse av koagulering som vannbehandlingsmetode

I Norge har vi i henhold til Vannverksregisteret (VREG) i dag om lag 120 anlegg som benytter koagulering. Dette er primært store og mellomstore anlegg, slik at andelen av befolkningen som forsynes fra koaguleringsbaserte anlegg er stor, nær 2 millioner.

I Norge anvendes i stor grad koagulering og etterfølgende filtrering - med eller uten forsedimentering eller flotasjon - som eneste vannbehandlingstrinn, i tillegg til korrosjonskontroll og desinfeksjon. I utlandet derimot, inngår koagulering i langt større grad som ett av en rekke vannbehandlingstrinn, for eksempel oksidasjonsprosesser, adsorpsjon på aktiv kull eller tilsvarende, membranfiltrering (MF, UF), etc.

Siden man i Norge ofte har vannkilder med god kvalitet (som råvann betraktet), har man ofte ikke behov for egen forseparasjon i form av sedimentering eller flotasjon foran filtertrinnet. Ved de koagulantdoseringer som her er nødvendige, vil ikke slammengden som dannes under koaguleringen være større enn at filteret kan håndtere denne og gi tilstrekkelig god utløpsvannkvalitet og akseptable filtersykluslengder. Dette gjør at koaguleringsanleggene i Norge i stor grad er utformet som kontaktfiltrerings- eller direktefiltreringsanlegg (se kap 1.5).

I utlandet brukes koagulering ofte på et råvann med høyere turbiditet enn det typisk norsk råvann har. Det er i mange tilfeller mer "stoff" som skal fjernes fra vannet. Et forseparasjonstrinn blir da mer aktuelt, og hele utformingen av prosessen blir på flere måter noe annerledes enn det som ofte er optimalt for norske vannverk.

I enkelte land (USA, Australia, Canada, etc) brukes begrepet "enhanced coagulation". Dette innebærer at man – fra en tradisjonell koagulering der fjerning av turbiditet/partikler var det viktigste målet - har satt fokus på fjerning av naturlig, organisk materiale (NOM), med strengt definerte krav til TOC-reduksjon avhengig av

TOC- og alkalitetsnivå i råvannet. Dette blant annet for å ha kontroll på innholdet av desinfeksjonsbiprodukter (DBP) - i særlig grad klordesinfeksjonsprodukter, eksempelvis trihalometaner (THM) og halogenerte eddiksyrer (HAA).

I forhold til en tradisjonell turbiditetsfokuset koagulering vil en NOM-fokuset "enhanced coagulation" kreve betydelig høyere koagulantdoser og strengere pH-kontroll. Dette gir i neste omgang økt slamproduksjon og høyere stoffbelastning på separasjonstrinn som sedimentering, flotasjon og/eller filtre. Dette vil normalt gi kortere filtersykluslengder (økt spylefrekvens) og økt forbruk av spylevann – spesielt for direkte- og kontaktfiltreringsanlegg der man ikke har for-sedimentering eller for-flotasjon som fjerner slam forut for filtertrinnet. En økt koagulantdose med tilhørende økt slamproduksjonen vil selvsagt også gi økt belastning på slamfortykkere og avvanningsenheter.

1.4 Koaguleringsprosesser og filtertyper

Her beskrives vanlige utforminger av koaguleringsprosessen, under hvilke råvannforhold de ulike prosessutforminger kan/bør anvendes, samt ulike koaguleringsmidler (koagulanter) og filtertyper. Tradisjonelle og nye filtermaterialer blir også omtalt. Til slutt gis det eksempler på hvordan korrosjonskontroll kan integreres i koaguleringsprosesser.

1.4.1 Utforminger av koaguleringsprosessen

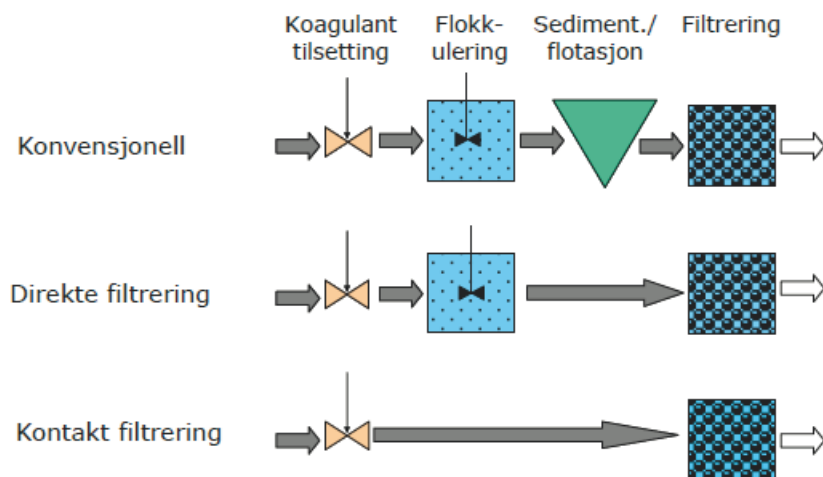
I Norge anvendes i hovedsak koagulering med eller uten flokkulering, og med en etterfølgende dybdefiltreringsprosess, og denne rapporten vil derfor omhandle denne type anlegg.

Vi har også noen få anlegg med flokkulering og sedimentering eller flotasjon foran filtertrinnet, og et fåtall anlegg med koagulering som forbehandling før membranfiltrering.

For koaguleringsbaserte prosesser kan vi skille mellom tre ulike utforminger (Figur 1-1):

1. **Kontaktfiltrering**, der filtreringen skjer i et filter etter koagulering, men uten foregående flokkulering eller separasjon (sedimentering eller flotasjon)
2. **Direktefiltrering**, der filtreringen skjer etter koagulering og forutgående flokkulering, men uten forutgående separasjon
3. **Konvensjonell filtrering** eller det man i Norge tidligere kalte fullrensing, med koagulering, flokkulering og sedimentering evt. flotasjon foran filtertrinnet

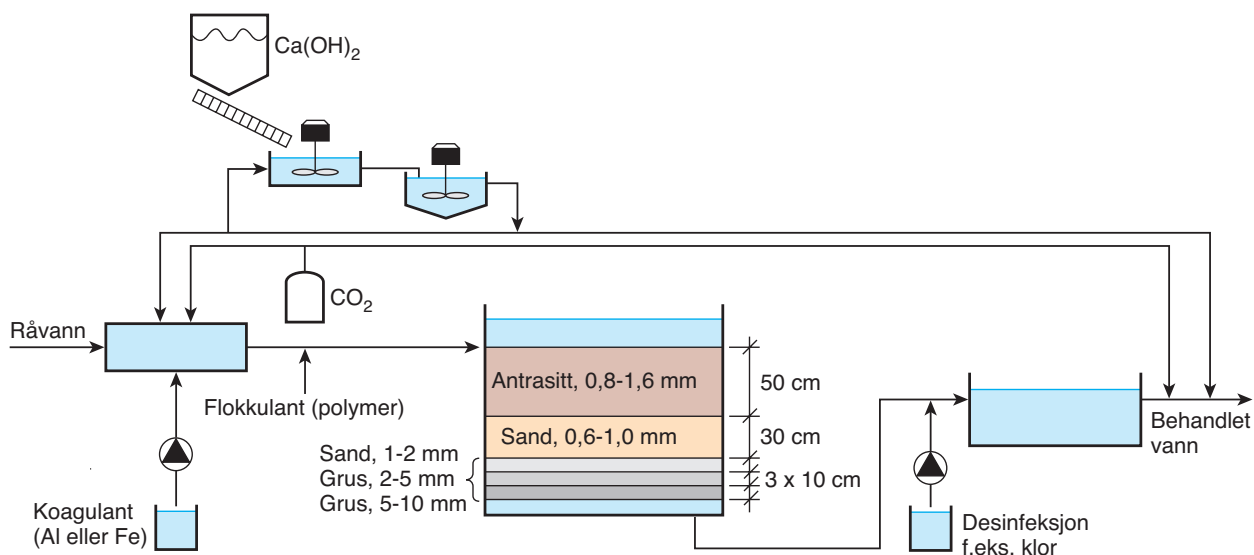
I Norge anvendes primært direktefiltrerings- og kontaktfiltreringsprosesser, normalt i to-media filtersenger bestående av anthrasittkull og sand. Dette er fordi råvannet er av relativt god kvalitet, slik at slamproduksjonen ikke blir så stor at forsedimentering eller for-flotasjon er påkrevet for å sikre tilstrekkelig lange filtersykluser, god utløpsvannkvalitet og sikker filterdrift.



Figur 1-1 Ulike utforminger av koaguleringsprosesser: Konvensjonell filtrering ("fullrensing") øverst, direktefiltrering (midten) og kontaktfiltrering (nederst).

Figur 1-2 viser mer i detalj et eksempel på hvordan et kontaktfiltreringsanlegg kan bygges opp. Her inngår dosering og innblanding av et koaguleringsmiddel (f. eks. aluminiumsulfat, jernklorid eller prepolymerisert aluminiumsklorid), en syntetisk polymer (f.eks. polyacrylamid) som filtreringshjelpemiddel for å oppnå økt fnokkstyrke/sterkere fastholding til filterkorn og derved økt filtersyklustlengde og/eller økt filterbelastning, lesket kalk og CO₂ for styring av koagulerings-pH og for korrosjonskontroll av utgående vann, selve filtertrinnet, og desinfeksjon, her med bruk av natriumhypokloritt.

I de senere år har UV i økende grad erstattet klor som desinfeksjonsmiddel også på store anlegg. I tillegg har man i betydelig grad erstattet den krevende kalk/CO₂-doseringen (mettet kalkvann) med andre former for korrosjonskontroll, eksempelvis alkaliske filtre, eller vannglass. Det henvises til kapittel 1.5 for nærmere beskrivelser av ulike integrerte løsninger for koagulering og korrosjonskontroll.



Figur 1-2 Illustrerende flytskjema for et kontaktfiltreringsanlegg med koagulering, korrosjonskontroll (kalk/CO₂), to-media filtrering, og desinfeksjon med hypokloritt.

1.4.2 Når kan man anvende kontakt- eller direktefiltrering?

Råvannskvaliteten - og tilhørende koagulantbehov og slamproduksjon - vil være avgjørende faktorer for hvorvidt man kan/bør velge kontakt- eller direktefiltrering. Investeringskostnadene vil normalt bli betydelig lavere for kontakt- eller direktefiltreringsanlegg enn for konvensjonelle filtreringsanlegg med plasskrevende flokkulerings- og sedimenterings- eller flotasjonstrinn.

American Water Works Association (AWWA) publiserte i 1980 kvalitetsgrenser for det "ideelle" råvann for direktefiltrering (Tabell 1.1):

Tabell 1-1 Ideelt råvann for direktefiltrering (AWWA, 1980)

• Farge	< 40 mg Pt/L
• Turbiditet	< 5 NTU
• Algeinnhold	< 2000 ASU/mL (Area Standard Units; $20 \cdot 20 \mu\text{m} = 400 \mu\text{m}^2$)
• Jerninnhold	< 0.3 mg Fe/L
• Manganinnhold	< 0.05 mg Mn/L

Svært mange norske overflatevannkilder oppfyller disse kravene til råvannskvalitet, selv om man flere steder i Sør-Norge – i likhet med områder i Sverige og Skottland har observert økende farge/NOM-innhold i råvannet de siste tiår. Det er også mange eksempler på vellykket anvendelse av kontakt- og direktefiltrering på råvann med **betydelig** høyere farge enn 40, der algeinnhold og råvannsturbiditet er betydelig lavere enn angitt i Tabell 1.1 - helt i tråd med AWWAs anbefalinger. 1 ASU representerer tverrsnittsarealet på en "standardalge" med dimensjon $20 \cdot 20 \mu\text{m}$. Dette er en enhet som bare benyttes i drikkevannssammenheng, og norske fagmiljøer på alger benytter normalt andre betegnelser.

1.4.3 Koagulanter og koagulering

Det finnes flere ulike koagulanter, herunder metallbaserte, prepolymeriserte (fra fabrikk), naturlige organiske, og syntetiske koagulanter. Her kan nevnes følgende:

- ✓ Aluminiumsulfat
- ✓ Aluminiumklorid
- ✓ Aluminiumsulfat med høyt innhold av silisium
- ✓ Poly aluminiumklorid
- ✓ Poly aluminiumklorid med høyt innhold av kalsium
- ✓ Polyaluminium hydroxysulfat
- ✓ Jernklorid
- ✓ Jernkloridsulfat
- ✓ Kitosan
- ✓ Andre (bl.a. syntetiske polymerforbindelser)

Koagulantene markedsføres under ulike handelsnavn, eksempelvis ALG, ALS, PAX, PIX, JKL, Oulupack, NORDPAC, PlusPAC, Ferriflock, Ekoflock, Nordfloc, SeaCure, Protanol, Kitofloc, Heppix, PolyDADMAC, Magnafloc, Optifloc, m.fl.

Når Al- eller Fe-holdige koagulanter doseres til en vannstrøm, vil det – avhengig av pH - dannes positivt ladede metallforbindelser (for eksempel Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, og utfelte metallhydroksider som $\text{Al}(\text{OH})_3$ og $\text{Fe}(\text{OH})_3$) i vannet. Utfelte metallhydroksider har en positiv overflateladning ved pH-verdier lavere enn det såkalte ladningsnullpunktet (pH_{ZPC}) som for Fe- og Al-hydroksider er ca. pH 8. Følgelig vil den positive ladningen på utfelte Fe- og Al-hydroksider øke når pH avtar fra et nivå på rundt 8, mens den negative ladningen på kolloider/makromolekyler – og filterkorn – vil avta med pH ned til ca. pH 1-3. Ved en bestemt pH-verdi innenfor området 3-8 vil derved ladningsforholdene ligge

best til rette for en effektiv flokkulering og en adsorpsjon av kolloider og makromolekyler til utfelt metallhydroksid.

Tilsats av metallbaserte koagulanter under kontrollerte pH-forhold tjener derfor to hensikter: 1) de feller ut som metallhydroksider med gode adsorpsjonsegenskaper grunnet tilstedeværelsen av positivt ladede områder på overflaten, og 2) de nøytraliserer den negative overflateladningen på kolloider/makromolekyler slik at adsorpsjonskapasiteten på metallhydroksidene økes. I tillegg vil ladningsnøytraliseringen gjøre at kolloider/makromolekyler lettere kan løpe sammen/flokkulere.

Destabiliseringen (koaguleringen) skjer ved at vannet tilsettes en tilstrekkelig stor mengde koaguleringsmiddel (en bestemt koagulantdose), og ved at vannets pH justeres/kontrolleres innenfor et bestemt område (et optimalt pH-vindu) som er spesifikk for den anvendte koagulanten og for råvannet som skal behandles, og hvis bredde avhenger av den anvendte koagulantdosen. Bredden på det optimale pH-vinduet vil normalt øke med økende koagulantdose. Det vil i de aller fleste tilfeller være barriereindikatorkravene til turbiditet (<0.2 NTU) og rest-metall (<0.15 mg/L Al eller Fe) i utløpsvannet fra enkeltfiltre som er bestemmende for koaguleringsbetingelsene og den nødvendige koagulantdoseringen.

1.4.4 Filtertyper og filtermaterialer

Nedstrøms filtre: Selve filtertrinnet kan utformes på ulike måter, men vil i prinsippet normalt omfatte en filterbeholder med en filterseng bestående av to eller flere filtermaterialer, et opplegg for tilbakespyling med vann og/eller luft, spylerenner for oppsamling av brukt spylevann og kontrollsystemer for regulering/styring av vannstrømmer og vannmengder gjennom systemet (Figur 1-3). Det finnes også filtersystemer med kontinuerlig spyling (se under), der filterspylingen forgår kontinuerlig uten behov for oppsamling av spylevann i egne spylevannstanker.

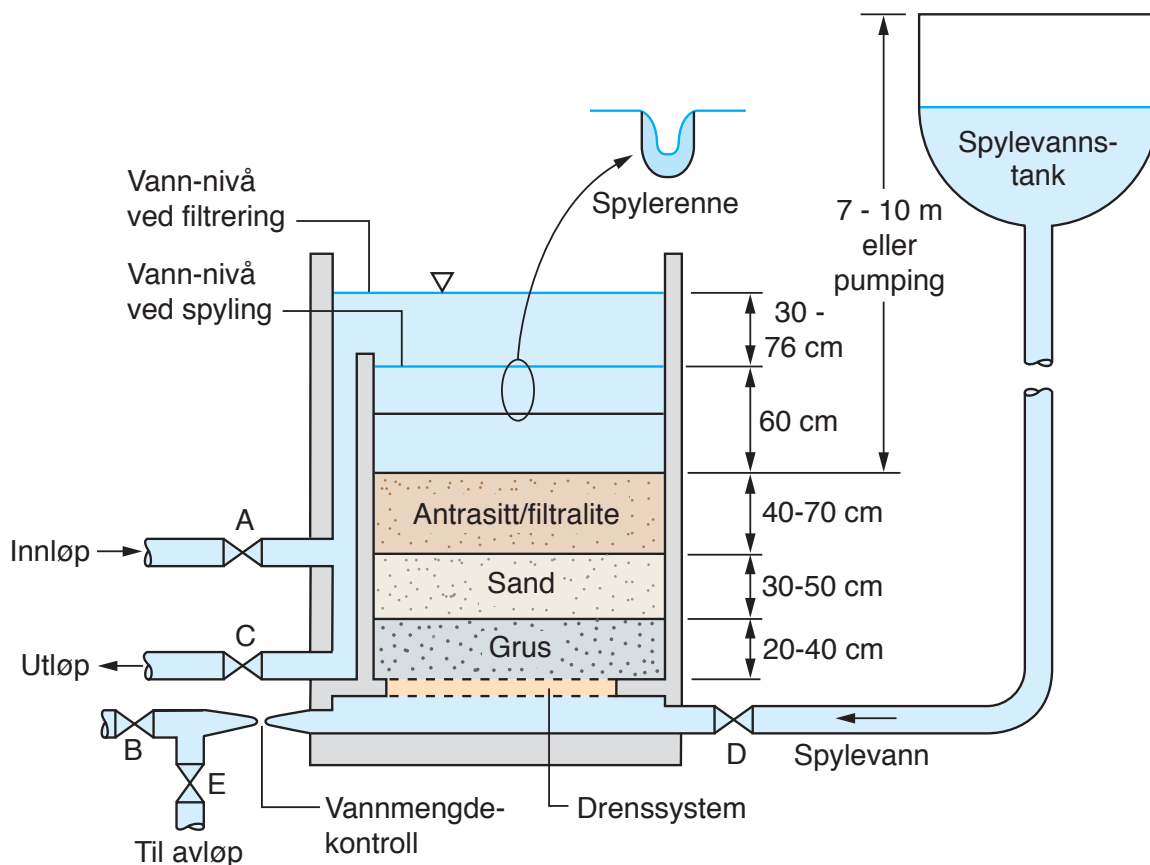
Selve filtersengen kan som nevnt over utformes med kombinasjoner av ulike filtermaterialer der man anvender et grovkornet materiale med lav spesifikk vekt (f. eks. anthrasitt) over et mer finkornet materiale med høyere spesifikk vekt (f.eks. sand), slik at den opprinnelige lagdelingen ivaretas av ulikhetene i synkehastighet mellom lagene når de sedimenterer tilbake på plass etter å ha ekspandert under filterspylingen. Figur 1-4 viser prinsipputforminger av én-medium, to-media (2-M) og tre-media (3-M) nedstrøms filtersenger.

Oppstrøms filtre: Det finnes også et antall oppstrøms én-medium filtre i bruk i Norge. Disse kan inndeles etter type tilbakespyling (Figur 1-5):

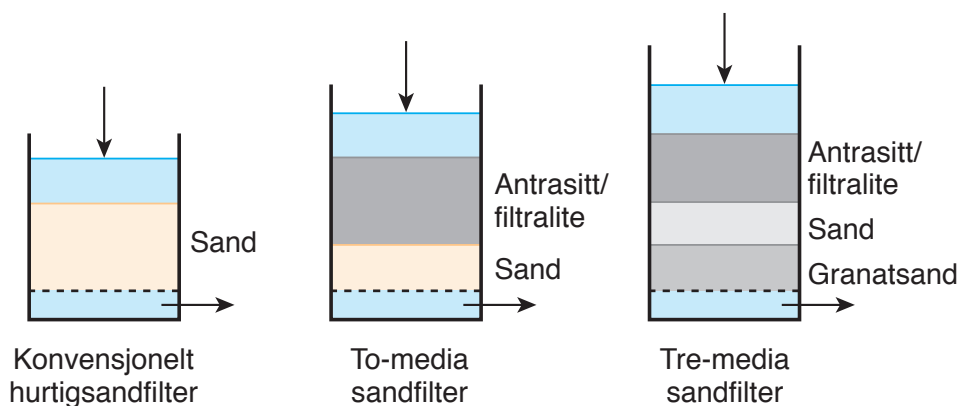
- Oppstrøms filtre med intermittent tilbakespyling
- Oppstrøms filtre med kontinuerlig tilbakespyling ("Dynasand")

Denne rapporten vil primært være rettet mot drift av nedstrøms filtre med "vanlig", intermittent tilbakespyling. De koagulerings- og filtreringsforhold som beskrives i denne rapporten vil imidlertid i stor grad være relevante også for oppstrøms filtre med en slik form for spyling.

Siden Dynasandfiltre med kontinuerlig spyling anvendes i relativt stor grad på norske koaguleringsanlegg, skal slike filtre gis en mer utførlig omtale, se kap. 1.6.



Figur 1-3 Prinsippskisse av en filterbeholder med sandfilterseng og underliggende støttelag av grus, spylevannstank, spylerenner og ventiler for vannmengdekontroll og styring av vannstrømmer



Figur 1-4 Skisser av ulike typer av nedstrøms filtre: Én-medium sandfilter (til venstre), to-media filter (i midten) og tre-media filter (til høyre).

1.4.5 Filtermaterialer

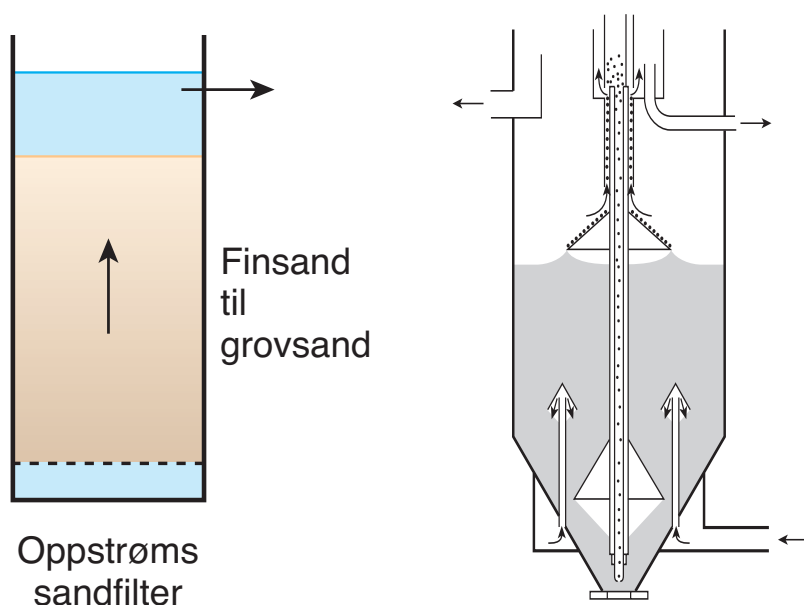
I nedstrøms én, to- eller tremedia filtre anvendes i all hovedsak følgende typer av filtersenger og filtermasser:

- Tomedia antrasitt- og sandfiltre
- Tomedia Filtralite®- og sandfiltre
- Filtralite® med to ulike lag/korngraderinger (Filtralite Mono-Multi®)
- Plastgranuler i to eller flere lag med ulike korngraderinger og spesifikk vekt, gjerne i kombinasjon med sand som bunnlag
- Tremedia anthrasitt-sand-alkalisk masse
- Tremedia Filtralite-sand-alkalisk masse

I tillegg anvendes oppstrøms én-medium filtre med sand eller alkalisk filtermasse.

Det finnes norske og internasjonale standarder for ulike typer filtermasser (eksempelvis DIN 2000; DIN/EN 12909; DIN 19605; DIN 19643; DVGW W210/211; EN 12905; ANSI/NSF-standard 6.1; BRL-K240/02). Standardene regulerer forhold som fysiske egenskaper og kjemisk sammensetning, herunder krav til kornstørrelser; grad av under-/overkorn; glødetap, syrebestandighet, erosjons-/spylebestandighet/migrasjon, etc.

Normalt vil de nevnte standarder gi en hensiktsmessig beskrivelse og sikre oppfyllelse av sentrale krav til en god filtermasse. Et spesielt unntak er innholdet av SiO_2 (silisiumdioksid, kvarts) i vanlig filtersand. Noen leverandører har sand med lavere innhold enn det standarden beskriver, men som ellers er anerkjent som god kvalitet. Det kan derfor være hensiktsmessig å godta en lavere andel SiO_2 . Videre kan nevnes at Hardgrove indeks (motstand mot nedknusning) bør være mindre enn 40 °H. Det har dessverre vist seg at ikke all filtermasse som leveres i Norge oppfyller de spesifiserte kravene. Det er derfor viktig at vannverket kontrollerer at tilbudt filtermasse stemmer med forespørselen. Man kan med fordel også ta ut prøver av filtermassen og få disse siktet.

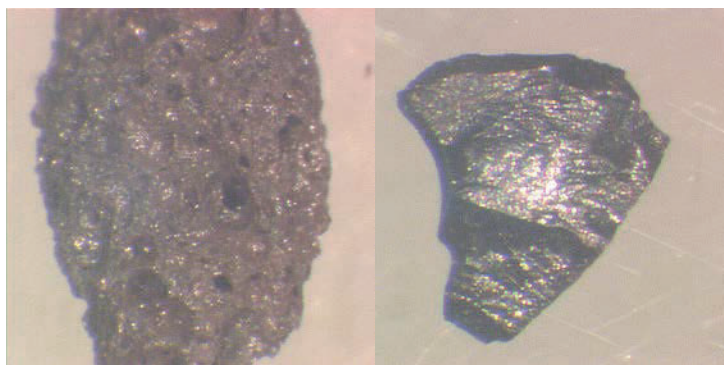


Figur 1-5 Skisser av oppstrøms filtre: Én-medium oppstrøms sandfilter med intermittент spyling (til venstre), og kontinuerlig spylende oppstrøms Dynasandfilter (til høyre).

1.4.6 Nye filtertyper og nye filtermaterialer

Filtralite[®], et norskprodusert filtermedium basert på knuste aggregater av brent leire (Leca), anvendes i økende utstrekning som et alternativ til anthrasitt. Anthrasitten kan da erstattes med Filtralite (FL) med samme lagtykkelse og korngradering, noe som vil gi en nær identisk utløpsvannkvalitet, men med lavere trykktap fordi FL har større porøsitet og en annen overflatestruktur enn anthrasitt (Eikebrokk, 2000).

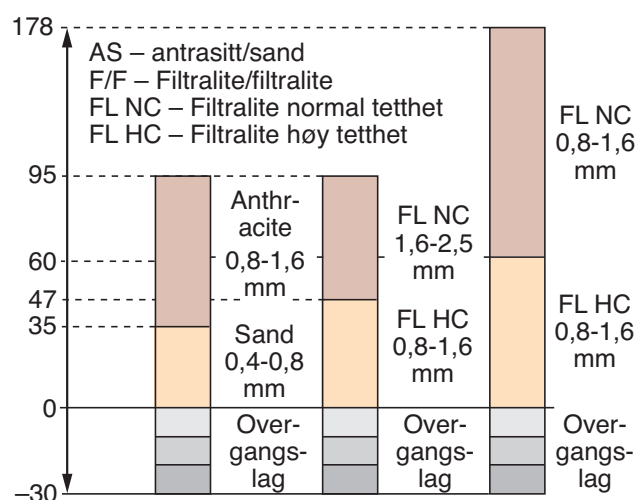
Ulikhetene i overflatestruktur og porøsitet mellom anthrasitt og Filtralite fremgår klart av Figur 1-6.



Figur 1-6 Bilde av ulike filterkorn: Filtralite (til venstre), og anthrasitt (til høyre) (Eikebrokk and Saltnes, 2001).

Filtralite kan også anvendes som eneste type filtermateriale i to eller flere lag ("Filtralite Mono-Multi[®]"), der lagene har utvalgte og tilpassede kombinasjoner av korn med ulik størrelse og spesifikk vekt slik at man ivaretar lagdelingen og unngår sammenblanding av lagene, og slik sett oppnår den ønskede korngradering fra grov til fin i vannets strømningsretning. Navnet henspeiler på at man ved bruk av bare én type filtermateriale ("Mono") kan oppnå fordeler som i konvensjonelt multi-media filter ("Multi"), dvs. tilsvarende egenskaper som i en filterseng med to eller flere lag av ulike typer filtermaterialer, f.eks. anthrasitt og sand (Eikebrokk 2001).

Figur 1-7 viser et eksempel på en to-media anthrasitt-sandfilterseng, med 0.65 m anthrasitt med korngradering 0.8-1.6 mm over 0.35 m sand med korngradering 0.4-0.8 mm. Figuren viser for sammenligning også en filterseng basert på to lag av Filtralite ("Filtralite Mono Multi[®]") der man har anvendt et lag av knust Filtralite med normal densitet (NC: Normal density, Crushed) over et lag med høy densitet (HC: High density, Crushed). Fordi råmaterialet (leiren) og produksjonsprosessen setter begrensninger på det mulige variasjonsområdet for densitet, må man holde seg innenfor visse grenser for korngradering for å unngå sammenblanding (dvs. lik synkehastighet) av kornene i de to filterlagene. Dette gjør at man i dag normalt bare kan utforme slike filtersenger med korngraderinger fra ca. 0.8 mm og oppover til ca. 2.5 mm. Bruk av Filtralite Mono Multi[®] vil derfor primært ha fordeler på anlegg der filtersyklusen i utgangspunktet er terminert av trykktap.



Figur 1-7 Skisser av ulike typer av nedstrøms to-media filtersenger.

Det finnes også anlegg med tilsvarende filtersenger med to lag av plastgranuler med ulik kornstørrelse og densitet (f.eks. Skullerud og Aurevann). Her anvendes et mer finkornet sandlag under de to plastlagene.

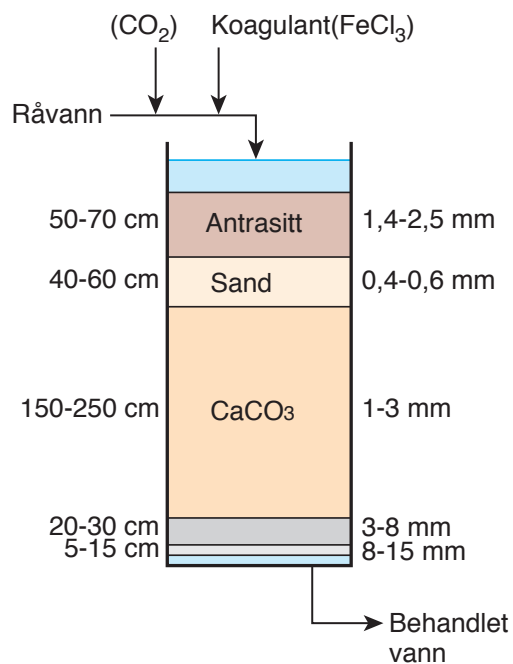
Noen koaguleringsanlegg benytter separate alkaliske etterfiltre eller tre-media filtersenger med et dypt bunnlag (1.5-3 m) av alkalisk masse under sandlaget ("Moldeprosessen"). Sistnevnte gir en integrert form for vannbehandling og korrosjonskontroll som har en rekke fordeler: 1) man slipper omfattende kalkberedning, 2) plassbehovet er lavt, og 3) man har god kontroll på innholdet av restkoagulant, i særlig grad for Fe, fordi rester av metallbaserte koagulanter i stor grad vil felles ut som metallhydroksider og holdes tilbake i det alkaliske filterlaget der pH-forholdene er svært gunstige for dette.

Til tross for de mange fordeler, kan det også være visse driftsmessige utfordringer forbundet med alkaliske filtre/alkaliske bunnlag. Filterutløpsvannet vil normalt ha en høy pH (ca. 8) fra slike anlegg. Dersom dette vannet benyttes til filterspyling, vil man også generere eventuelle returstrømmer med høy pH fra spyleslambehandlingen (fortykking og avvanning). Også filtermodningsvannet vil få høy pH, og man vil kunne få en forlengelse av filterets modningsperiode siden den høye pH-verdien innebærer at det tar lenger tid å bringe vannets innenfor det optimale området for koagulerings-pH (normalt ca. 6 for Al-basert, og 4-5 for Fe-basert koagulering). Returstrømmer med høy pH kan påvirke koagulerings-pH og kreve mer nitid styring/kontroll med denne. Dette gjelder spesielt der jern benyttes som koagulant med en lav koagulerings-pH. En god fordrøyning for å sikre jevn belastning/påvirkning vil selvsagt være et godt og avbøtende tiltak mot eventuelle drifts- og styringsmessige ulemper knyttet til slike returstrømmer.

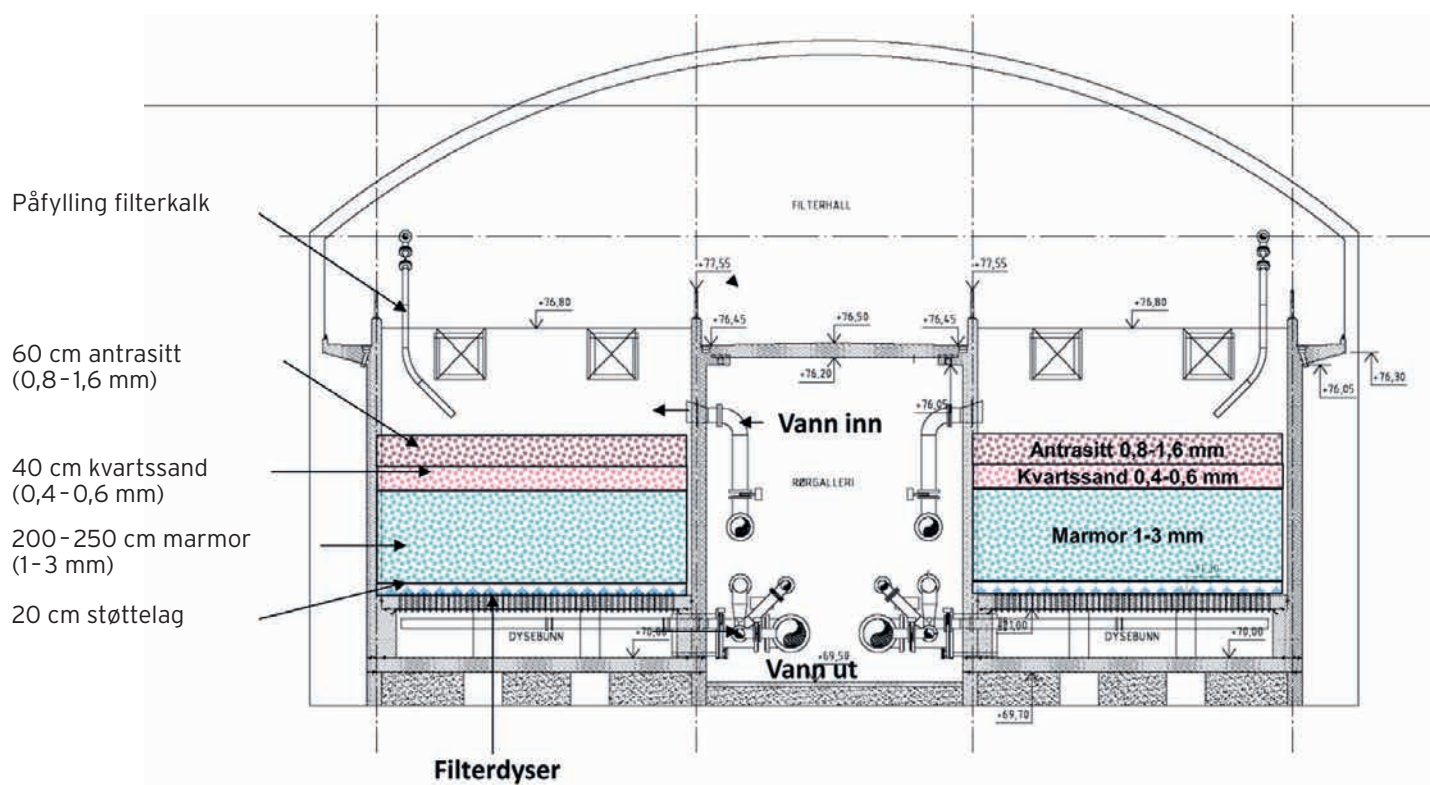
Det er også eksempler på at spylevann med høy pH kan gi utfellinger og beleggdannelse i filterbunn/filterdyser, jf. kap. 7.3.1. Man synes å være spesielt utsatt for dette i tilfeller der spylevann fra alkaliske filtre (med pH 8) anvendes til spyling også av konvensjonelle filtersenger der jern er anvendt for koagulering. Her vil spylevann med høy pH (pH 8) møte gjenværende koagulert filterutløpsvann med lav pH (4-5) i filterbunnen, med utfelling som sannsynlig resultat.

Figur 1-8 viser en skisse av en filterseng med et alkalisk bunnlag, mens Figur 1-9 viser et eksempel på praktisk utforming av et slikt filtertrinn.

Uansett hvordan selve filtersengen er utformet, er det – selvsagt med unntak av kontinuerlig spykende oppstrøms filtre – hensiktsmessig å legge inn ett eller flere støttelag av grus i bunnen av filterbeholderen. Man kan eksempelvis anvende tre gruslag å 10-15 cm med økende kornstørrelse, henholdsvis 1-2 mm, 2-5 mm og 5-10 mm regnet ovenfra. Støttelaget tjener flere formål: i) det holder selve filtersengen på plass, ii) det hindrer tap av de minste filterkornene gjennom filterdyser/perforerte oppsamlingsrør i bunnen av filterbeholderen, iii) det omgir og beskytter perforerte fordelingsrør/filterdyser, og iv) det bidrar til en god fordeling av spylevannet over filtertversnittet. Tykkelse og gradering på støttelaget må være tilpasset filtermaterialet og filterbunnløsningen.



Figur 1-8 Eksempel på en nedstrøms 3-M filterseng med lag av anthrasitt, sand og knust marmor, der jernklorid anvendes for koagulering og CO_2 for pH- korrosjonskontroll.



Figur 1-9 Tverrsnitt av kontaktfiltreringsanlegg med 3-M filtersenger med anthrasitt, sand og knust marmor, støttelag, filterdyser og påfyllingsrør for filterkalk (Svartediket VBA, Bergen). Figur: Asplan Viak as.

1.5 Koagulering og korrosjonskontroll

Koagulering og filtrering kan integreres med korrosjonskontroll på ulike måter, hvorav de vanligste er følgende:

- Dosering av kalk/ CO_2 i forkant av koaguleringstrinnet (som vist i Figur 1-2)
- Dosering av mikronisert marmor og CO_2 i forkant av koaguleringstrinnet
- Dosering av lut eller soda i forkant av koaguleringstrinnet
- Bruk av filtersenger med et eget alkalisk filterlag (bunnlag) og dosering av CO_2 i forkant av koaguleringstrinnet
- Bruk av et eget alkalisk filtertrinn etter koagulering/filtrering
- Bruk av CO_2 , lut og en kalsiumholdig koagulant
- Dosering av vannglass i forkant av koaguleringstrinnet og/eller etter filtrering

Man ser ofte at doseringen av lut eller kalk er splittet slik at én del av den totale dosen tilsettes i koaguleringstrinnet for å oppnå en optimal koagulerings-pH, og resten tilsettes etter vannbehandlingen for å oppfylle de anbefalte verdier for pH, alkalitet og kalsiuminnhold i utgående vann. Figur 1-2 viste som et eksempel et flytskjema for et kontaktfiltreringsanlegg med en slik form for korrosjonskontroll.

Den tradisjonelle formen for korrosjonskontroll med bruk av kalk/ CO_2 krever et omfattende anlegg for oppløsning og beredning av kalken slik at dosering av et mettet kalkvann kan foregå relativt stabilt og problemfritt.

Korrosjonskontroll basert på dosering av mikronisert marmor bør alltid skje i kombinasjon med koagulering slik at man unngår høye turbiditetsnivåer grunnet uoppløst marmor. Slangepumper anvendes ofte for dosering av mikronisert marmor, som er en svært konsentrert og viskøs slurry av finmalt marmor (75 % tørrstoff; 90-99 % av partiklene < 2 μm).

Anlegg med koagulering og separate alkaliske etterfiltre eller filtre med alkaliske filterlag synes i mange tilfeller å være en gunstig prosessutforming. Som tidligere nevnt gjelder dette særlig kombinasjonen av alkaliske filtre/filterlag og jernbaserte koagulanter med lav optimal koagulerings-pH. Dette fordi: i) Den lave koagulerings-pH gir raskt oppløsning av alkalisk filtermateriale, med tilhørende reduserte krav til kontakttid for å oppnå ønskede verdier for pH, Ca og alkalitet, og ii) Rest-jern vil felle ut og holdes effektivt tilbake i det alkaliske filterlaget.

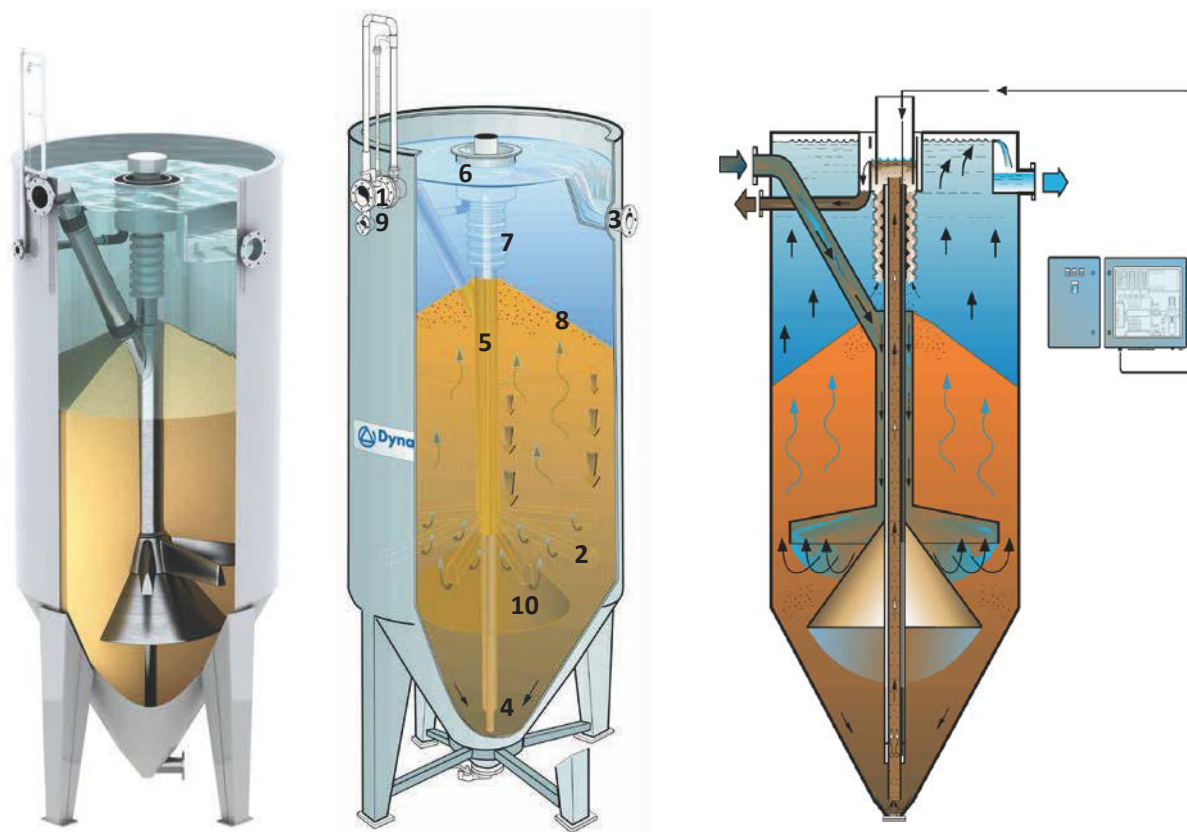
Siden restmetallinnholdet ofte vil være bestemmende for nødvendig koagulantdose, vil alkaliske filtre/filterlag derved ofte tillate bruk av lavere koagulantdoser. Dette vil i neste omgang gi mindre slamproduksjon, lengre filtersykluser og lavere spylevannsforbruk.

Bruk av Al-baserte koagulanter med et kalsiuminnhold tilpasset behovet for økning i Ca-innholdet for å møte korrosjonskontrollkravene (15-25 mg/L) har vist seg prosessmessig gunstige. Slike koagulanter markedsføres imidlertid p.t. ikke kommersielt, sannsynligvis fordi lavere konsentrasjon og stabilitet av aluminium i produktet øker produksjons- og transportkostnadene.

1.6 Spesielt om kontinuerlig spykende oppstrøms sandfiltre

Kontinuerlig spykende, oppstrøms sandfiltre finnes i ulike utforminger. I Norge domineres denne filtertypen av såkalte Dynasandfiltre, og ca. 50 norske vannverk benytter i dag denne filtertypen. Installert kapasitet for disse anleggene er i middel ca. 150 m^3/time , med variasjoner innen området 4 – 1200 m^3/t (Stokka, 2012). Driften av slike filtre avviker noe fra driften av nedstrømsfiltre med intermitterent spyling, og det skal derfor gis en egen beskrivelse av slike kontinuerlig spykende filtersystemer.

Dynasandfilteret, som er utformet som vist i Figur 1-10, fungerer etter motstrømsprinsippet, der vannet som skal renses kommer inn i innløpsrøret (1). Vannet føres så ned til en innløpsfordeler (2) i nedre del av filteret. Vannet strømmer så opp gjennom sandfiltersengen, og går i overløp som rensert vann (3). Filtermediet har en kontinuerlig bevegelse nedover helt til det kommer ned til bunnkønen av filterkassen (4). Der står det en luftdrevet mammutpumpe (5) som transporterer sanden opp til toppen av filteret (6). Derfra faller sanden ned i sandvasken (7). Rensingen av sanden begynner imidlertid allerede i mammutpumpen, der det er en kraftig turbulens som frigjør avsetninger fra sandkornenes overflate. Sandvasken er konstruert for å gi mest mulig turbulens, og der blir de siste forurensningene vasket vekk av en liten oppadgående vannstrøm. Vannet som har blitt brukt til å vaske sandkornene ledes så ut som vaskevann (9). Når så sandkornene faller ut av sandvasken legger de seg på toppen av filtersengen (8). Sandfordelingskønen (10) sørger for en jevn bevegelse og en jevn fordeling av sand over hele filterarealet. Denne vaskesyklusen innebærer at filteret har en kontinuerlig drift/vannproduksjon, uten behov for å ta filteret ut av drift for rengjøring/tilbakespyling av filtermassen. Det finnes ingen bevegelige deler i filteret (med unntak av filtermediet), og det er kun mammutpumpen som krever energi.



Figur 1-10. Oppbygging og virkemåte (se teksten) av et Dynasandfilter

Normalt anvendes en sengedybde på ca. 2 m, normalt bestående av sand med kornstørrelse 0.9-1.2 mm. "Standardfilteret" har en filteroverflate på 5 m², men man leverer unntaksvis filtre av mindre størrelser (0.3, 0.7, 1.5 og 3 m²). Dimensjonerende filtreringshastighet er normalt 8 m/t, selv om enkelte vannverk (Grimstad) er dimensjonert for filtreringshastigheter på ca. 10 m/t. Som for andre oppstrøms filtre vil risikoen for (lokal) fluidisering av sandkorn sette øvre grenser for filtreringshastigheten. Sand med overnevnte kornstørrelser fluidiserer imidlertid først ved filtreringshastigheter på ca. 20 m/t, slik at filtreringshastigheter på 8-10 m/t ikke burde innebære særlig risiko for slik fluidisering.

Som koagulant i Dynasandanlegg anvendes ofte prepolymerisert aluminiumklorid i kombinasjon med lut for pH-kontroll. Disse kjemikaliene doseres i regelen rett inn på innløpsledningen, i forkant av en statisk mikser for å sikre tilstrekkelig innblanding.

Dynasandanlegg kan også brukes til andre formål: Filtrering med lufting for biologisk nitrogenfjerning; jern og manganfjerning med eller uten forozonering; behandling av grunnvann, etc.

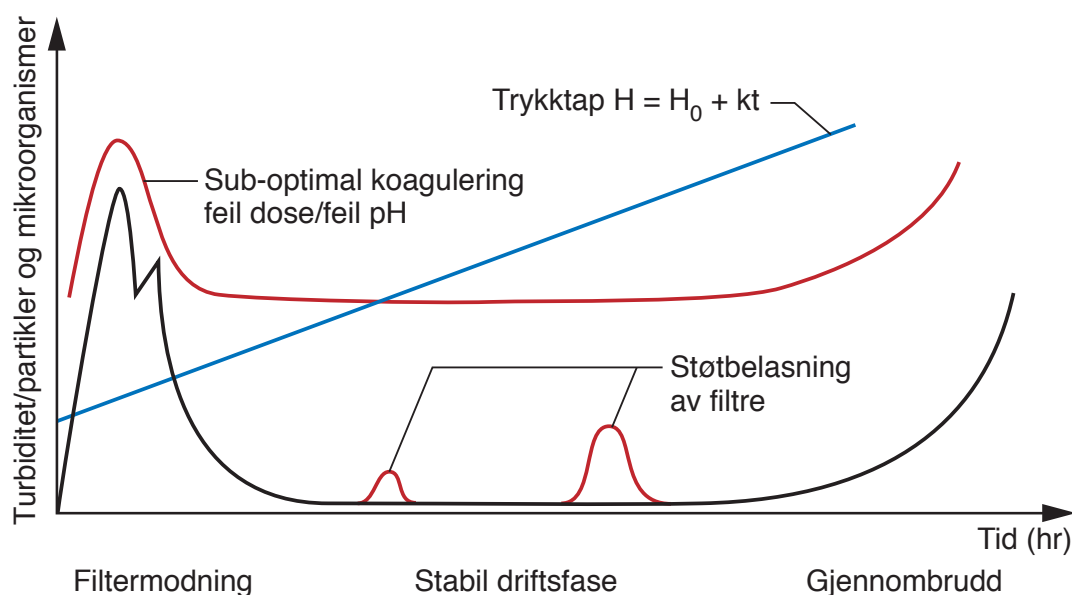
Viktige driftsmessige forhold og utfordringer for kontinuerlig spykende Dynasandanlegg er på mange måter forskjellige fra drift av nedstrømsfiltre og filtre med intermitterent spyling. Det henvises til kap. 6.21 for en nærmere gjennomgang av driftsmessige forhold ved Dynasandfiltre. Fellesnevneren er imidlertid at uten en velfungerende koagulering vil vannbehandlingen fungere dårlig – uansett filtertype.

2. GENERELT OM KOAGULERING OG FILTRERING

For å kunne drive koaguleringsanlegg på best mulig måte, er det viktig å ha en god forståelse av prosessen og de mekanismer som råder. I dette kapitlet skal det derfor gis en oversikt over grunnleggende forhold ved koagulerings- og filtreringsprosesser - forhold som har spesiell relevans for vannkvalitet, risiko og sårbarhet, hygieniske barrierer og barriereeffektivitet, driftsrutiner og kontrollpunkter.

2.1 En typisk filtersyklus

Figur 2-1 illustrerer typiske forløp av utløpsturbiditet og trykktap i en filtreringsprosess. Figuren skisserer også typiske effekter av: i) God (optimal) kontra feilaktig (suboptimal) koagulantdose/koagulerings-pH, ii) filtermodning, iii) støtbelastning av filtre, og iv) gjennombrudd.



Figur 2-1 Forløp av utløpsturbiditet og trykktap i en typisk filtersyklus

En filtersyklus kan deles inn i følgende typiske faser (jfr. Figur 2-1):

1. **Modningsfasen.** Når man starter filtreringen etter avsluttet filterspyling vil turbiditeten gå gjennom en topp (eller to) for så gradvis å avta. Dette på grunn av: a) partikler/rester etter tilbakespylingen kommer ut av filtersengen, b) sub-optimale koaguleringsforhold (pH og dose) pga blanding av spylevann og koagulert råvann, og c) for lite utfelt og avsatt metallhydroksid/adsorbent i filtersengen. Modningsfasen varer inntil utløpsvannkvaliteten har nådd et stabilt og godt nivå, men det er vanlig å kjøre modningsvann til avløp i en viss tid, for eksempel så lenge turbiditeten er høyere enn 0.2 NTU. Denne delen av modningsvannet kalles ofte "førstefiltrat" og tiden der man kjører førstefiltrat til avløp eller retur vil normalt være 10-60 minutter. En lang førstefiltratstid vil gå på bekostning av kapasiteten i et anlegg, siden man denne perioden ikke produserer vann til forbruk/rentvannstank. Tidstapet kan også være problematisk i forhold til spyling av filtre, og medvirke til at filtre må stå i "spylekø", noe som ytterligere nedsetter behandlingskapasiteten i anlegget. Modningsfasens varighet og turbiditetstoppens størrelse påvirkes av de rådende forhold under tilbakespyling, koagulering og filtrering. Det kan se ut som om filtermodningen krever en bestemt vannmengde (vannvolum), noe som innebærer at økt filtreringshastighet under modningsperioden vil gi kortere varighet på denne. Dette kan også tolkes slik at det kreves en viss mengde utfelt metallhydroksid (dvs. koaguleringen må

ha pågått en stund) før tilbakeholdelsen/adsorpsjonskapasiteten i filtersengen er tilstrekkelig til å gi tilfredsstillende utløpsvannkvalitet. Følgelig vil også en overdosering av koagulant under modningsfasen (og bare da) og/eller en koagulantdosering til siste del av spylevannet kunne gi redusert varighet på filtermodningen

2. **Den stabile filtreringsfasen.** Etter avsluttet modning vil filtratkvaliteten normalt være stabil og god i en relativt lang periode (timer) – en periode som øker i varighet med avtagende filtreringshastighet og lavere stoffbelastning på filteret. En "stabil" turbiditetskurve vil likevel kunne forstyrres dersom filtreringshastigheten økes, for eksempel som følge av økt filterbelastning/vannmengde ved spyling av parallelle filterenheter. Størrelsen på den turbiditetstoppen som da oppstår vil normalt øke med økende mengde avsetninger i filtersengen, dvs. med økende driftstid siden siste filterspyling. Videre vil ikke-optimale koaguleringsforhold (feil pH, for lave doser) bevirke at den "stabile" kurvens beliggenhet (jfr. Figur 2-1) forskyves oppover i retning av dårligere utløpsvannkvalitet/utløpsturbiditet
3. **Gjennombruddsfasen.** Når filterets lagringsevne og/eller adsorpsjonskapasitet er oppbrukt, vil partikler løsrives fra - og/eller ikke lenger avsettes i filtersengen, noe som forårsaker en rask og kraftig økning i utløpsturbiditet, innhold av mikroorganismer, m.m.. Et slikt filtergjennombrudd kan utsettes i tid ved bruk av lavere filtreringshastighet (lavere hydraulisk filterbelastning), lavere koagulantdose (lavere stoffbelastning på filteret), og ved bruk av små mengder (0.05-0.15 mg/L) polymerforbindelser som i betydelig grad kan øke fnokkstyrke og fastholding av fnokker til filterkorn og avsetninger i filtersengen. Store partikler vil normalt bryte gjennom tidligere enn små, noe som indikerer at store parasitter som *Giardia* og *Cryptosporidium* kan bryte raskere gjennom enn små bakterier og virus, og raskere enn det som indikeres ved on-line måling av partikler/turbiditet. Til gjengjeld er modningsperioden kortere for store partikler enn for små.

2.2 Koagulerings- og filtreringsmekanismer

Uten en effektiv koagulering, vil et etterfølgende filtertrinn ha en svært marginal renseeffekt for så vel partikler, mikroorganismer, NOM, løste stoffer, etc.

Koagulerings- og filtreringsmekanismer har mange likhetstrekk og nærmere beskrivelser av de viktigste mekanismene er gitt nedenfor.

2.2.1 Koaguleringsmekanismer

For så vel dimensjonering som drift av koagulerings- og filtreringsanlegg er det viktig å ha kunnskap om de dominerende koaguleringsmekanismer. I kontaktfiltreringsprosesser vil koagulanten reagere i nær kontakt med filterkornene, og i kontakt- og direktefiltreringsprosesser vil alle koaguleringsprodukter (utfelte metallhydroksider og stoffer som fjernes fra vannet) samles opp og holdes tilbake i filtersengen. Dette innebærer at det i slike prosesser kan være andre viktige koaguleringsmekanismer enn det som er tilfellet i tradisjonelle filteranlegg med forseparasjon (sedimentering eller flotasjon), der man ofte har som hovedmål å skape en godt sedimenterbar eller en godt flotérbar fnokk.

Ut fra kunnskapen om metallhydroksiders evne til å fungere som effektive adsorbenter for bl.a. NOM er det åpenbart at forholdene i et kontaktfilter kan avvike vesentlig fra direktefiltreringsprosesser der koaguleringsproduktene i stor grad dannes i forkant av filteret (direktefiltrering), og ikke minst der de i stor grad fjernes i forkant av filteret (tradisjonelle filteranlegg med forseparasjon). Følgelig bør også dimensjonering, drift og optimalisering av koaguleringsanlegg vurderes med utgangspunkt i hva som er det

etterfølgende separasjonstrinn: i) flokkulering, ii) flokkulering og sedimentering eller flotasjon, eller iii) et filter.

NOM- og TOC-fjerning i koaguleringsanlegg er med stor nøyaktighet modellert som en adsorpsjonsprosess (Edwards 1997; Kastl et al. 2004). For adsorpsjonsprosesser er som kjent kontakttider, likevektskonsentrasjoner og adsorpsjons-kapasiteter viktige faktorer for dimensjonering og drift. Slike forhold er imidlertid ennå ikke gjort til gjenstand for nærmere vurderinger på koagulerings-/kontaktfiltreringsanlegg i Norge.

Opp gjennom årene er det lansert en rekke mulige koaguleringsmekanismer, herunder: 1) kontraksjon/reduert tykkelse av det elektriske dobbeltlaget rundt partikler og filterkorn, 2) omsvøping og innbaking i utfellingsprodukter, 3) adsorpsjon og ladningsnøytralisering, 4) adsorpsjon og nettverksbygging (polymerer). Som nevnt over, tyder senere tids forskning på at adsorpsjon til utfellingsprodukter (metallhydroksider) er en dominerende koagulerings-mekanisme.

2.2.2 Adsorpsjon - den dominerende koaguleringsmekanismen?

I den senere tid har stadig flere kommet til at adsorpsjon til utfelt metallhydroksid (jern- eller aluminiumhydroksid) er en dominerende koaguleringsmekanisme (Kastl et al. 2004, Edwards 1997; Eikebrokk 2000).

Forsøksresultater som viser at innblandingsforholdene for koagulant ikke synes å spille noen stor rolle i kontaktfiltreringsprosesser slik som beskrevet i kap. 3.6 stemmer godt med en slik adsorpsjonsmodell. Dersom det er slik at adsorpsjon av NOM, kolloider (turbiditet) og mikroorganismer til hydroksidavsetninger i filtersengen er en dominerende koaguleringsmekanisme i kontaktfiltreringsanlegg, kan dette gi grunnlag for å stille spørsmål vedrørende gjeldende dimensjonerings- og driftskriterier, eksempelvis:

- Har kjemikalieinnblandingen mindre betydning i kontaktfiltreringsprosesser, og er det av den grunn mindre behov for avanserte enheter for dette?
- Kan den reduserte renseeffekten under filtermodning primært skyldes at det er for liten mengde adsorbent (metallhydroksid) til stede i filtersengen? Dersom dette er tilfellet, kan da modningsperiodens lengde og grad av vannkvalitetsforringelse reduseres ved tilsats av koagulant til siste del av spylevannet, eller ved en kortvarig overdosering av koagulant i starten av en ny filtersyklus?
- Kan tidspunktet for filtergjennombrudd forklares ved at det ikke lenger er ledig adsorpsjonskapasitet til metallhydroksidavsetningene i filtersengen?
- Kan den reduserte renseeffekten man registrerer under perioder med økt hydraulisk belastning (for eksempel ved spyling av parallelle filterenheter) og den generelt negative effekten dette har på vannkvaliteten forklares av på basis av en redusert adsorpsjonseffektivitet som følge av den reduserte kontakttiden man har i filtersengen under slike episoder?

Kastl et al. (2004, 2008) rapporterte om svært god overensstemmelse ($R^2 = 0.996$) mellom observerte og modellerte DOC-verdier i utløpsvann fra 14 vannverk med koagulering i USA. Modellen man anvendte var en modifisert Langmuir isotherm-basert modell opprinnelig utviklet av Edwards (1997). Modellens gode tilpasning til observerte data tas som en ytterligere bekreftelse på at adsorpsjon faktisk er en dominerende mekanisme i slike koagulering-filtreringsprosesser, og at spørsmålene som er formulert ovenfor er relevante.

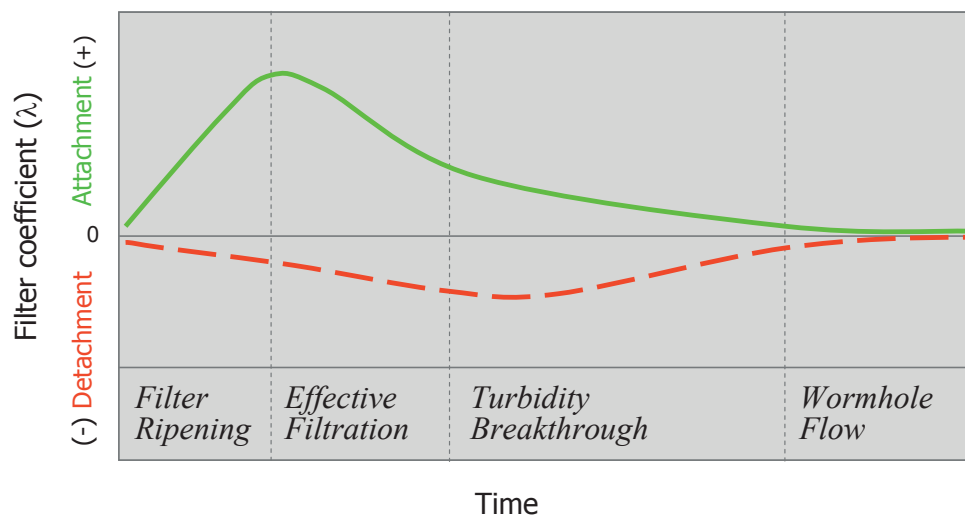
2.2.3 Filtreringsmekanismer

Viktige mekanismer for tilbakeholdelse og fjerning av substanser/partikler (eksempelvis NOM, turbiditet, metaller og mikroorganismer inklusive parasitter som *Crypto* og *Giardia*) i et filter er følgende:

1. Transport av substansen/partikkelen til overflaten av filterkorn eller tidligere avsetninger/utfellingsprodukter, f. eks. metallhydroksider
2. Fastholding/utfelling på filterkorn/avsetninger
3. Løsrivning fra filterkorn/avsetninger

Det er viktig å være klar over at fastholding og løsrivning foregår samtidig i en filterseng og i større eller mindre grad avhengig av hvor i filtersengen man befinner seg og hvilke substanser og partikler/partikkelstørrelser man snakker om. Resulterende netto filtreringseffektivitet uttrykkes gjerne via filterkoeffisienten λ , som angir andelen av innkommende partikler som netto holdes tilbake i et filterlag.

Fastholding/avsetning og løsrivning av partikler med ulik størrelse skjer altså hele tiden (Ginn et al. 1992, Moran et al. 1993), og den relative betydningen av disse mekanismene vil variere med tid og sted i filtersengen, noe som er illustrert i Figur 2-2. Her fremgår det at graden av fastholding (attachment) normalt øker raskt i starten av en filtersyklus (under filtermodningen) etter som avsetningen av partikler og utfellingsprodukter skaper økt overflate og flere adsorpsjons- og fastholdingspunkter for nye partikler/substanser. Etter at modningen er over, avtar fastholdingen gradvis ettersom filterporene tettes til, vannhastigheten gjennom porene øker og oppholdstiden i filtersengen avtar. Graden av løsrivning (detachment) øker normalt gradvis fra starten av en filtersyklus i tråd med økende avsetninger og vannhastighet gjennom filterporene, og et begynnende gjennombrudd vil oppstå når løsrivningen blir lik fastholdingen og etter hvert overstiger denne. Slike gjennombrudd vil normalt oppstå på et tidligere tidspunkt for høye filtreringshastigheter og store partikler.



Figur 2-2 Fastholdings- og løsrivningsforløp over en filtersyklus (Amirtharajah, 2002).

For små partikler vil graden av tilbakeholdelse normalt øke i lang tid etter oppstart av filtreringen (lang filtermodning for små partikler), mens mellomstore og store partikler raskt oppnår høy grad av tilbakeholdelse (kortere modningsperiode). Etter hvert som filtersengen fylles opp, vil imidlertid tilbakeholdelsen av mellomstore og større partikler avta raskere enn for små partikler. Dette innebærer at mellomstore (f.eks. *Cryptosporidium*) og store partikler kan bryte gjennom filtersengen på et tidligere tidspunkt enn små partikler (for eksempel virus).

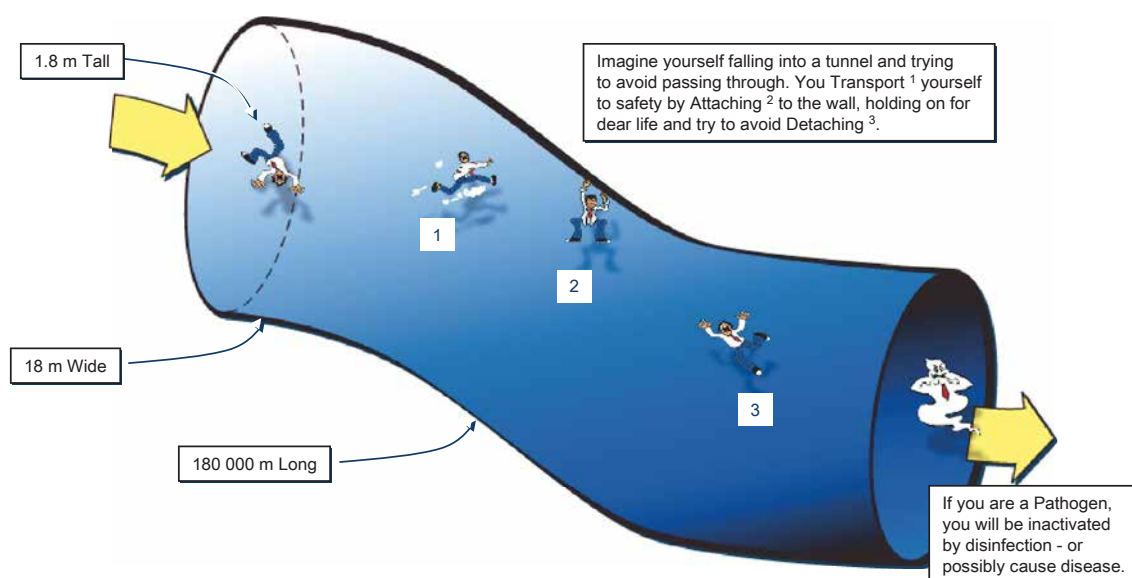
En god forbehandling (koagulering) er uansett partikkelstørrelse ekstremt viktig for å oppnå en effektiv filtrering. Uten effektiv koagulering (destabilisering) vil graden av fastholding være lav i hele filtersyklusen - og filtreringen vil være lite effektiv.

Som en illustrasjon av hva som skjer i en filterseng, kan det være interessant å se litt på relative størrelsesforhold mellom typiske filterporer, filterdybder og partikler som ønskes fjernet:

- Virus (0.02 μm)
- Bakterier (1 μm)
- Cryptosporidium (5 μm)
- Filterporer
 - 1 mm anthrasittkorn (100 μm porevidde)
 - 0.5 mm sandkorn (50 μm porevidde)
- Filterdybde (1 m)

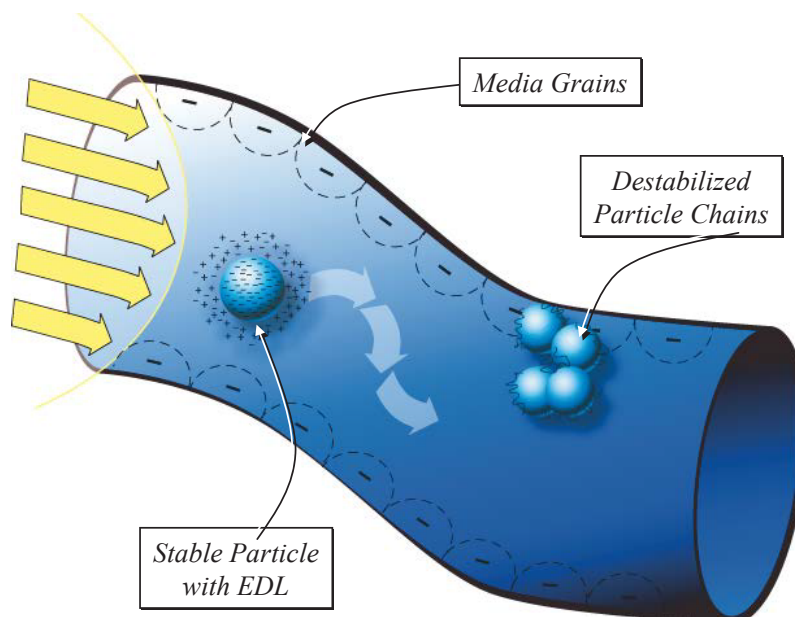
Figur 2-3 illustrerer forholdene inne i en filterseng når en partikkel eller mikroorganisme (bakterie) med størrelse 1 μm er forstørret til menneskestørrelse (1.8 m). Denne bakterien vil da oppleve en 100 μm vid filterpore som en 180 m bred kanal og en filterdybde på 1 m som et 180 km langt poresystem. Figuren illustrerer på en god måte de utallige muligheter for fastholding – og løsrivning – som finnes i en vanlig filterseng.

Uten en god koagulering er imidlertid sjansene små for varig kontakt – og fastholding – mellom partikkel/bakterie og filterkorn. Dette fordi de aller fleste partikler, mikroorganismer og filterkorn har en negativ elektrisk overflateladning ved vanlige vannkvaliteter og nær nøytrale pH-verdier. Humuskolloider vil normalt ha en negativ overflateladning som øker med økende pH fra det såkalte ladningsnullpunktet (zero point of charge, pH_{ZPC}) i pH-området 1-3. Også uorganiske partikler (turbiditet) – og filterkorn av sand og anthrasitt - vil ha en negativ overflateladning ved nær nøytrale pH-verdier. Følgelig vil overflateladningen bevirke at partikler/mikroorganismer og filterkorn frastøter hverandre, og resultatet blir dårlig fastholding og lav filtreringseffektivitet.



Figur 2-3 Illustrasjon av viktige filtreringsmekanismer (transport, fastholding og løsrivning) og størrelsesforhold mellom partikler, filterporer og filterdybder. Modifisert fra Amirtharajah, 2002.

Med en god forbehandling derimot, dvs. en effektiv destabilisering av partikler og filterkorn (Figur 2-4), vil man oppnå en effektiv fastholding inne i filtersengen. Dette fordi den negative overflateladningen reduseres ved adsorpsjon av positive metallioner fra metallbaserte koagulanter, og/eller at det felles ut metallhydroksider. Aluminium- og jernhydroksider har et ladningsnullpunkt i vann (pH_{ZPC}) ved pH nær 8. Under gode forhold (tilstrekkelig koagulantdose og gunstig pH) ligger derved forholdene godt til rette for at slike metallhydroksider kan felle ut på - og rundt - filterkornene (filtersengen har rikelig med kornoverflater og tilstrekkelig oppholdstid for slik utfelling). De utfelte - og positivt ladede - metallhydroksidene vil adsorbere negativt ladede partikler og mikroorganismer. Følgelig kan fastholdingen mellom partikler/mikroorganismer, filterkorn og metall-hydroksider bli svært effektiv.



Figur 2-4 En effektiv destabilisering (koagulering) med nøytralisering av partiklers og mikroorganismers overflateladning (elektrisk dobbeltlag, EDL) er en nødvendig forutsetning for en effektiv filtreringsprosess. Koaguleringen medfører også utfelling av metallhydroksider som kan virke som adsorbent for NOM og andre stoffer i vannet (Etter Amirtharajah 2002)

For å oppnå god barriereeffekt/høy log-reduksjon i slike prosesser er det altså viktig med en effektiv koagulering, dvs. at kornoverflater ("porevegger") og partikler, kolloider, mikroorganismer og patogener gjøres adsorptive/"klebrige" via en effektiv destabilisering/koaguleringsprosess. Metallhydroksidenes betydning i koaguleringsprosessen ble klart demonstrert av Kastl et al. (2004, 2008), som viste at restinnholdet av DOC med svært god tilpasning ($R^2 > 0.996$) kunne modelleres som en adsorpsjon til utfelt metallhydroksid. Modelleringen omfattet 16 anlegg i USA og Australia der man anvendte metallbasert koagulering (Al eller Fe).

Dersom man dimensjonerer og driver filteret med gunstige filterbelastninger og oppholdstider og optimale koaguleringsforhold, og unngår uheldige belastningsvariasjoner som kan lede til periodevis økt erosjon og redusert oppholdstid (EBCT) og derved også økt løsrivning, vil man normalt oppnå svært effektiv fjerning av partikler og mikroorganismer (høye log-reduksjoner). Eksempelvis er konvensjonell filtrering (fullrensing) og direktefiltrering gitt henholdsvis 2.5 og 2 log credits med hensyn til fjerning av *Cryptosporidium* i det amerikanske lovverket. God drift åpner for ytterligere credits. Det er da også publisert studier som viser betydelig høyere log-reduksjoner ved koagulering (se kap. 3).

2.3 Vannkvalitet i filtersenger

I tråd med beskrivelsen av filtreringsmekanismene over, viser den såkalte "basisligningen" for filtrering at andelen partikler som fjernes i et filterlag er proporsjonal med konsentrasjonen av partikler i innløpet til det aktuelle filterlaget:

$$\partial C / \partial L = - \lambda C \quad (2.1)$$

der C = konsentrasjon av partikler inn til et filterlag med tykkelse ∂L (antall/m³)
 λ = filter koeffisienten (m⁻¹)

Filterkoeffisienten har en verdi som vil variere med tid og dybde i en gitt filterseng, og er et uttrykk for filterlagets evne til å holde tilbake partiklene som er tilstede i vannet, dvs. hvilken andel av innkommende partikler som holdes tilbake pr. dybdeenhet av filtersengen.

Filterkoeffisienten avtar med økende filterkorndiameter d , og med økende filtrerings-hastighet v_f . Dette bekreftes av observasjoner i praksis der utløpsvannkvaliteten under ellers like forhold påvirkes negativt av økte filtreringshastigheter og mer grovkornede filtersenger (større filterkorn).

Denne ligningen bekrefter også følgende praktiske observasjoner:

- Siden et filterlag evner å fjerne en viss andel av innkommende partikkelmengde, (bestemt av filterkoeffisienten λ) vil de øverste lag av en nedstrøms filterseng fjerne og holde tilbake/lagre flere partikler enn de underliggende lag. Dette fordi konsentrasjonen av partikler (C) avtar ned gjennom sengen. Tilsvarende vil de nedre deler av en oppstrøms filterseng holde tilbake flere partikler enn lagene over.
- Den ujevne – dog lovmessige i henhold til ligning (2.1) - lagringen med filterdybden som beskrevet under punkt a) forsterkes ytterligere av at man får en gradering fra fine til grove filterkorn nedover i filtersengen og innen de ulike filterlag. Dette fordi store filterkorn synker raskere tilbake på plass enn små etter avsluttet tilbakespyling/ekspansjon av filtersengen. Siden filterkoeffisienten λ øker med avtagende filterkornstørrelse, vil dette medføre at de øverste deler av hvert filterlag (der man har de minste filterkornene), vil få økt effektivitet. Dette vil øke andelen av partikler som fjernes i de øvre filterlag, noe som ytterligere forsterker den ujevne lagringsfordelingen over filterets totale dybde.
- Basisligningen og betraktningene over illustrerer på en god måte fordelene med flermediafiltre og oppstrømsfiltre: To- eller flermedia filtre kan anvende mer grovkornige masser i øvre filterlag. Og økt filterkornstørrelse gir redusert λ , redusert tilbakeholdelse av partikler og redusert trykktap grunnet jevnere lagringsfordeling over filterdybden. For oppstrømsfiltre vil stratifiseringen som skapes av tilbakespylingen gjøre at de største kornene etter hvert havner i de nedre deler av filtersengen. Dette er ideelt fordi filterkoeffisienten da avtar, noe som bidrar til en utjevning av partikkelavsetningene over hele filteret dybde. Dette gir igjen en minimalisering av trykktapet ved tilbakeholdelse/lagring av en gitt mengde partikler. Det ideelle filterseng vil ut fra dette være en seng med en kontinuerlig avtagende kornstørrelse fra grov til fin i vannets strømningsretning.

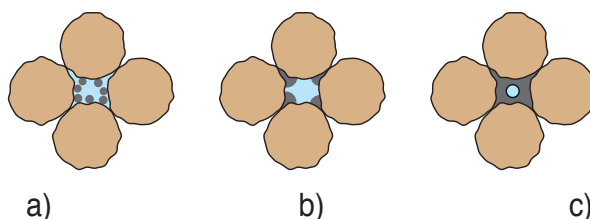
Forholdene som er beskrevet under punkt a-c over ligger til grunn for utviklingen av Filtralite Mono-Multi®, jfr. kapittel 1.4.6. Dette er et filterkonsept basert på bruk av knust Leca der man kombinerer ulike produktkvaliteter for å sette sammen en filterseng med en invers sammenheng mellom kornstørrelse og korndensitet, dvs. filtersenger sammensatt av lag med store korn og lav densitet over lag med små korn og høyere densitet (jfr. også Figur 7-1).

I henhold til Ives (1979), er λ en funksjon av flere parametre:

$$\lambda = \lambda_0 (1 + \beta\sigma/\varepsilon)^y (1 - v_f/\varepsilon)^z (1 - \sigma/\sigma_u)^x \quad (2.2)$$

der λ_0 = initiell filterkoeffisient ved $t = 0$ (ren seng)
 β = geometrisk konstant avhengig av filterkornenes kompaktet
 ε = filterlagets porøsitet
 σ_u = ultimat (maksimum) spesifikk partikkelavsetning
 y, z, x = empiriske konstanter

Uttrykkene i de tre parentesene uttrykker henholdsvis økningen i "aktiv" overflate og derved i λ som følge av partikkelavsetninger og utfellinger på overflaten av filterkornene (y), reduksjonen i total tilgjengelig filterkornoverflate pga. partikkelavsetning i porene (z), og en reduksjon i filter-effektivitet etter som porene fylles med partikler, noe som gir økt vannhastighet gjennom filterporene inntil et punkt der ingen videre avsetning vil skje (x). De tre mekanismene er forsøkt illustrert henholdsvis i Figur 2-5 a, b og c.



Figur 2-5 Effekter av partikkelavsetninger på filterkorn og filterporer i ulike faser av en filtersyklus: a) Like etter spyling, b) i den stabile filtreringsfasen, og c) i gjennombruddsfasen der filterets porer er fylt opp og lagringskapasiteten oppbrukt (Plansnitt, nedstrøms filterseng) (Eikebrokk, 1982).

Fra ligning 2.1 og 2.2 kan kvaliteten på filtrert vann relateres til filterdrift og filterutforming, samt egenskaper ved partikler og filtermaterialer:

$$C = C_0 e^{-\lambda L} \Rightarrow C = C_0 e^{-\lambda_0 (1 + \beta\sigma/\varepsilon)^y (1 - v_f/\varepsilon)^z (1 - \sigma/\sigma_u)^x L} \quad (2.3)$$

Fra denne ligningen fremgår det at kvaliteten på utløpsvannet fra et filter avhenger av kvaliteten på innløpsvannet (C_0), av filterlagets porøsitet og pakningsgrad av filterkornene og derved av kornformen, av filtreringshastigheten, av filterlagets dybde og av tidsavhengige faktorer som forholdet mellom aktuell og maksimal spesifikk avsetning, etc. Absoluttverdier og relativ betydning av de empiriske konstantene x , y and z vil også variere med tiden.

Det var i mange år faglig strid og debatt i faglitteraturen om hvorvidt gjennombrudd i filtre skyldes løsrivning av tidligere avsatte partikler eller innkommende partikler som ikke ble tilbakeholdt ("the Mintz – Ives controversy"). Erkjennelsen er nå at løsrivning er en høyst relevant mekanisme, og basisligningen kan derfor modifiseres til:

$$\partial C / \partial L = -(\lambda_a + \lambda_d) C \quad (2.4)$$

der C = konsentrasjon av partikler i innløpet til et filterlag med tykkelse ∂L
 λ_a = filter koeffisient for fastholding (attachment)
 λ_d = filter koeffisient for løsrivning (detachment)

2.4 Trykktap i filtersenger

Trykktapet i en filterseng øker som følge av partikkelavsetning og tetting av filterporer. Når filtersengen er veldimensjonert og godt tilpasset vannet som behandles, vil trykktapet øke lineært med tiden så fremt andre forhold (primært filtreringshastigheten) holdes konstante. En eksponentiell utvikling av trykktap er et tegn på at fnokkene i for liten grad evner å trenge ned i filtersengen og utnytte dennes dybde, mens en utflatende trykktapsutvikling tyder på gjennombrudd og lekkasje av partikler gjennom filtersengen.

Filtersykluser avsluttes normalt når et eller begge av følgende forhold inntreffer (jfr. Figur 2-1):

1. Ved at det oppstår et (turbiditets)gjennombrudd i filteret, noe som medfører en brå forringelse av utløpsvannkvaliteten. Dette skyldes at filterets lagringskapasitet er oppbrukt under de anvendte prosessforhold (filterdesign, belastning, koagulantdose, polymerdose, osv).
2. Ved at den tilgjengelige trykkehøyden er oppbrukt, dvs. at trykktapet i filteret har nådd sin dimensjonerende verdi, noe som gjør at man ikke lenger kan opprettholde ønsket vannstrøm gjennom filteret

Det fremgår av det ovenstående at det er viktig å overvåke så vel utløpsvannkvalitet som trykktap i slike vannbehandlingsprosesser.

Nedenfor følger en kort og praktisk vinklet gjennomgang av filtreringsteorien med hovedvekt på trykktap og vannkvalitet.

Den hydrauliske gradienten i et filterlag kan beskrives av Darcys lov:

$$dH/dL = v/k_D$$

der H = trykktap over et filterlag med dybde L (m)
 v = filtreringshastighet (m/s)
 k_D = permeabilitet av filterlaget (m/s)

Kozenys ligning gir en mer eksplisitt sammenheng for en ren filterseng:

$$(dH/dL)_0 = 5 \mu v (1-\varepsilon)^2 (6/\psi d)^2 / (\rho g \varepsilon^3)$$

der $(dH/dL)_0$ = initial hydraulisk gradient (tid $t=0$)
 μ = vannets absolutte viskositet (kg/m s)
 ε = filterlagets porøsitet
 ψ = kornform (sfærisitet), (1 for kuler, <1 for avvik fra kuleform)
 d = filterkorndiameter (m)
 ρ = vannets tetthet (kg/m³)
 g = gravitasjon (m/s²)

Ved å summere de initiale hydrauliske gradienter over alle lag i en filterseng, fås det totale initiale trykktapet (ren seng) over filtersengens totale dybde L :

$$\int_0^H dH = 5\mu v \int_0^L (1-\varepsilon)^2 (6/\psi d)^2 / (\rho g \varepsilon^3) dL$$

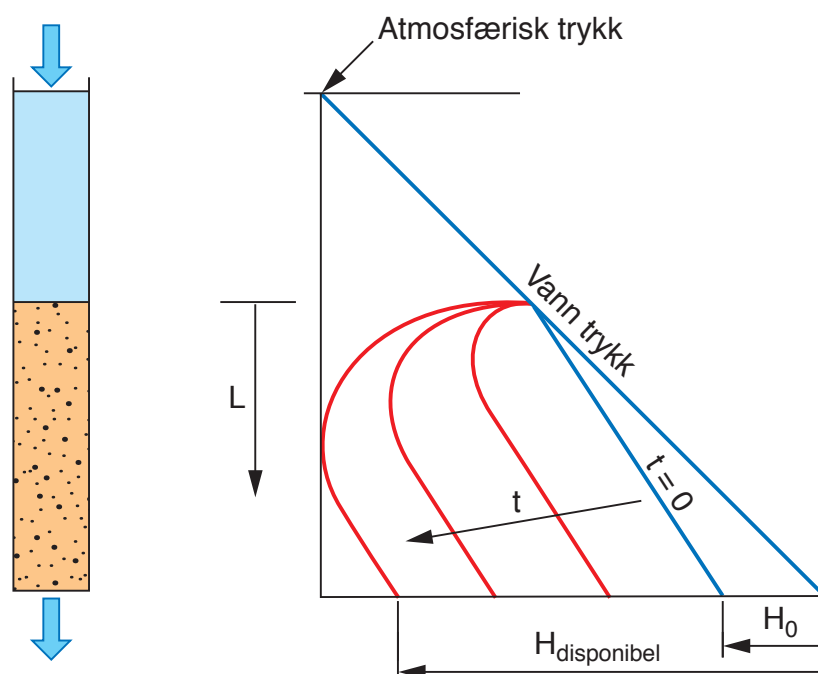
$$H_0 = 5\mu v \int_0^L (1-\varepsilon)^2 (6/\psi d)^2 / (\rho g \varepsilon^3) dL$$

Etter som partikler avsettes i filtersengen, kan trykktapsutviklingen beskrives ved en modifisert Kozeny ligning:

$$\partial H / \partial L = (dH/dL)_0 + k\sigma$$

der σ = tids- og dybdeavhengig spesifikk avsetning (volum av avsetning/enhetsvolum filterseng), og k er en konstant.

Denne ligningen viser at den hydrauliske gradienten til enhver tid og på et hvert sted i filtersengen er en funksjon av den initiale hydrauliske gradienten H_0 (ren seng) og den lokale avsetningen av partikler. Dette gjør at man kan få et godt bilde av fordelingen av avsatte partikler med dybden i en filterseng ved å benytte et sett trykktransmittorer for å måle trykket og beregne trykktapet ved ulike dyp i filtersengen etter som filtreringen pågår (Figur 2-6). Figuren viser det initielle trykktapet H_0 (ren filterseng, $t = 0$) og det totale trykktapet gjennom sengen etter ulike driftstider t . Det totale trykktapet vil etter en tid kunne nå den disponible trykkehøyden (H_{limit}), hvorefter man ikke lenger har noen gradient som kan drive vannet gjennom sengen og filtreringen vil da stoppe opp. Det henvises til kapittel 8.2 for en nærmere omtale av slike trykktapsmålinger.



Figur 2-6 Eksempel på trykktapsfordeling i en filterseng, og utviklingen av denne med tiden. Trykktapsfordelingen (Michau-kurve) gjenspeiler fordelingen av avsetninger og partikler i sengedybden (McEwen, 1998).

2.4.1 Risiko for undertrykk i filtersenger

Dersom man driver en filtreringsprosess så lenge - og til så høye trykktap - at det oppstår undertrykk (dvs. lavere trykk enn atmosfæretrykk) i deler av sengen (jf. Figur 2-6), vil det kunne frigjøres gass (luft) i vannet som mikroskopiske bobler. Dette bør unngås, siden disse små luftboblene vil kunne holde seg lenge i vannmassene og kan påvirke så vel on-line turbiditetsmålinger på utløpet fra filterenheten, som etterfølgende vannkvalitetsmålinger og behandlingstrinn (UV-transmisjon, UV-intensitet, osv.). Siden boblene er små, er de heller ikke alltid lette å luften ut via enkle luftetiltak som vannstandssprang, fossefall, m.v. Forekomst av slike luftbobler kan i tillegg medføre økt trykktap og kapasitetsreduksjon i filteret.

2.4.2 Totalt trykktap og trykktapsfordeling

Integrasjon av ligningene over gir det totale trykktap over filtersengen, og ved et normalt og lineært trykktapsforløp med tiden, kan helningen på linjen uttrykkes som kC_0v (ligning 2.5):

$$H_t = H_0 + k C_0 v t \quad (2.5)$$

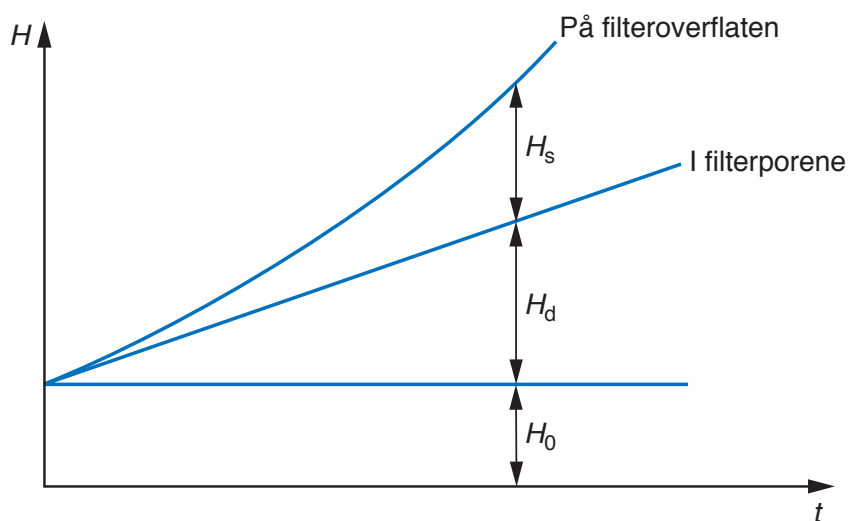
der H_t = trykktap etter tid t (m)
 H_0 = initialt trykktap ved tid 0, dvs. i en ren (nyspylt) filterseng (m)
 k = konstant
 C_0 = konsentrasjon av partikler i innløpsvannet til filteret
 v = filtreringshastighet (m/h)
 t = filtreringstid (h)

Under konstante forhold med hensyn til råvannskvalitet og drift (koaguleringsforhold, dose og pH, filtreringshastighet, etc.), kan denne ligningen forenkles:

$$H_t = H_0 + K t \quad (2.6)$$

der K er en "konstant" som avhenger av egenskapene til de stoffer/partiklene man skal fjerne og filtersengens utforming og egenskaper. Ved testing under identiske betingelser av parallelle filtre som mottar det samme innløpsvannet og samme type og mengde stoffer og partikler, vil ulike egenskaper i filtersengen gi seg utslag i ulike K -verdier, normalt på grunn av ulik fordeling av partikkelavsetningene med filterdybden.

Den lineære sammenhengen mellom trykktapsutvikling og filtreringstid er illustrert i Figur 2-7. Dette er den typiske normalsituasjonen. Men figuren viser også en situasjon med eksponentielt trykktapsforløp, noe som er typisk for en situasjon der partiklene i stor grad lagres på filteroverflaten eller i de aller øverste filterlag. Dette er typisk for en situasjon der den valgte filtersengen ikke er godt nok tilpasset vannet som skal filtreres og de partikler som skal fjernes. Slike eksponentielle trykktapsforløp skyldes ofte at partiklene/fnökkene er for store (f. eks. grunnet ugunstig flokkulering) og/eller for sterke (f. eks. grunnet overdosering av polymer) til å kunne trenge ned i - og utnytte - også de dypere lag av filtersengen.



Figur 2-7 Typisk trykktapsforløp ved avsetning av partikler i filterporene (lineært), og ved avsetninger som et teppe på eller nær filteroverflaten (eksponentielt forløp) (McEwen, 1998).

Mange eksisterende anlegg har installert trykktransmittere i sine filterenheter. Noen anlegg måler differansetrykket over filtersengen (Figur 2-8). Andre anlegg har trykkmåling bare i bunnen av filteret, og kan ut fra dette - sammen med måledata for vannstanden i filterbassenget - beregne det totale trykktapet gjennom hele filteret. Andre anlegg har installert flere trykktransmittere fordelt over filtersengens dybde (gjerne nær grenseflater mellom ulike filterlag), og kan derved også beregne trykktapsfordelingen over filterdybden - og over ulike filterlag. Dette kan gi verdifull informasjon om filterdrift og filtertilstand.

Det viser seg imidlertid ofte at data fra slike trykktransmittere i liten grad anvendes for overvåkings- og optimaliseringsformål. Dette kan være fordi transmitterne ikke er godt nok plassert, kalibrert og/eller vedlikeholdt eller fordi signalene er behandlet og presentert på en uhensiktsmessig form i driftskontrollsystemet, slik at de er lite anvendbare og formålstjenlige for vurderinger av filterdrift slik som beskrevet over.



Figur 2-8 Differansetrykkmåler for en filterenhet.

2.4.3 Bruk av trykktapsdata

Det initielle trykktapet (H_0) ved ren (nyspylt) filterseng bør holde seg relativt konstant over tid når driftsforholdene er de samme (samme filtreringshastighet). En overvåkning av H_0 over tid vil derfor kunne være et godt verktøy for vurdering av filtertilstand og spyleeffektivitet. Dersom man finner at det initielle trykktapet viser en økende trend, bør man iverksette tiltak for en mer effektiv spyleprosess eller inspisere filtersengen med tanke på forstyrrelser i lagdeling, sammenblanding av filterlag, forstyrrelse av støttelag, gjentetting av filterdyser, m.v. Mer om dette i kapittel 7 og 8.

Data fra trykksensorer bør generelt anvendes i langt større grad enn tilfellet er i dag. Slike trykkmålere må jevnlig kontrolleres og kalibreres. Sammen med varighetskurver for turbiditet kan - og bør - trykktapsdata og trender i trykktap for hvert enkelt filter utvikles til å bli nyttige diagnoseverktøy for filterdrift og filtertilstand. Det henvises til kapittel 4 og 5 for nærmere beskrivelser av dette.

2.4.4 Filtreringshjelpemidler

Bruk av små mengder (godkjente) polymerforbindelser som filtreringshjelpemiddel forut for filtertrinnet har vist seg som et svært effektivt virkemiddel for å øke fnokkstyrke og fastholding i filtersengen, noe som kan øke filtersykluslengden betydelig før det oppstår gjennombrudd. Slik polymerbruk kan således også tillate økt filtreringshastighet uten at filtersykluslengden reduseres til et uønsket lavt nivå (< 6-8 timer) og derved gi betydelig økt kapasitet i anlegget. Bruk av slike filtreringshjelpemidler medfører imidlertid at trykktapsutviklingen skjer raskere. Man tilstreber en driftssituasjon der trykktapsterminering og gjennombrudd skjer om lag samtidig, noe som betyr at filtersengen er nær optimalt utnyttet.

Foruten å være et effektivt hjelpemiddel som kan tillate bruk av høyere filtreringshastighet og derved gi økt kapasitet, er polymerbruk og polymerdose et enkelt og rimelig verktøy for å optimalisere filterdrift og filtersykluser: 1) Dersom man befinner seg i en driftssituasjon der turbiditetsgjennombrudd terminerer filtersyklusen, vil en økt polymerdose normalt utsette gjennombruddstidspunktet, og 2) dersom trykktapet i utgangspunktet terminerer filtersyklusen, vil en redusert polymerdose gi en langsommere trykktapsutvikling - og derved forlenge filtersyklusen.

Ulempen og risikoen med slik polymerbruk ligger i første rekke i det faktum at en overdosering vil kunne gi en raskere trykktapsutvikling, ved at fnokker og fastholdingskrefter kan bli så sterke at partikkellagringen primært skjer i de øvre filterlag. Foruten å øke det totale trykktapet unødig mye, kan en slik overdosering av polymer også gi undertrykk og påfølgende frigivelse/dannelse av luftbobler inne i filtersengen. Det kan også bidra til at det blir vanskeligere å opprettholde en effektiv tilbakespyling/rengjøring av filteret over tid, noe som kan bidra til dannelse av slamklumper (mudballs). Slike mudballer vil med tiden normalt ende opp i grenseflaten mellom filterlag, for eksempel mellom antrasittlaget og sandlaget, og vil etter hvert påvirke filterdrift, vannkvalitet og tilbakespylingsprosesser i negativ retning.

Ut fra erfaringer fra flere koaguleringsanlegg ser det ut til at polymerdosen bør holdes på et så lavt nivå som mulig/nødvendig (anslagsvis < 0.15-0.2 mg/L) for å unngå mudballdannelse. Forekomst av slike sammenkittede klumper bestående av filterkorn og slam påvirker filterdriften negativt, og dette er én av flere gode grunner til at man bør foreta jevnlig inspeksjoner av filtersengens tilstand (mer om dette i kapittel 7 og 8).

3. KRAV TIL KOAGULERINGSANLEGG

3.1 Krav og vurderingskriterier

3.1.1 Generelle vannkvalitetskrav

Den norske drikkevannsforskriften av 2001, som bygger på EUs Drikkevannsdirektiv, setter en rekke krav til rentvannskvalitet. Oppfyllelse av disse kravene gjelder uansett hvilken vannbehandlingsteknologi som anvendes.

Drikkevannsforskriften krever også at det skal være minst 2 hygieniske barrierer til stede i alle godkjenningspliktige vannforsyningssystemer, dvs. systemer som forsyner mer enn 20 husstander (50 personer).

Tabell 3-1 angir noen av de mest sentrale fysisk/kjemiske vannkvalitetskrav i drikkevannsforskriften.

Tabell 3-1 Drikkevannsforskriftens krav til noen sentrale vannkvalitetsparametere relevant for denne vurderingen.

Parameter	Grenseverdi	Kommentar
Farge (mg Pt/L)	20	
Turbiditet (FNU)	1 4	Ut fra behandlingsanlegg Hos abonnent
Aluminium (mg Al/L)	0.2	
Jern (mg Fe/L)	0.2	
pH	6.5 – 9.5	Vannet skal ikke være korrosivt
TOC (mg C/L)	5.0	

Det vil være naturlig for koaguleringsanlegg å legge seg på betydelig bedre kvalitet enn dette. De fleste anlegg bør kunne ta sikte på fargetall ≤ 5 , turbiditet $\leq 0,3$ og restmetall gjerne under 0,1 mg/l.

3.1.2 Krav til hygienisk sikkerhet og barriereindikatorer

I tillegg til de generelle kravene vist over, angir Veilederen til Drikkevannsforskriften hvilke krav som må være oppfylt for at ulike vannbehandlings- og desinfeksjonsmetoder skal anses som en hygienisk (sikkerhets)barriere.

Indikatorparameterne for koagulering som hygienisk barriere omfatter turbiditet/partikkelinnhold fra enkeltfiltre, farge, TOC og restmetall. Parameterverdiene er betydelig strengere enn de generelle vannkvalitetskravene vist i Tabell 3-1.

Det henvises til kapittel 4 for en nærmere beskrivelse av barriereindikatorer og parameterverdier for koaguleringsanlegg.

De (minst to) hygieniske barrierene som kreves i norske godkjenningspliktige vannforsyningssystemer kan ligge i kilden, i vannbehandlingsprosessen eller i desinfeksjonstrinnet. Hygieniske barrierer overfor ulike typer mikroorganismer i form av vannbehandling er definert slik i veilederen: En hygienisk barriere er en fysisk eller kjemisk hindring som gir minst 99.9 % (3-log) fjerning eller inaktivering av bakterier og virus, og minst 99 % (2-log) fjerning eller inaktivering av parasitter. For at en prosess skal kunne betraktes som barriere mot *Cryptosporidium* eller *Giardia* kreves altså at den gir minst 2-log (99 %) fjerning eller inaktivering av den aktuelle parasitten. Disse parasittene har nylig gitt store vannbårne sykdomsutbrudd i henholdsvis Østersund (2010) og Bergen (2004).

Vannbehandling med koagulering betraktes i denne forbindelse som barriere mot *Crypto* og *Giardia* (dvs. gir minst 2 log fjerning), forutsatt at vannbehandlingen oppfyller spesifiserte barriereindikatorkrav (se kapittel 4, Tabell 4-2).

På samme måte som i Norge (jf. Tabell 3-2) har man også i flere andre land relatert barriereeffekt til anvendt teknologi og oppnådd vannkvalitet. WHO/IWA angir eksempelvis at en kombinasjon av koagulering, flokkulering, sedimentering og dybdefiltrering under optimale forhold kan gi en reduksjon på 4-log eller bedre av protozoiske parasitter som *Giardia* og *Crypto*.

I USA har man vurdert en rekke teknologier i forhold til grad av hygienisk sikkerhet ved at de ulike renseteknologier tilegnes ulike "credits" i forhold til renseeffekt/log-reduksjon av *Giardia* og *Cryptosporidium*. Direktefiltrering er i USA kreditert med 2 log-reduksjon, mens konvensjonell filtrering (i.e. sedimentering og filtrering) er gitt en 2.5 log credit. Hovedbegrunnelsen for denne forskjellen er at direktefiltrering anses mer avhengig av optimal drift, god operatørkompetanse, etc. Det skal bemerkes at verken flotasjon eller kontaktfiltrering er vurdert spesifikt i denne sammenhengen. For norske forhold burde særlig kontaktfiltrering vært gjenstand for en grundigere vurdering av barriereeffekt grunnet den store utbredelsen denne metoden har. Dette også fordi man ikke kan se bort fra at metoden kan ha hygieniske fordeler fremfor konvensjonell filtrering/fullrensing på grunn av den effektive fjerningen/log-reduksjonen man kan oppnå i kontaktfiltersenger med høyt innhold av adsorberende metallhydroksider.

Den norske drikkevannsforskriften ble revidert siste gang 1. januar 2001. Veilederen til drikkevannsforskriften ble nylig revidert (2011), men uten at man foretok noen endringer i de barriereindikatorverdier som er presentert i Tabell 3-2.

3.1.3 Krav om ressurseffektivitet og bærekraft

I tillegg til å oppfylle de generelle og sikkerhetsrelaterte vannkvalitetskrav, er det et stadig sterkere samfunnskrav at driften også må være ressurseffektiv og bærekraftig.

For koaguleringsanlegg innebærer dette blant annet at kjemikaliebruken skal være tilpasset råvannskvalitet og ledningsnett på en slik måte at:

- a. kjemikalier ikke går til spille eller brukes unødig
- b. at det ikke brukes unødig store mengder vann/spylevann ("low water footprint")
- c. at det ikke dannes unødig store mengder slam/avfall, drivhusgass, m.v.
- d. at driftskostnadene ikke blir høyere enn nødvendig for å ivareta gjeldende krav til vannkvalitet, hygienisk barriereeffekt og en sikker og ressurseffektiv drift

3.1.4 Benchmarking

The International Water Association (IWA) har nylig revidert sin definisjon av benchmarking ("sammenligningsstudier"). Man forlater tidligere betegnelser som "metric benchmarking" og "process benchmarking" til fordel for et nytt rammeverk for benchmarking som nå består av to etterfølgende trinn (www.iwawaterwiki.org):

1. Vurdering av dagens drift/ytelse ("performance assessment")
2. Forbedringstiltak/optimalisering ("performance improvement")

IWA sier videre: "Benchmarking aims at improving performance, a search that never ends. Therefore, benchmarking is not a single action but a continuous, cyclical process." "Benchmarking is a tool for performance improvement through systematic search and adaptation of leading practices."

Dette innebærer at vurderinger av driftsforhold med tanke på statuskartlegging og optimaliseringstiltak faller inn under IWAs nye definisjon av benchmarking.

For at slik benchmarking skal ha nytteverdi i forbindelse med god drift og optimalisering av koaguleringsprosesser, kreves det at benchmarkingen er tilstrekkelig finmasket og at den er prosessorientert. Vanlige former for benchmarking, der man sammenligner med eget anlegg med andre "tilsvarende" anlegg, vil imidlertid alltid ha store begrensninger i form av det unike og stedsspesifikke som ligger i hvert enkelt anlegg med nedbørfelt og råvann, variasjoner i råvannskvalitet, utforming og drift av vannbehandlings- og distribusjonssystem, driftsforhold, operatørstab, kompetanse, m.m.

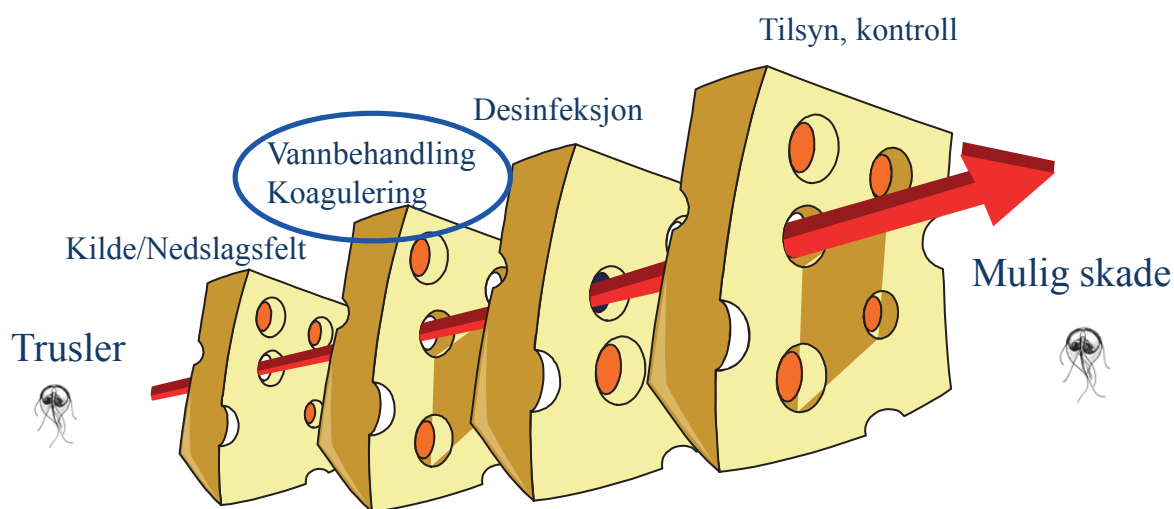
For optimaliseringsformål synes derfor en "intern" benchmarking mer formålstjenlig. I dette ligger at man – på ett og samme anlegg - sammenligner dagens driftsstatus med en situasjon der driften er nær optimal/best mulig. Dette krever kartlegging av en optimal driftssituasjon. Anbefalte prosedyrer for slik optimalisering av koaguleringsanlegg er beskrevet i Norsk Vann-rapport 189-2012.

4. KOAGULERING SOM BARRIERE

Det er godt dokumentert i litteraturen at koaguleringsanlegg kan utgjøre en meget effektiv barriere dersom driften er optimal.

Hvilken barriereeffekt eller log-reduksjon som oppnås i et gitt koaguleringsanlegg vil være avhengig av så vel design som drifts- og belastningsforhold. Siden filtertrinnet normalt utgjør sluttseparasjonen, er filterfunksjonen svært viktig for hvilken utløpsvannkvalitet og barriereeffekt som oppnås. Råvannskvaliteten og forbehandlingen av vannet forut for filtertrinnet er imidlertid helt avgjørende for hvor godt et filter fungerer (Figur 4-1).

Viktigheten av et godt samvirke mellom filterenheten og vannbehandlingen forut for denne kan illustreres via et sitat fra en nå avdød filtreringsekspert: *"There is no such thing as a good filter – it depends on the water to be filtered"* (Ives, 1979).



Figur 4-1 Illustrasjon av hygieniske barrierer i vannforsyningen. En koaguleringsbarriere kan illustreres som en roterende osteskive: En mikroorganisme eller en partikkel kan nå og da treffe et hull i osteskiven, noe som gir en svikt i koaguleringsbarrieren. Slik barrieresvikt kan eksempelvis oppstå som følge av ikke-optimale koaguleringsforhold (dose og pH), og under perioder med støtbelastninger, filtermodning og gjennombrudd.

4.1 Barriereindikatorer

Innholdet av mikroorganismer og patogener i råvann kan ofte være lavt og sterkt varierende over året. En direkte måling/verifisering av hvorvidt ulike vannbehandlings- og desinfeksjonsmetoder oppfyller barrierekravene i den norske drikkevannsforskriften (3-log reduksjon for bakterier og virus, og 2-log for parasitter), vil derfor innebære betydelige utfordringer med hensyn til representativ prøvetaking, valg av testorganismer og analyse.

Drikkevannsforskriftens veileder (Tabell C) angir indikatorparametere for hygieniske barrierer med tilhørende verdier (grenseverdier) for ulike vannbehandlings- og desinfeksjonsmetoder, herunder også for koaguleringsprosesser som vist i Tabell 4-1. Disse verdiene må derfor være oppfylt for at koaguleringen skal anses å utgjøre en hygienisk barriere.

Tabell 4-1 Indikatorparametere og parameterverdier for hygieniske barrierer i koaguleringsanlegg (Utdrag fra Tabell C i veilederen til drikkevannsforskriften).

Parameter	Verdi	Kommentar
For vannbehandling med koagulering:		
Aluminium (mg Al/L)	< 0.15	Når Al brukes som koaguleringsmiddel
Jern (mg Fe/L)	< 0.15	Når Fe brukes som koaguleringsmiddel
Farge (mg Pt/L)	< 10	Bør normalt være < 5 ved Al eller Fe-koagulering
TOC (mg C/L)	< 3.0	
Turbiditet (FNU)	< 0.2	Utløp fra hvert enkelt filter. Bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter
Partikkelantall (1/mL) 2-400 µm	< 500	Utløp fra hvert enkelt filter. Bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter

Av de barriereindikatorparametere som er nevnt i Tabell 4-1, er turbiditet den klart mest anvendte (Figur 4-2). Dette fordi utløpsturbiditeten fra et filter normalt er svært følsom for endringer i koaguleringsforhold og øvrige driftsbetingelser, og fordi slike on-line turbiditetsmålere er relativt rimelige i anskaffelse. De er også driftssikre, med relativt lave behov for vedlikehold og kontroll/rekalibrering.



Figur 4-2 On-line turbiditetsmåling på utløpet av hver filterenhet.

Det skal knyttes noen kommentarer til de ulike indikatorparametere for koaguleringsbarrierer slik de er angitt i Veilederen til Drikkevannsforskriften:

1. I alkaliske filterlag vil metaller normalt felle ut og fjernes svært effektivt, spesielt jern. For anlegg med slike filtre er det derfor ikke gitt at et lavt restmetallinnhold nødvendigvis er en god indikator for god drift - og en effektiv koaguleringsbarriere. Her trengs mer dokumentasjon.
2. Turbiditet – i tillegg til å være en rimeligere og bedre on-line driftskontrollparameter – vil normalt være betydelig mer følsom for ugunstige drifts- og koaguleringsbetingelser enn farge og TOC. Dette gjelder også i de kritiske filtermodnings- og gjennombruddsfaser.
3. Som vist senere i rapporten (kap. 4.3), kan fjerningen av flere typer indikatororganismer og patogener bli betydelig redusert ved en økning av filterutløpsturbiditeten fra 0.1 til 0.2 NTU. Norske erfaringer tilsier at godt drevne

koaguleringsanlegg som regel oppnår turbiditeter på 0.1 NTU eller lavere i en stor del av driftstiden.

4. Utløpsturbiditeten bør holdes så lav som mulig også av hensyn til ledningsnett og de prosesser som foregår der. Dette fordi selv lave turbiditetsnivåer (< 0.2 NTU) har vist seg å kunne bidra betydelig til nedslamming av ledningsnett, med avsetninger "soft deposits" som kan øke vekst og overlevelse av mikroorganismer, og således redusere kranvannets bruksmessige og hygieniske kvalitet (Zacheus et al. 2001; Vreeburg et al. 2008)
5. Den norske drikkevannsforskriften/veilederen angir ingen krav til barriere-stabilitet, dvs. for hvor stor andel av driftstiden (eller vannproduksjonen) de angitte verdier må være oppfylt (f.eks. 95, 99 eller 99.9 %). Slike stabilitetskrav er innbakt i de amerikanske barrierevurderinger og log-krediteringer, som vist i Tabell 4-2. Norsk Vann-rapport 170/2009 om god desinfeksjonspraksis bygger i stor grad på de samme grunntanker, prinsipper og erfaringer som er angitt i det omfattende amerikanske lovverket på dette feltet, og har adoptert diverse vurderingskriterier og krediteringer derfra.

Tabell 4-2 Log-kreditter for utløpsturbiditeter fra samlestock (Combined Filter Effluents, CFE) og fra enkeltfiltre (Individual Filter Effluents, IFE) (USEPA, 2010; Bishop and Becker, 2012)

Prøve/Målested	Log-kreditt	Kriterier for å oppnå angitt log-kreditt
Samlestock (CFE)	0.5	≤0.15 NTU i minst 95 % av månedlige prøver
Enkeltfiltre (IFE)	0.5 (i tillegg til samlestock-kreditt)	≤0.15 NTU i minst 95 % av prøvene, og ingen verdier > 0.3 NTU i to påfølgende målinger

På bakgrunn av ovenstående punkter bør Mattilsynet vurdere å skjerpe veilederens barriereindikatorverdi for utløpsturbiditet fra enkeltfiltre fra 0.2 til 0.1 NTU. Samtidig bør det vurderes innført et stabilitetskrav til denne barriereindikatoren, forslagsvis at parameterverdien for utløpsturbiditet skal være oppfylt i minst 95 % av driftstiden evt. for minst 95 % av vannproduksjonen fra den aktuelle filterenhet.

Det anbefales videre at utarbeidelse av varighetskurver for utløpsturbiditet fra enkeltfiltre legges inn som en output fra driftskontrollsystemet. Dette vil være et godt hjelpemiddel i den daglige driften, bl.a. for å avdekke frekvens og grad av barrieresvikt samt eventuelle avvikende driftssituasjoner og filterenheter. I tillegg vil slike varighetskurver forenkle såvel internkontrollen som Mattilsynets tilsyns- og kontrollfunksjon.

Selv om slike varighetskurver for utløpsturbiditet fra enkeltfiltre er gode verktøy for vurdering og dokumentasjon av barriereeffekt og barrierestabilitet, vil en "automatisk" og fortløpende generering av slike varighetskurver fra driftskontrollsystemet by på noen utfordringer. Disse ligger primært i hvordan man kan "filtrere bort" feilaktige data/feilmålinger som er generert under perioder med strømutfall, instrumentsvikt, kalibrering, manglende/utilstrekkelig vannstrøm gjennom instrumentet, etc. Det kreves også pålitelige og driftssikre turbidimetre samt gode driftskontrollsystemer som er programmert slik at resultatene håndteres og presenteres på en formålstjenlig måte.

Et alternativ og/eller supplement til slike varighetskurver er at driftskontrollsystemet genererer et alarmsignal når barriereindikatorverdien for turbiditet overskrides (0.2 NTU). Antallet slike alarmsignaler kan overvåkes og telles opp, noe som også gir en indikasjon på filterets barriereeffektivitet og – stabilitet.

Både varighetskurver og alarmgenerering/-telling må baseres på data generert i perioder der anlegget produserer rentvann til forbruk - perioder med filtermodning der filterutløpsvann sendes til avløp må ekskluderes fra datagrunnlaget. Rutinene for avviksbehandling (dvs. høye turbiditetsnivåer og indikasjoner på barrieresvikt) bør fremgå av anleggets driftsinstruks/internkontrollsystem og inngå i en kontinuerlig prosess for forbedring av driften.

Hva gjelder barrierer og barriereindikatorer så skiller ikke den norske veiledningen mellom ulike typer koaguleringsanlegg. Barrieredefinisjonen ligger fast for alle vannbehandlings- og desinfeksjonsprosesser (3-log for bakterier og virus; 2-log for parasitter) og barriereindikatorverdiene for koaguleringsanlegg er de samme for konvensjonell filtrering ("fullrensing"), direktefiltrering eller kontaktfiltrering, og barriereindikatorparameterne og parameterverdiene er også de samme for de ulike utforminger av koaguleringsprosessen. Dette avviker fra eksempelvis det amerikanske lovverket (USEPA 2000x), som gir konvensjonell filtrering og direktefiltrering ulike log-kreditter for parasitter, henholdsvis 2.5 og 2.0. Det amerikanske lovverket nevner ikke spesifikt hverken kontaktfiltrering eller "enhanced coagulation" i denne sammenheng, men gir altså som tidligere omtalt (Tabell 3-2) tilleggskreditt for stabilt lave utløpsturbiditeter fra såvel samlestock som enkeltfiltre.

4.2 Når kan koaguleringsbarrierer svikte?

Svikt i koaguleringsbarrierer kan oppstå som følge av uheldig prosessutforming og ikke-optimal drift, jf. Figur 2-1 og 4-1. Men det er også flere situasjoner som kan forårsake barrieresvikt:

1. Hel eller delvis svikt i koaguleringen (ikke-optimale verdier for koagulantdose og/eller koagulerings-pH)
2. Under filtermodning
3. Ved gjennombrudd i filtre
4. I perioder med støtbelastninger og (brå) hastighetsøkninger i filtertrinnet (eksempelvis ved innfasing av råvannspumper/pumpetrinn, og ved spyling av parallelle filterenheter)
5. Returstrømmer med ugunstig mengde og/eller sammensetning (spyleslam/slambehandling)
6. Mangelfull filterspyling og/eller dårlig filtertilstand (én eller flere filterenheter)
7. Utilstrekkelig prosessovervåking, styring og kontroll (mangelfull tilpasning av driftsbetingelser til endringer i råvannskvalitet, belastningsforhold, etc)

Noen av de hygienisk sett mest kritiske driftsfaser for utløpsvannkvalitet i koagulerings- og filtreringsprosesser ble illustrert i figur 2-1, som illustrerte typiske effekter på filtratkvaliteten av filtermodning, belastningsøkninger og gjennombrudd. Slike perioder vil representere økt risiko for svikt i den hygieniske barriereeffekten. En mangelfull eller sub-optimal koagulering (feil pH, for lav koagulantdose, etc) vil medføre at turbiditetskurven i figuren flater ut på et høyere nivå.

Uten koagulering er et dybdefilter å betrakte som et enkelt fysisk vannbehandlingstrinn uten noen effektiv barrierevirkning. Derfor blir koaguleringen og driften av dette prosesstrinnet et viktig punkt i en hygienisk sammenheng. Mindre enn 1 log reduksjon av *Cryptosporidium* er observert i GAC-filtre og i to- og tremediafiltre uten koagulering. Likeledes finnes mange rapportert om betydelige reduksjoner i rensegrad under perioder med svikt i koaguleringen (Emelko 2001, Logsdon et al. 1981).

Emelko (2001) observerte i laboratorieforsøk ingen særlig forskjell i rensegrad for *Cryptosporidium* i to-media og tremedia filtre. Man oppnådde > 5 log reduksjon under stabil drift, 0.5-1 log redusert renseeffekt under filtermodning og > 3 log redusert renseeffekt under perioder med sviktende koagulering. Pilotforsøk viste en

renseeffektivitet i området 1.3-5.5 log under en periode med 40-60 % reduksjon i koagulantdose. For turbiditetsverdier < 0.3 NTU ble imidlertid renseseffekten som følge av redusert koagulantdose aldri redusert med mer enn 1 log sammenlignet med stabil drift. Av Emelkos konklusjoner skal nevnes følgende:

- Fjerning av *Crypto* var ikke signifikant forskjellig i to eller tremediafiltre, hverken under stabil drift, i perioder med hydraulisk støtbelastning eller i perioder med underdosering av koagulant.
- Under stabile forhold med turbiditet < 0.1 NTU og partikkelinnhold < 25 partikler/mL, kunne man oppnå > 4.5 log reduksjon av *Cryptosporidium* ved filtrering. Ved to av de tre pilotanleggene ble det oppnådd > 5 log reduksjon selv med vanntemperaturer så lav som 1 °C.
- Under filtermodning ble renseseffekten av *Crypto* redusert med 0.5-1 log i forhold til stabil drift
- Ved gjennombrudd i filteret ble renseseffekten for *Cryptosporidium* redusert med 3-4 log relativt til stabil drift. Dette var tilfellet selv om turbiditeten fortsatt var lav (< 0.1 NTU).
- I perioder med full svikt i koagulantdoseringen ble renseseffekten for *Cryptosporidium* redusert med > 4 log relativt til stabil drift både i tomedia og tremedia filtersenger. Ved anlegg som benytter høye koagulantdoser (NOM-fjerning) resulterte en koagulantsvikt på noen timer i at renseseffekten ble redusert med mer enn 3 log. En svikt i koagulantdosering med varighet på flere filtersykluser medførte imidlertid at man ikke oppnådde noen som helst reduksjon av innholdet av *Cryptosporidium*.
- Suboptimal koagulering (som kan oppstå som følge av variasjoner i råvannskvalitet) ga betydelig redusert fjerning av *Cryptosporidium*, selv med turbiditet lavere enn 0.3 NTU. Koaguleringsbetingelsene bør derfor justeres så snart som mulig når råvannskvaliteten endrer seg.
- Brå økninger i filtreringshastighet ga varierende resultater med hensyn til renseseffekten. I de fleste tilfeller var effektene små.

Swaim et al. (1996) fant en reduksjon i rensesgrad for cyster på 0.5-1 log under filtermodning sammenlignet med den stabile filtreringsfasen. Til tross for dette var rensesgraden under modning > 3 log. Baudin and Lainé 1998 fant tilsvarende reduksjon i rensesgrad (1 log) for oocyster under filtermodning.

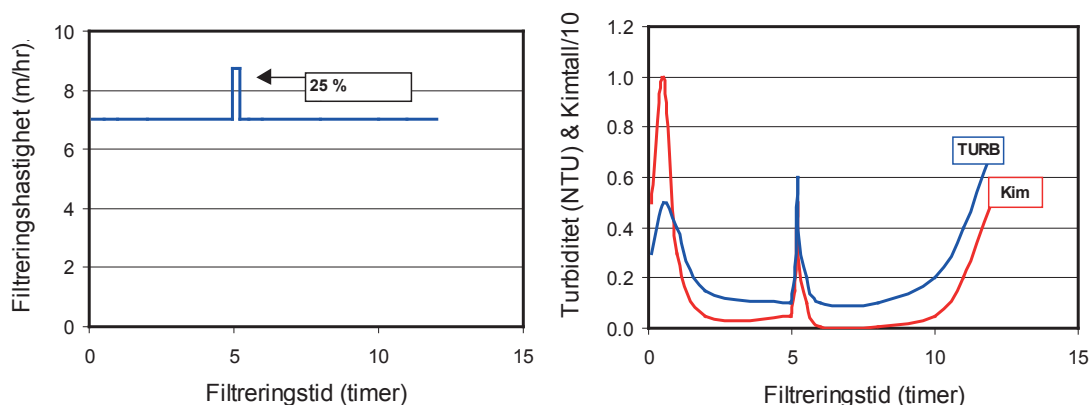
4.2.1 Effekter av belastningstopper på filteret

Brå økninger av filtreringshastighet vil forstyrre likevekten i filtersengen mellom fastholding og løsrivning, noe som vil medføre økt utløpskonsentrasjon av partikler/turbiditet, mikroorganismer, osv. Emelko (2001) påviste at en brå økning i filtreringshastighet fra 6.5 til 8.1 m/h (25 %) i løpet av et minutt ca 25 timer inne i en filtersyklus, medførte økt turbiditet og partikkelinnhold i en periode på ca. 30 minutter.

Logsdon et al. (1981) viste at 50-150 % økning i filtreringshastighet i tilfeller der fnokkene ikke var forsterket med flokkulerings- eller filtreringshjelpemidler (filter aids/polymerforbindelser), resulterte i en økt passasje av *Giardia* cyster som var betydelig høyere enn økningen i turbiditet. Bruk av filtreringshjelpemidler (polymertilsats) synes ellers ikke å bedre fjerningen av cyster, selv om turbiditeten ble redusert. Dette forklares ved at polymerforbindelsene primært fjerner turbiditets-skapende partikler i andre størrelseskategorier enn parasittcystene. Videre synes fjerningen av cyster å være lite påvirket av nivået for filtreringshastighet.

Logsdons observasjoner bekreftes av resultater fra pilotforsøk med koagulerings-kontaktfiltrering av norske humusvann (Eikebrokk, 2002) der en 25 % økning i filterbelastning ga en signifikant økning av turbiditet og kimtall i utløpsvannet (Figur 4-3). En slik økt filterbelastning – og en tilhørende barrieresvikt – vil eksempelvis kunne oppstå når ett av 5 filtre tas ut av produksjon for tilbakespyling, mens den totale

vannstrømmen opprettholdes på samme nivå og fordeles jevnt på de gjenværende 4 filtre.



Figur 4-3 Effekt av økt filtreringshastighet på turbiditet og kimtall i utløpsvann fra et tomedia anthrasitt-sandfilter der råvannet er koagulert med aluminiumsulfat (Eikebrokk 2001).

Belastningsvariasjoner på et filtertrinn bør minimaliseres så langt det er mulig. Blant aktuelle tiltak kan nevnes følgende:

- Bygg inn tilstrekkelig store buffervolumer (utjevnings- og rentvannstanker, høydebassenger, m.v.) slik at disse i stor grad kan jevne ut forbruksvariasjonene
- Innfør styrsopplegg som hindrer/reducerer støtbelastninger, f.eks. redusert vannføring under filterspyling uten økt belastning på gjenværende filterenheter
- Anvend frekvensstyrte, gradvise pumpepådrag/ventilåpninger
- Kombiner overnevnte tiltak

4.2.2 Filterdesign og barriereeffekt

Al-Ani et al. (1986) utførte pilotstudier på råvann med lav turbiditet. Med hensyn til filterets mikrobielle funksjon konkluderte man som følger:

- Direktefiltrering ga samme utløpsvannkvalitet som kontaktfiltrering
- To-media anthrasitt-sandfiltrering ga samme resultat som én-media sandfiltrering
- Temperaturnivået (5 og 18 °C) påvirket filtratkvaliteten kun i liten grad
- En økning av filtreringshastigheten fra 5 til ca. 20 m/h økte turbiditeten i filtrert vann, men påvirket i liten grad renseseffekten for *Giardia*, totale koliforme bakterier og heterotrofe bakterier

Nieminski and Ongerth (1995) undersøkte fjerning av *Cryptosporidium* oocyster og *Giardia* cyster i direktefiltreringsanlegg og konvensjonelle filteranlegg over en to-årsperiode i pilot og full skala. Man fant følgende:

1. Det ble oppnådd høye log-reduksjoner av *Giardia* og *Cryptosporidium* når anleggene ble drevet slik at turbiditeten i filtrert vann var lav (0.1-0.2 NTU)
2. Under optimale prosessbetingelser ble det oppnådd en midlere fjerning av *Giardia* på 3.3 log eller høyere. Tilsvarende tall for *Cryptosporidium* var 2.3 log eller høyere.
3. Tallene over var ikke påvirket av hvorvidt man anvendte direkte- eller konvensjonell filtrering i pilotforsøkene. I fullskalaanleggene var renseseffektene høyere i direktefiltreringsanleggene (tomedia anthrasitt-sand) enn i de konvensjonelle filtreringsanleggene.

Swertfeger et. al. (1999) undersøkte fjerning av cyster og oocyster i filtre med:

1. Èn-medium sand (0.75 m),
2. Finkorning to-media anthrasitt-sandfilter (0.9 m anthrasitt og 0.3 m sand),
3. To-media anthrasitt-sandfilter med stor dybde (1.5 m anthrasitt og 0.3 m sand)

Man fant ingen signifikant forskjell mellom de ulike filterkonfigurasjoner. *Giardia* ble fjernet til 4.4 log eller mer, med høyere renseeffekt på sommerstid enn om vinteren. Fjerningen av *Cryptosporidium* var i middel 2.7 log eller høyere. Den var på samme nivå både sommer og vinter – selv om temperaturnivåene var ulike. Hall et al. 1995 fant ingen forskjell mellom én-medium, to-media, og GAC-filtre.

Payment et al. (2000) undersøkte et fullskala konvensjonelt filteranlegg med tomedia filtre, koagulert med Al-sulfat og med bruk av aktivert silika i tillegg. Resultatene viste at et godt drevet anlegg utgjorde en betydelig barriere mot mikrobielle patogener. *Giardia* cyster ble påvist i kun én av 32 prøver av behandlet vann, og midlere renseeffekt var 3.6 log. *Cryptosporidium* oocyster ble registrert i 7 av 32 prøver av filtrert vann, og midlere renseeffekt var 2 log. *Clostridium perfringens* ble detektert i 9 av 33 prøver av filtrert vann, med en midlere rensegrad på 4.4 log. Humane enterovirus ble ikke funnet i noen av de 32 uttatte prøver av filtrert vann, og midlere renseeffekt var derved minst 3.1 log (i prøver uten påvisning ble utløpsverdien satt lik deteksjonsgrensen).

Filter media design, filtreringshjelpemidler (filter aids) og filtreringshastighet spiller i henhold til Patania et al. 1995 mindre rolle for rensegraden for cyster. Igjen rapporteres 0.5-1 log redusert rensegrad under filtermodning i forhold til den stabile filtreringsperioden. Dugan et al. (1999) oppnådde sammenlignbare resultater i sandfiltre og tomediafiltre. Økt filtreringshastighet ga lavere renseeffekt, mens økt filterdybde ikke konsistent ga økt rensegrad.

4.2.3 Filterspyling, filtermodning og barrierer

Filtersenger rengjøres normalt ved tilbakespyling med noen minutters varighet og med en spylehastighet som medfører fluidisering og ekspansjon av filtersengen. Etter en avsluttet filterspyling vil filterkornene sedimentere tilbake på plass med en hastighet som øker med filterkorndiameteren og filterkornenes spesifikke vekt. Under denne sedimenteringen gnis kornene mot hverandre, noe som river løs ekstra partikler. Dette vannet kommer normalt ut av filtersengen under den såkalte modningsperioden der vannkvaliteten er forringet i forhold til den etterfølgende fasen med normal filterdrift.

Renseeffekten for små partikler vil øke i lang tid etter en tilbakespyling (lang modningstid), mens store og midlere partikkelstørrelser (som *Cryptosporidium*) har korte modningsperioder. Store og mellomstore partikler kan imidlertid bryte gjennom filtersengen på et tidligere tidspunkt enn mindre partikler. Dette innebærer at modningsvannet sannsynligvis ikke representerer den store risikoen i sammenheng med *Cryptosporidium* og *Giardia*, men at man med fordel kan legge inn en viss sikkerhetsmargin for oppstart av spyleprosessen i forhold til et gjennombruddstidspunkt detektert via on-line turbiditet eller partikkelmåling.

Som tidligere beskrevet er en viktig rensmekanisme i direkte- eller kontaktfiltreringsprosesser henholdsvis adsorpsjon til fnokker og til utfellingsprodukter/avsetninger av metallhydroksider i filtersengen. Slik $\text{Me}(\text{OH})_3$ har en positiv elektrisk overflateladning ved de pH-verdier som her er aktuelle (pH 6-6.5), mens partikler og NOM som fjernes fra vannet og avsettes i filtersengen har en negativ ladning. Forholdene ligger derfor godt til rette for en effektiv adsorpsjon og avsetning/fastholdelse - gitt at det er tilstrekkelig mengde utfelt hydroksid til stede i filtersengen. Filtermodningen er således en effekt av at det nødvendigvis må ta noe tid å etablere tilstrekkelig mengde hydroksid/adsorbent i filtersengen. Dette gir også forklaringer på hvorfor vanlige tiltak for å få ned lengden på filtermodningen omfatter bl.a. følgende:

- Initiell overdosering av koagulant, for eksempel 50 % i 20-40 minutter (en raskere etablering av hydroksidadsorbent i tilstrekkelig mengde til å gi god utløpsvannkvalitet). Se omtale i avsnitt 6.10.4
- Tilsetting av koagulant til siste del av spylevannet ("lader opp" sengen til neste syklus)
- Økning av filtreringshastigheten under filtermodningen (dette gir raskere modning siden filtreringa av en viss (konstant) mengde koagulert vann synes å være nødvendig for å bygge opp nødvendig mengde hydroksidadsorbent/ adsorpsjonskapasitet i filtersengen)
- Avkortet filterspyling – man unnlater å spyle filteret helt rent, for derved å la noe adsorbent være tilbake i filtersengen)

Amirtharajah et al. (1991) påviste at en tilbakespyling som er utformet med tanke på å skape luftbobler som kolliderer inne i filtersengen (collapsed-pulse backwash) medførte et redusert antall partikler av oocyst-størrelse i filtrert vann under modningsperioden. Dette i forhold til en tradisjonell ekspansjonsspyling. Dette indikerer at en spylemetode basert på collapsed-pulse kan være mer effektiv enn en konvensjonell ekspansjonsspyling hva gjelder barriereeffektivitet under filtermodning. En god og effektiv spyling kan selvsagt også øke barriereeffektiviteten ved at filtersyklusene blir lengre – med et mindre antall hygienisk mer betenkelige modninger pr. tidsenhet. Til tross for at denne collapsed-pulse-basert spyling anvender mindre mengder spylevann og burde være spesielt godt egnet for tre-media filtersenger med et alkalisk bunnlag bestående av filterkorn med høy spesifikk vekt, er den til nå lite anvendt i Norge.

4.2.4 Returstrømmer og barrierer

Siden råvann normalt vil inneholde mikroorganismer, herunder også parasitter og patogener, vil returvannstrømmer kunne påvirke filterets funksjon og barriereeffekt i en hygienisk sammenheng. De relevante returstrømmer i dette tilfellet er:

1. Modningsvann (førstefiltrat)
2. Rejekt fra slamfortykking

Retur av modningsvann utgjør normalt relativt små volumer og vil ikke representere noen stor overkonsentrasjon i forhold til råvannet.

Ved retur av brukt spylevann er det normalt akkumulering av mikrobielle patogener og algetoksiner man er opptatt av. Konsentrasjonsøkningen av patogener som følge av en retur av rejektivann fra slamfortykking vil avhenge av konsentrasjonen i råvannet og graden av fjerning i fortykkingsprosessen. Normalt anses utjevning og gravitasjonsfortykking med bruk av polymer i de fleste tilfeller å være tilstrekkelig til å redusere konsentrasjonen av cyster ned til råvannsnivået (Cornwell and Lee, 1993; Arora, Di Giovanni and LeChevalier, 1999; McTigue et al. 2000). Undersøkelser av brukt filterspylevann fra USA og England viser *Cryptosporidium* oocyst-nivåer opptil 24 300 pr. L. Tilsvarende tall for *Giardia* cyster var 14. Innhold i første del av spylevannet var på et anlegg henholdsvis 57-61 ganger råvannsnivået for *Cryptosporidium* oocyster og 12-16 ganger råvannsnivået for *Giardia* cyster.

Det er påvist at algetoksiner kan frigjøres fra slam som lagres (Drikas et al. 2001). Det er imidlertid sannsynlig at slamoppholdstider og algenivåer er såpass lave at dette kun utgjør et marginalt problem i de fleste norske vannbehandlingsanlegg. Denne situasjonen kan imidlertid endres som følge av klimaendringer og høyere algekonsentrasjoner.

For å adressere risiki forbundet med returstrømmer har man i USA innført en egen forskrift: Filter Backwash Recycling Rule, FBRR (USEPA, Fed. Reg. /Vol. 66, No. 111, June

8, 2001) som skal sikre at kravet om 2 log reduksjon av *Cryptosporidium* ikke forstyrres av resirkuleringspraksisen for slike returstrømmer. Lovverket omfatter følgende typer av returstrømmer:

1. Spylevann fra filtre
2. Supernatant fra slamfortykking
3. Rejektvann fra slamavvanning

Av de 12 utbrudd av Cryptosporidiose man hadde i USA inntil 2001, ble tre knyttet til kontaminert drikkevann fra vannverk der returstrømmer ble identifisert som en mulig årsak.

FBRR krever at alle returstrømmer nevnt over føres tilbake slik at returstrømmene gjennomgår alle vannbehandlingstrinn. Bakgrunnen for dette er at man ønsker at returstrømmene ikke skal påvirke koaguleringsprosessen negativt, og at resirkulert vann i likhet med råvann, gjennomgår en adekvat behandling med tanke på minst 2 log reduksjon av *Cryptosporidium*.

Kravene i FBRR er som følger:

1. Alle vannverk som returnerer strømmer må sende en skriftlig melding om at man praktiserer resirkulering til staten (godkjenningsmyndigheten).
2. Et flytdiagram må følge denne meldingen. Her må det opplyses om opprinnelse og mengde av alle returstrømmer, transportform, tilbakeføringspunkt, høyeste observerte vannstrøm gjennom anlegget det siste år, dimensjonerende vannstrøm, og godkjent driftskapasitet der slik er bestemt av staten (godkjenningsmyndigheten).
3. Alle vannverk må samle inn og lagre informasjon for gjennomgang av staten (godkjenningsmyndigheten). På dette grunnlag kan godkjenningsmyndigheten kreve et system for å modifisere resirkuleringssted eller resirkuleringspraksis:
 - a. Kopi av melding om resirkulering
 - b. Liste over alle strømmer som resirkuleres, med frekvens
 - c. Midlere og maksimale verdier for mengde filterspylevann og varighet på filterspylingen

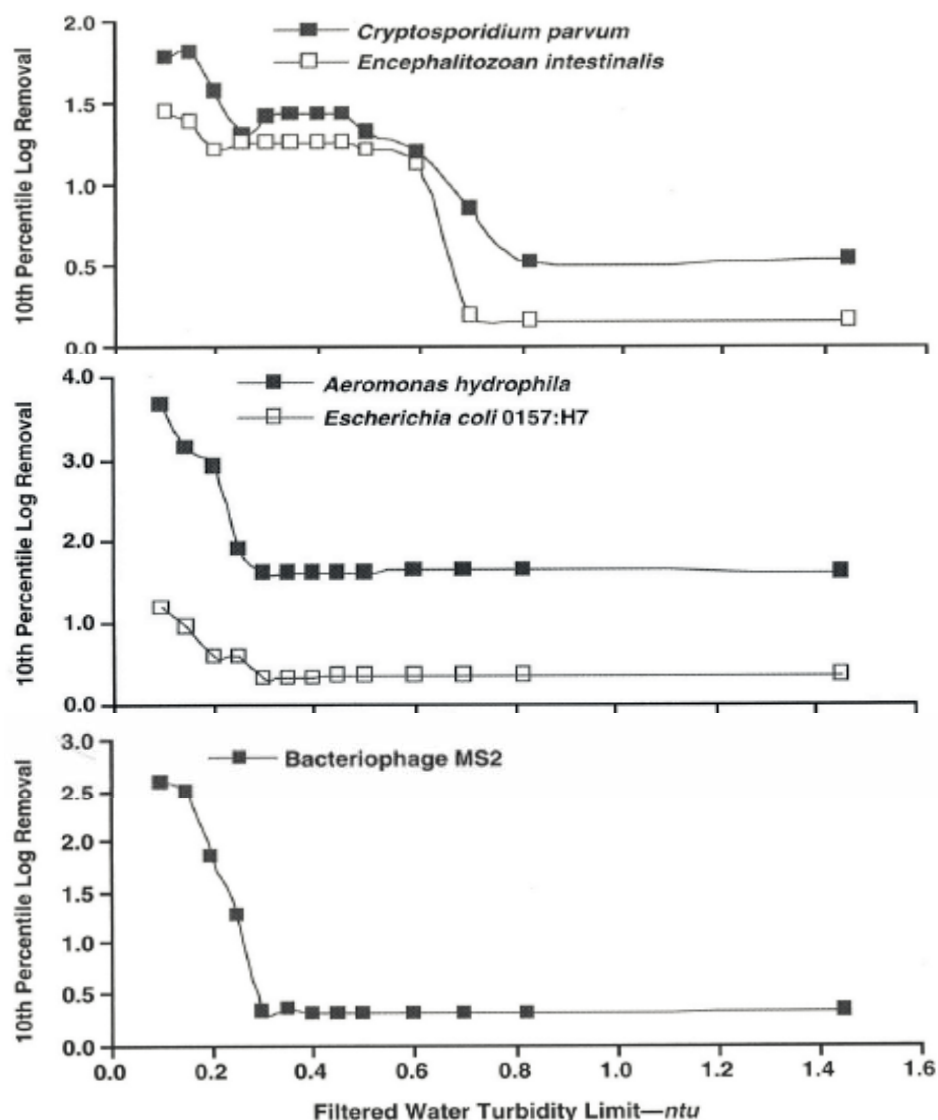
4.3 Turbiditet som barriereindikator

Som nevnt tidligere anvender Veiledningen til den norske drikkevannsforskriften turbiditet som en av flere barriereindikatorer for koaguleringsprosesser, med en indikatorverdi på maksimalt 0.2 NTU fra enkeltfiltre.

Selv om man ikke direkte kan korrelere utløpsturbiditet fra filterenheter med innholdet av patogener eller indikatororganismer, vil turbiditet likevel være en enkel og god drifts- og styringsparameter, og en god indikator for barriereeffekt og log-reduksjon av patogener/indikatororganismer.

Som vist i Figur 4-4 er det en tydelig sammenheng mellom utløpsturbiditet fra filtre og oppnådde log-reduksjoner av ulike typer mikroorganismer. Figuren antyder også at man kan oppnå en betydelig økt log-reduksjon av flere typer mikroorganismer ved å redusere utløpsturbiditeten fra enkeltfiltre fra 0.2 til 0.1 NTU, noe som bør lede til en vurdering av hvorvidt det kan være aktuelt å skjerpe kravet til turbiditet som barriereindikator for koaguleringsprosesser i drikkevannsforskriftens veileder.

Hva gjelder passasje av cyster og oocyster gjennom en filterseng er det påvist at denne kan øke betydelig i de tidlige gjennombruddsfaser, selv om turbiditeten er nær 0.2 NTU. Det er også rapportert at fjerningen av partikler med oocyst-størrelse gjennom filterlag av antrasitt øker når uniformitetskoeffisienten (d_{60}/d_{10}) reduseres.



Figur 4-4 Sammenheng mellom utløpsturbiditet fra filtre og målt log-reduksjon av ulike mikroorganismer (Xagoraki et al, 2004)

4.3.1 Betydningen av turbiditetsmålinger på hver filterenhet

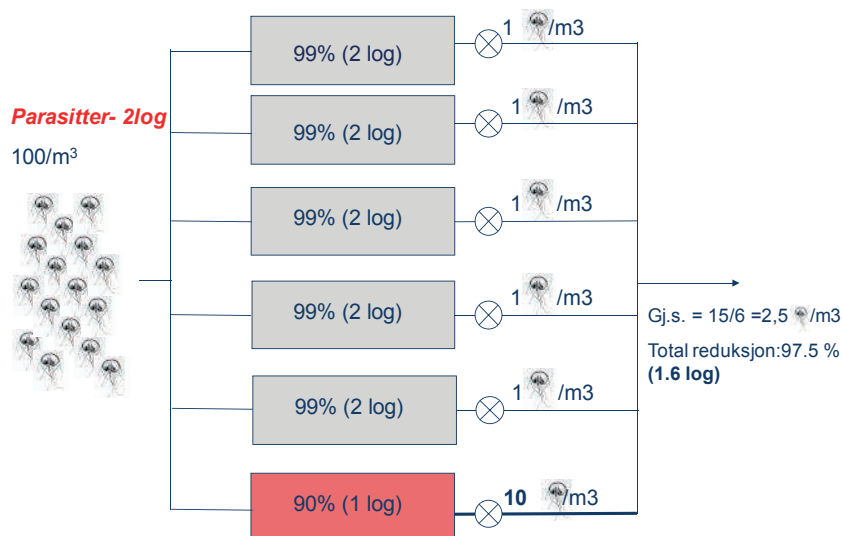
En av anbefalingene fra evalueringen etter utbruddet av cryptosporidiose i North West Wales i oktober 2005 (Lines 2006) var at man ikke bør basere seg på fortyningseffekten ved bare å måle på samlestokken fra alle filtre, men også se på målingene fra hvert filter. Haas et al. (1996) viste også at hygienisk "sikkert" nivå av humanpatogene, levende oocyster av *Cryptosporidium* i vann kan være så lavt som 3 stk per 100.000 liter vann. Individuelle turbiditetsmålinger på utløpet fra hver enkelt filterenhet slik drikkevannsforskriftens veiledning anbefaler og slik det nå gjøres ved mange norske koaguleringsanlegg er således svært viktige for å kunne vurdere barriereeffektiviteten og barrierestabiliteten i koaguleringsprosesser. Flere vannverk mener at Veiledningens "bør"-formulering om kontinuerlig overvåking av turbiditet på utløpet fra hver filterenhet er for svak, og at den bør erstattes med "skal".

Figur 4-5 og 4-6 viser i denne sammenheng et beregningseksempel på hvordan en svikt i behandlingsbarrieren i et enkelt filter kan påvirke den resulterende log-reduksjon i samlestokken fra alle filtrene. Tallene som er benyttet i eksempelet vil ikke nødvendigvis være representative for en normal råvanns- eller driftssituasjon i Norge, men kan være

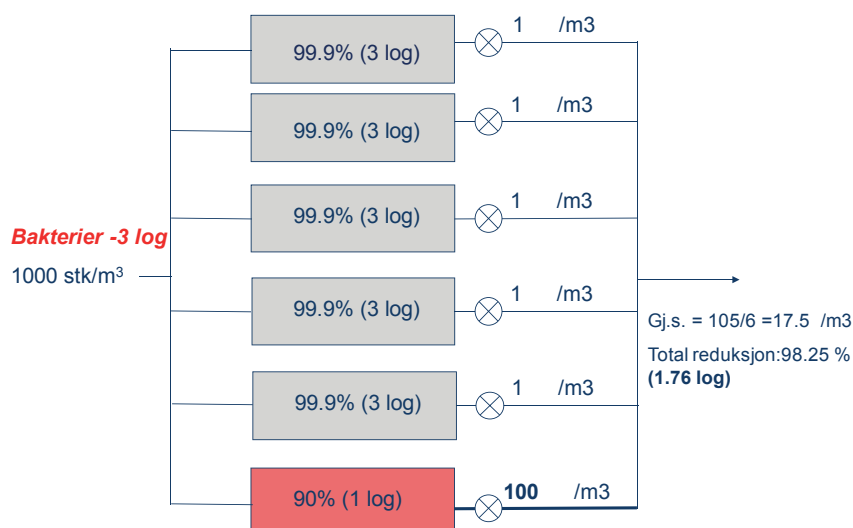
mer representative for spesielle driftssituasjoner hvor et filter ikke fungerer optimalt. Det er foretatt to ulike beregninger for henholdsvis parasitter og bakterier.

Selv om man i eksempelet for parasitter (Fig. 4-6) oppnår en 2-log reduksjon i 5 av 6 filterenheter, og slik sett oppnår en barriere i henhold til drikkevannsforskriftens definisjon for disse filtrene, vil man i samlestocken bare oppnå en log-reduksjon på 1.6 dersom ett av filtrene svikter. Forutsatt at filteret under svikten gir en log-reduksjon på bare 1.0.

Tilsvarende tall for bakterier, som etter drikkevannsforskriftens krav må oppnå en 3-log reduksjon for å kunne defineres som en barriere, blir en log-fjerning på 1,76 målt på samlestocken ved barrieresvikt som angitt i én av de 6 filterenhetene (Figur 4-6).



Figur 4-5 Illustrerende effekt av barrieresvikt i én av 6 parallelle filterenheter på total log-reduksjon for parasitter i samlestocken



Figur 4-6 Effekt av barrieresvikt i et av seks filtre på total log-reduksjon av bakterier

Forholdene nevnt over (bl.a. Fig. 4-4, 4-5 og 4-6) illustrerer til fulle viktigheten av å måle turbiditet fra *hvert enkelt filter* slik Veiledningen legger opp til og slik det i dag gjøres på mange norske koaguleringsanlegg. Dette er et sentralt kritisk kontrollpunkt (CCP) for barriereeffektiviteten i koaguleringsprosesser.

4.4 Behov for bedre dokumentasjon av barriereeffekter og log-reduksjoner ved norske koaguleringsanlegg?

Ved vurdering av barriereeffekt i koaguleringsprosesser er det viktig å være klar over at de fleste eldre litteraturreferanser bl.a. fra USA omfatter situasjoner der turbiditet er hovedformålet med koaguleringen, med bruk av relativt lave koagulantdoser og uten separat styring av koagulerings-pH. I senere tid anvendes betegnelsen "enhanced coagulation" på situasjoner der fjerning av organisk stoff (TOC) står sentralt. Dette krever betydelig høyere koagulantdoser og i noen tilfeller også styring av koagulerings-pH slik vi kjenner det fra norske forhold.

Med utgangspunkt i omtalen av koagulering som en adsorpsjonsprosess til utfelt metallhydroksid, er det derfor grunn til å anta at den norske formen for koagulering med bruk av høye koagulantdoser og streng pH-kontroll kan gi betydelig høyere log-reduksjoner av patogener og mikroorganismer enn det som er rapportert for utlandet der turbiditetsfjerningen var mer sentral enn den mer koagulant-krevende TOC-fjerningen. Det er heller ikke usannsynlig at kontaktfiltreringsprosesser og filtersenger med stort innslag av utfelte, sterkt adsorberende metallhydroksider kan ha fordeler i forhold til konvensjonelle filtreringsprosesser hva gjelder barriereeffekt og log-reduksjoner.

Det er derfor et behov for en dokumentasjon av oppnådde log-reduksjoner av patogener/indikatororganismer i norske koaguleringsanlegg, spesielt direkte- og koantaktfiltreringsanlegg og for typisk norske forhold der "enhanced coagulation" er det normale. Dette ville også styrke grunnlaget for vurderingene av log-reduksjoner i norske koaguleringsanlegg, eksempelvis i Norsk Vann-rapport nr. 170/2009, som på dette punktet i stor grad er basert på amerikanske forhold og vurderinger (USEPA, 1998a, 1998b, 2006, 2010).

4.5 Oppsummering: Koagulering som barriere

- On-line måling av turbiditet fra enkeltfiltre synes å være den beste indikatorparameteren for koaguleringsprosesser
- En reduksjon i utløpsturbiditet fra 0.2 til 0.1 NTU kan gi signifikante økninger i log-reduksjon av ulike mikroorganismer/patogener, samt gi redusert nedslamming og bedre hygieniske forhold på ledningsnettet
- Veilederens barriereindikatorverdi for utløpsturbiditet fra enkeltfiltre bør vurderes skjerpet til 0.1 NTU fra dagens verdi på 0.2 NTU
- Ut fra rapporterte undersøkelser synes direktefiltrering å gi like god barriereeffekt mot *Giardia* og *Cryptosporidium* som konvensjonelle filteranlegg (med sedimentering)
- Hverken filtertype (én-medium, to-media, tre-media), en økt filterdybde ut over normale verdier, eller vanntemperaturen (innen normalt forekommende variasjonsområder) synes å ha særlig innvirkning på prosessens funksjon som hygienisk barriere
- Under stabil filterdrift (turbiditet < 0.1 NTU; < 25 partikler/mL) er det rapportert svært høye log-reduksjoner av *Giardia* cyster og *Cryptosporidium* oocyster (> 4-5 log), selv med vanntemperaturer ned mot 1 °C. En log-reduksjons-"credit" på 2 under slike forhold synes derved å være konservativt

- Det rapporteres om log-reduksjoner som er 0.4-1.0 log lavere under filtermodning sammenlignet med det som oppnås under stabil drift. Relativt store partikler som *Giardia* og *Cryptosporidium* vil normalt fjernes bedre i modningsperioden enn mindre partikler. Større partikler vil på den annen side bryte raskere gjennom filteret enn mindre partikler. Dette tilsier at oppmerksomhet om og tiltak mot slike cyster og oocyster bør tillegges de tidlige gjennombruddsfaser fremfor modningsperioden
- En effektiv koagulering er en absolutt forutsetning for en god hygienisk filterfunksjon. Det er rapportert en nedgang i renseeffekt fra > 5 log under stabil drift til ca. 2 log under en periode med sviktende koagulantdosering. En delvis svikt i koagulantdoseringen på 40-60 % i noen timer ga fortsatt renseeffekter i området 1.3-5.5 log. Ved turbiditeter < 0.3 NTU ble renseeffekten aldri redusert med mer enn 1-log i forhold til stabil drift. Dersom svikten i dosering hadde en varighet over flere filtersykluser, gikk renseeffekten gradvis ned i null
- Sub-optimal koagulering kan redusere renseeffekten betydelig, selv om turbiditeten er lavere enn 0.3 NTU. Dette illustrerer viktigheten av en rask tilpasning av koaguleringsbetingelsene til en varierende råvannskvalitet
- Ved filtergjennombrudd er det rapportert at renseeffekten for cyster og oocyster ble redusert med 3-4 log sammenlignet med stabil drift, selv om turbiditeten fortsatt var lav (< 0.1 NTU)
- Lav turbiditet (< 0.1-0.2 NTU) anses som en sikkerhet, men ingen garanti for effektiv fjerning av cyster og oocyster
- Retur av modningsvann og rejekt fra slamfortykket synes å ha en marginal betydning i en hygienisk sammenheng. Råvannets lave innhold av patogener, samt det faktum at returstrømmene normalt fordrøyes før tilbakeføring er viktige faktorer i denne sammenheng

5. HÅNDTERING AV SPYLEVANN OG SLAM

Brukt filterspylevann fra koaguleringsanlegg har normalt høye konsentrasjoner av partikler, mikroorganismer, NOM/humus og restmetall fra koagulanter (jern eller aluminium). Det finnes flere alternativer for disponering av slikt spylevann/spyleslam:

- Til offentlig avløp
- Til resipient (ferskvann eller sjø)
- Fortykking og avvanning på stedet

Før endelig disponering kan spylevannet separeres i to faser ved sedimentering. Fnokkene sedimenterer forholdsvis godt, og man får et oppkonsentrert slam som utgjør 5-10 % av det totale volumet, til dels enda mindre. Dette slammet kan håndteres etter alternativene over. Til tross for gode sedimenteringsegenskaper har klarvannet (dekantatet) høye konsentrasjoner av restmetall og til dels av partikler og organisk stoff.

For klarvannet finnes det flere alternativer:

- Utslipp til resipient
- Resirkulering til råvannsinntaket på anlegget
- Infiltrasjon i grunnen (brukes bare unntaksvis).

Levering av spyleslam til offentlig avløp er en trygg løsning, men det kan øke kostnadene i form av forbruk av fellingsmiddel og deponiavgift for avvannet slam på avløpsrenseanlegget.

Utslipp til sjø benyttes flere steder. Utslipp av hele spyleslammengden til ferskvann gjøres enkelte steder, men er ikke vanlig. Generelt må man regne med at forurensningsmyndighetene vil bli stadig mer restriktive når det gjelder slike løsninger. Det anbefales at vannverk som benytter denne løsningen jevnlig tar representative prøver av det som slippes ut og analyserer for metall, m.m..

Avvanning på stedet forutsetter at slammet oppkonsentreres/fortykkes først. For å sikre jevn drift på sentrifugene må det være et lager for fortykket slam. Vannverksslam blir ofte omtalt som vanskelig å avvanne, men det ser ut til at avvanningen som regel fungerer godt ved norske vannverk. Det utgjør imidlertid en kostnad i form av utstyr og bemanning. For å gjøre sedimenteringen/fortykkingen mer effektiv kan egnet polymer brukes.

Gjenbruk av klarvann som "råvann" kan benyttes der kildekapasiteten er begrenset eller mulighetene for utslipp av klarvann er svært begrenset. Ved koagulering med aluminiumssalter er slik resirkulering ikke et stort problem. Det bør likevel være et utjevningsbasseng slik at pumping av klarvann kan skje forholdsvis jevnt. Hvis sedimenteringen fungerer dårlig kan stoffmengdene som tilbakeføres til innløpet gi problem med overbelastning av filterne.

Klarvann fra anlegg med tremediafilter med alkalisk filtermasse (Moldeprosessen) er noe mer krevende å gjenbruke som råvann, da det har en høy alkalitet. Dette krever en betydelig økning i koagulantdosen, eventuelt dosering av ekstra syre. En slik løsning er derfor ikke ønskelig.

De samme vurderingene gjelder for modningsvann (førstefiltrat) som for klarvann, skjønt modningsvannet er normalt av betydelig bedre kvalitet.

Det henvises til kapittel 4.2.4 for hygieniske vurderinger knyttet til returstrømmer og barrierer.

6. ERFARINGER OG ANBEFALINGER FOR GOD DRIFT

I dette kapitlet presenteres sentrale driftserfaringer med fokus på viktigheten av god/optimal drift. Videre presenteres en rekke empiriske modeller som kan være til nytte for drift av både gamle og nye koaguleringsanlegg.

6.1 Hvorfor er god drift så viktig?

De fleste vannbehandlingsanlegg er bygget og vil fortsatt være i drift i mange år. Det er derfor viktig å fokusere på **driften** av **eksisterende** vannbehandlingsanlegg, herunder koaguleringsanleggene.

Det er i tillegg flere gode grunner – relatert til vannkvalitet, sikkerhet og bærekraft/ressursbruk – som tilsier at koaguleringsanlegg må ha fokus på god drift og at driftsforholdene jevnlig bør optimaliseres:

- En stor andel (30-60 %) av kjente vannbårne sykdomsutbrudd er forårsaket av svikt i vannbehandlingen
- Drikkevannsforskriften krever tilstedeværelse av minst to hygieniske barrierer i godkjenningspliktige vannforsyningssystemer (> 20 husstander, > 50 personer), og veiledningen til drikkevannsforskriften definerer metodespesifikke barriereindikatorer og angir indikatorverdier for vannkvalitet som må være oppfylt for at vannbehandlingsmetoden skal få kreditt som en barriere. Dette er også tilfellet for koaguleringsanlegg
- Koaguleringsprosesser med etterfølgende separasjon gir en utløpsvannkvalitet som varierer med tid og sted – ut fra ulikheter og variasjoner i råvannskvalitet, anleggsutforming, kompetanse, driftsforhold, faser i filtreringsprosessen, etc. Dette innebærer en tilsvarende dynamikk også i barrierehøyde og barrierestabilitet, med spesiell risiko for barrieresvikt i perioder med: i) ugunstig og/eller sterkt varierende råvannskvalitet og dårlig prosesstyring/mangelfull tilpasning av prosessbetingelsene til den rådende råvannskvalitet, ii) sub-optimale koaguleringsforhold, iii) belastningsvariasjoner, iv) mangelfull filterstyring, v) dårlig filterspyling og/eller dårlig tilstand på filtersengen, osv.
- Drikkevannsforskriften krever at vannverkene gjennomfører risiko- og sårbarhetsanalyser som også omfatter driften av vannbehandlingsanleggene, og risikoanalyser i form av vannsikkerhetsplaner (Water Safety Plans) får stadig større utbredelse innen drikkevannssektoren
- I tillegg til å fokusere på sikkerhet, settes bærekraft og ressursforbruk i økende grad på dagsorden også i VA-sektoren, der energi- og karbonnøytralitet er langsiktige mål
- Krav om stadig høyere kostnadseffektivitet og mer effektiv drift preger også VA-sektoren

Koaguleringsanlegg omfatter normalt prosesstrinn for forbehandling, koagulering og pH-kontroll, kjemikaliedosering, miksing/innblanding, eventuell flokkulering, filtrering, eventuell forseparasjon (sedimentering eller flotasjon), korrosjonskontroll og desinfeksjon. I tillegg finnes det på noen anlegg egne prosesstrinn (oksidasjon, aktiv karbonfiltre, etc) for fjerning av lukt- og smaksstoffer, mikroforurensinger, mm.

Det finnes flere driftsmessige utfordringer ved koaguleringsanlegg, herunder følgende:

- Problemer med å oppfylle krav til vannkvalitet og kapasitet
- Indikasjoner på svikt i koaguleringsbarrieren/ manglende oppfyllelse av Veiledningens barriereindikatorkrav
- Manglende on-line overvåking av vannkvalitet (turbiditet) fra enkeltfiltre
- Korte filtersykluser, høyt spylevannsforbruk og/eller kapasitetsproblemer
- Høy slamproduksjon/krevende slambehandlings- og disponeringsløsninger

- Belastningsvariasjoner/problematiske returstrømmer/for små buffervolumer
- Store sesongvariasjoner og utfordringer i forhold til prosessstyring og driftskontroll
- Stor grad av "manuell" prosessstyring – etterslep ved raske kvalitetsvariasjoner
- Økende NOM-innhold i råvannet, økende koagulantbehov og økte slammengder
- Filtersykluser som termineres av gjennombrudd eller trykktap
- Dårlige inspeksjonsrutiner og dårlig tilstand på filtersenger (underkorn, slamklumper, forstyrret lagdeling, mv)
- Utilstrekkelig filterspyling, beleggproblemer i dyser/filterbunn
- Høyt innhold av restmetall og driftsproblemer i etterfølgende UV-anlegg
- Høyt kjemikalie- og energiforbruk, høye driftskostnader
- Dårlig ledelsesforankring, manglende opplæring og mangelfull driftskompetanse

6.2 Vanlige forekommende driftsproblemer

Ti hovedproblemer i koaguleringsbaserte vannbehandlingsanlegg for overflatevann er nærmere beskrevet nedenfor. Punktene, som er basert på en kritisk vurdering av 290 anlegg i USA (Opflow, No. 6, June 1997, American Water Works Association) er supplert og modifisert for norske forhold:

1. Mangelfulle strategier for styring av koagulantdosering. Dette inkluderer operatørers manglende evne til å: i) preparere doseringsløsninger og beregne riktig kjemikaliedosering, ii) benytte adekvate verktøy for å finne optimal dose, iii) anvende og tolke historiske data (turbiditet, farge, pH, etc) på en riktig måte for optimaliseringsformål. Resultatet er at driften blir basert på mye "gjetting", noe som medfører tilfeldige og mangelfulle koaguleringsforhold.
2. Dårlig kjemikalieinnblanding og/eller flokkulering. Mangel på innblandingsenheter (statiske mikser, hurtigomrørere, etc), flokkuleringsenheter, - eller dårlig drift av slike - kan medføre mindre effektive koagulerings-, separasjons- og filtreringsprosesser. Dette gjelder spesielt i konvensjonelle filtreringsanlegg der man søker å bygge godt separerbare fnokker forut for et separasjonstrinn (sedimentering, flotasjon, filtrering). Dette forholdet er sannsynligvis mindre relevant på kontaktfiltreringsanlegg (nærmere diskutert nedenfor).

Forut for sedimentering er det normalt et ønske at fnokkene har maksimal størrelse og sedimenteringshastighet. Forut for flotasjon bør imidlertid fnokkene være noe mindre, – og sterkere. Dette påvirker hvordan flokkuleringen bør styres, og innebærer bruk av noe høyere hastighetsgradienter (G-verdier) forut for flotasjon enn for sedimentering. Forut for direktefiltreringsprosesser er det viktig ikke å skape for store fnokker som er svake og lett går i stykker på veien til filtertrinnet eller når vannet "skyter fart" når det går inn i filtersengens poresystem. Direktefiltrering krever derfor normalt en flokkulering med høyere G-verdier enn sedimentering og flotasjon. Det er vist at en flokkulering som er optimal for sedimentering kan gi svært dårlige resultater i direktefiltrering (Eikebrokk 1982).

I kontaktfiltreringsprosesser der adsorpsjon til utfellingsprodukter (metallhydroksider) i filtersengen er en viktig mekanisme for koagulering og tilbakeholdelse er man ikke like avhengig av å skape en separerbar fnokk. Her vil ikke kjemikalieinnblandingen være like kritisk for koagulerings- og filtreringsprosessene. Men den er likevel viktig, blant annet for å skape en homogen fordeling av koagulanter og kjemikalier i vannet og mellom parallelle anleggslinjer.

Innblanding av koagulant og innblanding av kjemikalium for pH-justering (kalk, lut osv.) bør normalt utformes uavhengig av hverandre, dvs det ene kjemikaliyet bør i regelen være ferdig innblandet før det andre tilsettes. Det er ikke dermed

sagt noe om rekkefølgen, men det vanlige er at alkalisk kjemikalium doseres oppstrøms koagulanten. Spesielt hvis vannglass brukes som pH-justering ved koaguleringen er dette viktig. I noen tilfeller doseres koagulant og alkalisk kjemikalium nærmest i samme punkt (Figur 6.1). Her som for flere andre forhold gjelder at hvis anlegget fungerer godt så er det i orden, men hvis ikke er det et punkt der korrektive tiltak bør vurderes.

3. Manglende vannkvalitetskontroll fra enkeltfiltre. Uten kontinuerlig utstyr for måling av utløpsvannkvalitet fra hvert filter (turbidimetre, etc) slik Veiledningen til Drikkevannsforskriften anbefaler, har operatørene begrensede muligheter til å forstå, vurdere og begrense eventuelle uheldige effekter av endringer i filtreringshastigheter og spissbelastninger, filtersykluspenger og spyletidspunkter, hvor lenge filtermodningsvann bør kjøres til avløp, m.v. Uten slike on-line sensorer, er det også vanskelig å vurdere hvorvidt Veilederens krav til koaguleringsbarrierer er oppfylt – og i hvilke grad (% av driftstid eller vannproduksjon). Varighetskurver for utløpsvannkvalitet (turbiditet) kan heller ikke settes opp eller genereres av driftskontrollsystemet, noe som kan utgjøre et svært nyttig hjelpemiddel for så vel operatørstab/driftsansvarlige som tilsynsmyndighet (Mattilsynet).
4. Mangelfull håndtering av modningsvann. Etter avsluttet tilbakespyling vil et filter produsere vann med forringet kvalitet (også hygienisk) i en periode som kan vare fra minutter til timer. Man anser at filtermodningen pågår inntil filterutløpsvannet har oppnådd en stabil og god kvalitet. Filtermodningen representerer en hygienisk risiko av følgende grunner:
 - a. Modningsvann består av spylevannsrester fra områdene over, under og inne i filtersengen. Disse kan inneholde rester av partikler og substanser (også mikroorganismer/patogener) som ikke har blitt transportert ut av filtersengen under spylingen
 - b. Blandingen av spylevannsrester og nytt innkommende råvann over og inne i filtersengen er ikke nødvendigvis koagulert på optimal måte (utilstrekkelig koagulantdose, ugunstig koagulerings-pH).
 - c. Den hygieniske risikoen knyttet til modningsvann vil være spesielt stor i tilfeller der man: i) anvender ubehandlet råvann til filterspyling, ii) anvender behandlet og alkalisert vann med høy pH (8-8.5), dvs. sterkt avvikende fra optimal koagulerings-pH (typisk 6-6.5 for Al- baserte og 4-5 for Fe-baserte koagulanter), og iii) anvender modningsvann til produksjon/forbruk før vannet/filteret har gjennomgått en tilstrekkelig koagulering og før kvaliteten oppfyller Veiledningens barriereindikatorverdier, f. eks. med turbiditet > 0.2 NTU. Filtermodningsvann bør sendes til avløp eller resirkuleres til innløpet av koaguleringsstrinnet inntil kvaliteten tilsier at koaguleringen utgjør en barriere, f. eks. inntil utløpsturbiditeten oppfyller Veiledningens barriereindikatorverdi på 0.2 NTU. Vannet som sendes til avløp eller resirkuleres på denne måten kalles ofte "førstefiltrat". Førstefiltratet utgjør en relativt stor andel av den totale mengden modningsvann fra et filter, og mengden førstefiltrat (dvs. tiden for kjøring av førstefiltrat til avløp eller resirkulering) er en viktig driftsparameter som bør kvantifiseres og legges inn i driftskontrollsystemet ut fra en kartlegging på det aktuelle anlegget og en vurdering av den hygieniske risiko som dette representerer. Resirkulering av førstefiltrat bør - i likhet med eventuelle returstrømmer fra slambehandlingen - skje via fordrøyningsbassenger/tanker for å unngå variasjoner i vannkvalitet og støtbelastninger som kan forstyrre koagulerings- og filtreringsprosessene.
5. Mangelfull service, kalibrering og/eller vedlikehold av turbidimetre. Man bør velge turbidimetre med et måleområde som er relevant til formålet, f.eks. 0-1 NTU. Foruten mangelfull kontroll/kalibrering og vedlikehold/service, kan feilaktige

målinger skyldes tette rør, feilaktig eller manglende vanngjennomstrømning, mangel på opplæring/kompetanse, mangelfulle beskrivelser og/eller manglende forståelse av kalibreringsprosedyrer, mangel på nødvendig kalibreringsutstyr/standarder, feilaktig signalbehandling/modellering i PLS, etc. Turbidimetre bør vedlikeholdes, kontrolleres og kalibreres i henhold til leverandørens anbefalinger. I tillegg bør anleggene selv lage egne planer for vedlikehold, kontroll og kalibrering av slikt kritisk måleutstyr. On-line turbidimetre er det viktigste verktøyet en driftsoperatør har for overvåking/kontroll og styring av koagulerings- og filtreringsprosesser slik at en effektiv og stabil barrierefunksjon kan opprettholdes.

6. Feilaktige koagulantdoser og feil koagulerings-pH. Dette er spesielt viktige og relevante forhold for norske anlegg der råvannets NOM-innhold i all hovedsak er bestemmende for hvilke koaguleringsbetingelser som bør anvendes. NOM-fjerning krever langt høyere koagulantdoser og strengere styring av koagulerings-pH enn tilfellet er for turbiditetsfjerning. USA og flere andre land benytter nå derfor betegnelsen "enhanced coagulation" på anlegg/prosesser der man har endret hovedfokus fra tradisjonell turbiditetsfjerning til NOM-fjerning, med strengt definerte krav til prosentvis TOC-fjerning (avhengig av TOC- og alkalitetsnivå i råvann) for blant annet å redusere innholdet av desinfeksjonsbiprodukter (DBP) i behandlet vann. Dette er også ekstremt viktige forhold med tanke på sikkerhet/barriereeffektivitet og bærekraft/ressurseffektivitet. Grunnleggende feil i koaguleringsbetingelser kan skyldes:
 - a. mangelfull kunnskap om koagulering generelt og mer spesifikt om eget anlegg og hvilke sammenhenger som gjelder mellom råvannskvalitet, kvalitetsvariasjoner og tilhørende optimale koagulerings-betingelser,
 - b. dårlig kontroll på styrken av doseringsløsningen, herunder leveransekontroll, analyse av Me-konsentrasjon, etc.,
 - c. mangelfull kontroll av doseleveransen fra doseringspumper (mangel på test-/kalibreringssylindre, Me-analyser evt. sulfat- eller kloridanalyser av koagulert vann, etc),
 - d. mangelfull service, vedlikehold og kalibrering av pH-sonder, m.m.
7. Manglende kunnskap om drift og vedlikehold. Dette er et mer generelt problem som omfatter manglende kunnskap om vannbehandling og vannkjemi, om matematikk og diverse beregninger (belastninger, doseringer, etc), om bruk av egnede og driftsrelevante verktøy, måleinstrumenter og utstyrsenheter. Det er imidlertid stor forskjell på operatører med noe mangelfull kunnskap og kompetanse, og operatører som er umotiverte og lite kreative og villige til å drive vannbehandlingsanlegg på en god måte. I Norge har vi tradisjonelt hatt svært dyktige og motiverte driftsoperatører, men også her til lands har vi utfordringer med hensyn til rekruttering. Videre vil driftsoperatørene i mange mindre kommuner ha mange andre oppgaver, noe som kan medføre at det blir for lite tid til å sette seg inn i – og optimalisere - driften av vannbehandlingsanlegget
8. Re-start av "skitne" filtre uten – eller med avbrutt - tilbakespyling. I blant kan det forekomme at filtre settes i drift uten forutgående tilbakespyling. Slik re-start av uspylte filterenheter vil normalt medføre en turbiditetstopp, noe som indikerer en mulig barrierevikt og risiko for gjennombrudd av mikroorganismer – og patogener dersom filtersengen skulle inneholde slike.
9. Utilstrekkelig prosessovervåking og -styring. Mangelfulle systemer og rutiner for vannkvalitetsmålinger, datahåndtering og databearbeidelse, mangelfulle målefrekvenser og prøvepunkter kan også vanskeliggjøre en god drift. I dette inngår også mangelfulle driftskontrollsystemer, og operatørers manglende

evne/kapasitet til korrekt tolkning av måleresultater og korrekt implementering av disse i gode drifts-, overvåkings- og kontrollrutiner.

10. Mangelfulle kriterier for filterspyling. Noen anlegg har etablert driftsrutiner der filtre spyles etter en bestemt driftstid, f. eks. 20 timer, eller etter en viss filtrert vannmengde. Dette er vel og bra der man har kartlagt – og jevnlig oppdaterer – sammenhengen mellom anvendt spyletidspunkt/filtersykluslengde og tidspunktet for gjennombrudd og/eller trykktapsterminering av filtersyklusen. Uten on-line overvåking av utløpsturbiditet og trykktap er det imidlertid vanskelig – og med betydelig risiko for gjennombrudd – å spyle filterenheter kun etter driftstid. Den norske Veiledningens anbefaling om kontinuerlig turbiditetsovervåking fra enkeltfiltre er derfor god og fornuftig.

I tillegg til hovedproblemene nevnt over bør følgende også nevnes: dårlig filtertilstand, utilstrekkelig filterspyling, blanding av filterlag, tap av filtermasse gjennom filterbunn/dyser, tap av filtermasse under spyling, dannelse av slamklumper (mudballs) i filtersengen, hydrauliske problemer, fnokkerosjon, problemer med oppløsning og/eller dosering av polymerløsninger, dårlig/varierende kvalitet på leverte koagulanter, kjemikalier og filtermasser, m.m.

Denne rapporten fokuserer primært på driften av koagulerings- og filtertrinnet. Aktuelle forbehandlingsmetoder (som eksempelvis sedimentering, flotasjon) og etterbehandlingsmetoder (eksempelvis aktiv kull, desinfeksjon) blir omtalt i korthet, avhengig av hvordan disse påvirker - eller påvirkes av - driften av koagulerings- og filtertrinnet.

Nedenfor presenteres erfaringer og modeller for en rekke sentrale driftsforhold.



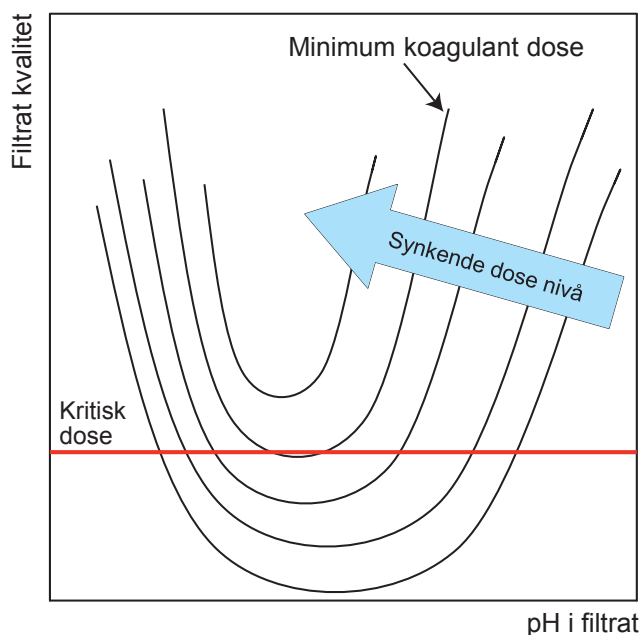
Figur 6-1: Eksempel på uheldig utforming av kjemikalietilsetting. PAX doseres via slangen til venstre, vannglass til høyre. Det kan gi dårlig resultat når vannglass og PAX "blandes med hverandre" før den ene er fullstendig utblandet i råvannet.

6.3 Koagulantdosering og koagulerings-pH

God drift av koaguleringsanlegg, med god vannkvalitet, effektive og stabile behandlingsbarrierer og effektiv ressursbruk, betinger at man til enhver tid kjenner de optimale koaguleringsforholdene (koagulantdose og koagulerings-pH) – og driver anlegget deretter. En dårlig fungerende koaguleringsprosess vil gå ut over så vel utløpsvannkvaliteten som barriereeffektivitet – uansett etterfølgende sedimentering eller flotasjon og filtertype. Husk også at alle råvann er unike i den forstand at optimale koaguleringsbetingelser vil variere fra sted til sted, jf. kap. 6.4.

Betydningen av koagulantdosering og koagulerings-pH for utløpsvannkvaliteten er illustrert i Figur 6-2. Følgende forhold er typiske:

1. Absolutt minimumsdose av koagulant ("kritisk dose") kan defineres som den dosen der man akkurat evner å oppfylle alle krav til utløpsvannkvalitet. Råvannskvaliteten, samt kravene til barriereindikatorverdier for koaguleringsanlegg som angitt i drikkevannsforskriftens veileder (turbiditet < 0.2 NTU; rest-koagulant < 0.15 mg Al/L evt Fe/L; < 3 mg TOC/L), vil normalt være bestemmende for denne minimumsdosen
2. I praksis vil det være nødvendig å dosere noe mer koagulant (f.eks. 25 %) enn minimumsverdien nevnt under pkt. 1 ("Praktisk minimumsdose"). Dette fordi anlegget ellers ville vært svært følsomt for endringer i råvannskvalitet, og driftsmessig lite robust og svært krevende for en operatør
3. Når koagulantdosen reduseres, reduseres også utløpsvannets kvalitet og bredden på det "optimale pH-vinduet" (dvs området for koagulerings-pH der vannkvaliteten er best). Unntaket er anlegg som drives med overdosering, der en dosereduksjon normalt ikke vil medføre forringet kvalitet på utløpsvannet
4. Når koagulantdosen økes vil også slamproduksjonen øke tilsvarende. De økte slammengder som da vil tilføres direkte- eller kontaktfilterenheter vil medføre raskere trykktapsutvikling og tidligere gjennombrudd. Effekter av endrede koaguleringsforhold på filtertrinnet blir nærmere omtalt i kapittel 6.12 og 6.13 (se bl.a. Figur 6.22).



Figur 6-2 Kvaliteten på filterutløpsvann avhenger av anvendt koagulantdose og av koagulerings-pH. Bredden på det optimale pH-området ("pH-vinduet") øker med økende koagulantdose.

6.3.1 Hva skjer under sub-optimale koaguleringsforhold?

Dersom koagulantdosen er for lav, vil turbiditeten og/eller restmetall-innholdet i filterutløpsvannet normalt bli for høyt. Det samme vil skje dersom koagulerings-pH er utenfor det optimale området for den anvendte koagulantdosen. En for lav koagulerings-pH vil i regelen gi for høyt restmetallinnhold, mens turbiditetskravet kan være oppfylt når denne parameteren måles on-line. Dog kan uttatte vannprøver som analyseres på laboratoriet i slike tilfeller vise betydelig høyere turbiditet enn on-linemålingene, siden prøvens pH ofte vil øke under transport/analyse, blant annet grunnet CO₂-avdrivning. Dette kan i neste omgang medføre utfelling av metallhydroksider og en tilhørende turbiditetsøkning. Dersom koagulerings-pH er for høy, vil normalt også turbiditeten raskt øke ut over grenseverdien.

Det vil normalt være slik at turbiditet og restkoagulantinnhold er mer følsomme indikatorer for avvik fra optimale koaguleringsbetingelser (dose og pH) enn eksempelvis farge, UV-absorbans og TOC. Her skal dog nevnes at for vannbehandlingsanlegg med separate alkaliske etterfiltre eller integrerte alkaliske filterlag vil restmetall i stor grad felles ut og fjernes i disse. Dette gjelder i særlig grad for restjern. Restkoagulantinnholdet vil følgelig ikke være en like sensitiv parameter for kontroll av barrierefunksjon og avvikende koaguleringsforhold på anlegg med alkaliske filterlag. Her vil turbiditeten være den beste parameteren for driftskontroll og overvåking av barrierefunksjon. Utløpsturbiditet fra enkeltfiltre vil i slike tilfeller være en bedre driftskontrollparameter/barriereindikator enn restmetall.

6.3.2 Hvordan dokumentere at koaguleringsanlegg drives optimalt?

Den norske drikkevannsforskriften angir spesifiserte krav til et 50-talls vannkvalitetsparametere som må være oppfylt. En oppfyllelse av slike kvalitetskrav forteller selvsagt en god del om hvor godt et anlegg drives.

Likevel er det mange forhold som ikke i samme grad kan kvantifiseres: Risiko og sårbarhet, ressursbruk og bærekraftsvurderinger, driftsstabilitet og funksjonalitet mellom de påkrevde prøvetakingsrunder og i metodespesifikke kritiske perioder som eksempelvis raske vannkvalitetsendringer og sirkulasjoner i vannkilden, filtermodning, støtbelastninger, returpumping, etc.

Sammenligningsstudier ("Benchmarking") av likeartede anlegg (for eksempel med samme type vannbehandling) kan gi ytterligere indikasjoner på hvor godt et anlegg drives. Men det vil likevel alltid være slik at enhver råvannskilde og et hvert vannbehandlingsanlegg er unikt. Det samme er tilfellet med operatørstaben og driftskompetansen.

Derfor vil det alltid være interessant å foreta en annen type sammenligning - en slags "intern benchmarking" der man sammenligner eget anlegg og dagens drift med en optimalisert driftssituasjon. Utfordringen blir da å kartlegge hva som ligger i en optimalisert drift. Det henvises til Norsk Vann-rapport 189/2012 for en detaljert beskrivelse av en prosedyre for å identifisere optimale koaguleringsforhold for et gitt anlegg/råvann. Som en innledende del av en slik optimaliseringsprosess vil det normalt være fornuftig å starte med en innsamling av erfaringsdata for de siste 2-3 driftsår samt foreta sammenligninger med tilgjengelige erfaringsmodeller for drift av tilsvarende anlegg.

6.3.3 Hvordan bestemme optimale koaguleringsforhold?

Som nevnt over er en optimal og velfungerende koaguleringsprosess en nødvendighet for at koaguleringsanlegg skal gi god utløpsvannkvalitet og utgjøre en effektiv vannbehandlingsbarriere. Dersom koaguleringen ikke fungerer, er man ute å kjøre

uansett hvilken etterfølgende separasjonsprosess og filtertype man har. Spesielt i situasjoner med store og raske variasjoner i råvannskvalitet kan det være en betydelig utfordring å identifisere optimale koaguleringsforhold - og styre prosessen deretter.

Eksperimentering og optimalisering av kjemikaliedoseringen er en viktig del av arbeidet med å kjenne sitt anlegg. Derfor bør alle driftsoperatører ha tid til å gjøre dette av og til, gjerne i samarbeid med andre kommuner, driftsassistansen, en uavhengig tredjepart, e.l.

For å finne optimale koaguleringsbetingelser, har man tradisjonelt utført begerforsøk ("jar-tester") der man varierer koagulantdose, pH etc i ulike begere fylt med det aktuelle råvann. Etter bestemte forhold for kjemikalieinnblanding, flokkulering og sedimentering tas det så ut vannprøver for analyse. Slik jartesting (Figur 6-3) var tidligere svært utbredt.

I dag anvendes i hovedsak direkte- eller kontaktfiltreringsanlegg i Norge, noe som har gjort jartesting mindre aktuelt og mindre relevant fordi fnokkenes filtrerbarhet og styrke er viktigere enn deres sedimenterbarhet. Store og raskt synkende fnokker som gir best resultat i en jartest, kan gi dårlig resultat i et filter der best resultat vil oppnås med små, kompakte og sterke fnokker som i motsetning til store og skjøre fnokker ikke vil lede til tidlige gjennombrudd i filteret.



Figur 6-3 Jartester med 6 forsøksbegere med testvann og med ulike pH og koagulantdoser, omrørere med varierbar hastighet, samt prøvekraner for uttak av vannprøver

For filtrering er filtreringshastighet, trykktapsutvikling, turbiditetsgjennombrudd, slamlagringskapasitet, filtersykluslengde og tilbakespylingseffektivitet helt sentrale faktorer – noe en jartest ikke vil gi særlig informasjon om. Resultatene av en jartest vil nødvendigvis også bare være relevante under de forholdene som testen foretas under. Hvis råvannskvaliteten varierer mye over året må det senere justeres for dette, i full skala eller eventuelt med nye jartester.

Følgelig bør en driftsoptimalisering av direkte- eller kontaktfiltreringsanlegg helst skje i pilotfiltere eller i fullskala anlegg (Jfr. Norsk Vann-rapport 189, 2012). Flere leverandører av koagulanter reiser ut til vannverkene og gjennomfører jartester. I tråd med det som er beskrevet over har vannverkene i flere tilfeller funnet at driftsbetingelsene, dvs. koagulantdose og koagulerings-pH i praksis må stilles inn annerledes enn det jartesten viste.

Det finnes verktøy som kan være til hjelp for identifisering av optimale driftsforhold:

- 1) Erfaringer og tidsrekker fra eget og andres anlegg. Her er det sammenhengen mellom råvannskvalitet (spesielt årstidsvariasjoner, innhold og sammensetning av NOM), anvendte driftsbetingelser og utløpsvannkvalitet som bør granskes. Man kan alltid ha noe lære av "naboen", særlig dersom råvannskvalitet og prosessutforming er relativt sammenfallende.
- 2) Ligninger og modeller for ulike driftsforhold (koagulantdose, vannkvalitet, slamproduksjon, filtersyklustlengder, osv)
- 3) Avanserte vannanalyser. Her tenkes spesielt på NOM-fraksjonering, BDOC-analyser m.v. som forteller noe om koagulerbarhet (fjernbarhet) versus oppnådd fjerning av TOC og ulike NOM-fraksjoner, biostabilitet og biologisk vekstpotensial, osv.
- 4) Benchmarking (for koaguleringsanlegg). Her finnes etter hvert en betydelig datamengde og erfaringer som kan utnyttes – også i Norge. Det unike ved hvert enkelt anlegg kan imidlertid representere en utfordring i forhold til vanlig benchmarking, herunder bruk og representativitet av data. Her tenkes spesielt på det unike i nedbørfelt, råvann og kvalitetsvariasjoner, utforming, dimensjonering og drift, kompetanse, operatørstab m.v. Videre er eksisterende benchmarkings-systemer ofte for grovmasket og lite egnet til prosessoptimalisering.
- 5) Laboratorie- og/eller pilotforsøk med det aktuelle råvann. Dette kan være nyttige verktøy, spesielt forsøk i pilotanlegg med representativ utforming og belastningsforhold. Laboratorieforsøk i tradisjonelle jar-testere kan ha visse begrensninger, særlig for direktefiltrering og kontaktfiltreringsprosesser der en maksimering av fnokkers størrelse og sedimenterbarhet ikke er målet (mer om dette senere).
- 6) Fullskala optimaliseringsforsøk (intern benchmarking). Dette omfatter systematiske optimaliseringsforsøk i full skala med planmessige prøveuttak og analyser. Selve forsøkene utføres av driftspersonalet, gjerne med hjelp og støtte fra eksterne fagmiljø, og med én eller flere forsøksrunder avhengig av det sesongmessige variasjonsområdet for råvannskvalitet. Dette representerer en form for intern benchmarking der man kan sammenligne driftsstatus og oppnådde resultater med best mulige driftsforhold som identifiseres under slike optimaliseringsforsøk. Det henvises til Norsk Vann-rapport 189-2012 for nærmere beskrivelser og anbefalte prosedyrer for dette.

I det følgende skal beskrives noen sentrale resultater og driftserfaringer, samt empiriske modeller, etc. for koagulerings- og filtreringsprosesser.

6.3.4 Dose og pH

Figur 6-4 viser et typisk eksempel på hvordan anvendt koagulantdose og koagulerings-pH påvirker utløpsvannkvaliteten. Figuren angir også (røde streker) Veiledningens barriereindikatorverdier for restkoagulant (0.15 mg Al/L) og restfarge (5 mg Pt/L). Det fremgår at man for dette råvannet (med turbiditet < 1 NTU og farge ca 50 mg Pt/L), må anvende en minimumsdose på nær 2.5 mg Al/L og en koagulerings-pH i området 5.7-6.2 for at koaguleringen skal utgjøre en hygienisk barriere i henhold til Veilederens indikatorkrav.

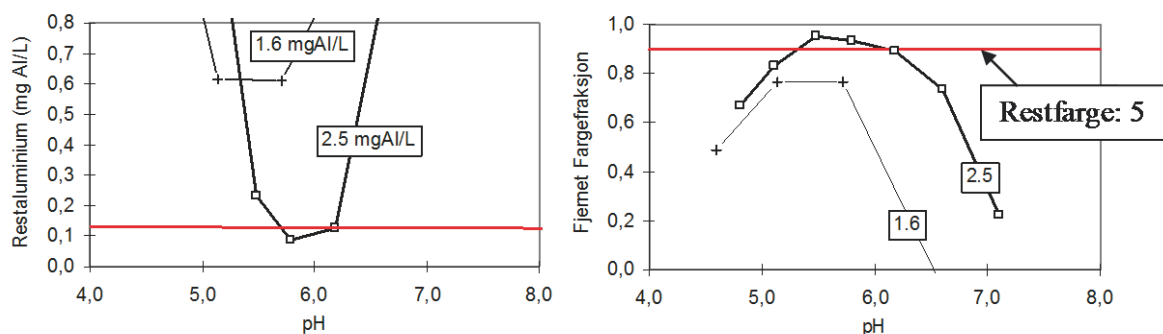
Det fremgår også av figuren at det er kravet til restkoagulant (< 0.15 mg Al/L) som er bestemmende for koagulantbehovet: En koagulantdose på 1.6 mg Al/L er relativt nær ved å oppfylle barriereindikatorkravet til farge (< 5 mg Pt/L), mens man ved denne dosen er langt fra å oppfylle barriereindikatorkravet for restkoagulant (< 0.15 mg Al/L).

På noen koaguleringsanlegg er råvannets pH og alkalitet/bufferkapasitet på et nivå som gjør at man ved tilsats av koagulant i riktig dose ender opp med en pH innenfor det

optimale området for koagulering – uten behov for pH-korrigerende tilsats av syre eller base. På andre anlegg vil en viss overdosering av sure koagulanter som eksempelvis aluminiumsulfat og jernklorid kunne bringe koagulerings-pH innenfor det optimale området. Slike muligheter for å unngå separate doseringsopplegg for pH-korrigerende syre/base er selvsagt attraktive, men man bør være klar over at råvannskvalitet - og bufferevne - normalt endres med årstiden og over tid, noe som kan medføre at man likevel trenger syre eller base i deler av året eller i nær fremtid. Returstrømmer som modningsvann (med pH nær koagulerings-pH), modningsvann fra alkaliske filtersenger (høy pH) og/eller rejektivann fra spyleslambehandling vil også påvirke pH og bufferkapasitet og derved hvilken koagulerings-pH man ender opp med.

I tilfeller som nevnt over kan det være aktuelt anvende/teste ut koagulanter med ulikt syreinnhold (slike er nå tilgjengelige på markedet), slik at koagulanten skreddersys for det vannet som skal behandles. Dette kan gjøre at man kan oppnå optimal koagulerings-pH uten separat syre/base dosering eller overdosering av koagulant.

Uansett vil en hver overdosering av koagulant vil medføre en økt slamproduksjon, noe som i direkte- og kontaktfiltre vil medføre raskere trykktapsutvikling og tidligere gjennombrudd, dvs. kortere filtersykluser, økt spylevannsforbruk, m.m. (Jfr. kap. 6.12 og 6.13).



Figur 6-4 Typiske effekter av koagulantdose og koagulerings-pH på restaluminiuminnhold og grad av fargefjerning ved kontaktfiltrering (Aluminiumsulfat; Råvannsfarge 50 mg Pt/L) (Eikebrokk, 2001).

Erfaringer fra mange års studier av koagulantbehov og driftsoptimalisering fra en lang rekke koaguleringsanlegg i pilot og full skala, kan oppsummeres i følgende punkter:

1. På anlegg med Al- eller Fe-basert koagulering og konvensjonelle én- eller to-media filtersenger **uten** alkaliske etterfiltre eller alkaliske filterlag, vil Veiledningens barriereindikatorverdi for **rest-koagulantinnhold** (0.15 mg Me/L) normalt være bestemmende faktor for nødvendig koagulantdose
2. På anlegg **med** alkaliske etterfiltre eller alkaliske filterlag vil disse effektivt fjerne rest-koagulant, i særlig grad Fe, slik at barriereindikatorverdien for **utløps-turbiditet** fra enkeltfiltre (0.2 NTU) normalt vil være bestemmende for koagulantbehovet.

6.3.5 Doseringpumper

Det finnes forskjellige typer doseringpumper på markedet. Disse fungerer etter noe ulike prinsipper. Membranpumper (Figur 6-5) benyttes på mange mindre anlegg, til dosering av koagulant og alkalisk kjemikalium (lut e.l.). Disse doserer en fast innstilt mengde koagulant i pulser med noen sekunders mellomrom. Justering skjer ved at frekvensen på doseringen øker eller minker, eller at slaglengden på stempelen justeres.



Figur 6-5 Typiske membranpumper (Prominent). Slaglengde stilles med skruen i midten av panelet. Frekvens stilles med trykknappene under skruen. Foto: F. Ording

Hvis det går for lang tid mellom hver dosering/puls, vil innblandingen av kjemikalier i vannstrømmen bli dårlig og inhomogen. Hvor lenge det bør gå mellom hver dose vil variere mye med bl.a. type koagulant og innblandingsforhold. Det finnes vannverk der det går et halvt minutt mellom hver gang doseringspumpen gir en "porsjon" koagulant eller lut inn i vannstrømmen. Hvis anlegget for øvrig ikke har problemer er dette lite å bekymre seg over, men ellers er dette et opplagt forbedringspunkt. Det normale tiltaket vil være å øke frekvensen og redusere slaglengden på stampelet. Det er imidlertid en grense for dette, for ved lav slaglengde blir pumpen lett for unøyaktig. Som hovedregel bør man forsøke å unngå slaglengder på mindre enn 20 %. En del vannverk anvender doseringspumper som ikke er tilpasset den faktiske mengden koagulant som skal tilføres vannet, og bør derfor vurdere å bytte til andre, gjerne mindre pumper.

I magnetdrevne doseringspumper som går på lav slaglengde kan det av og til danne seg en gassboble i rommet foran membranen. Denne vil komprimeres og ekspandere for hvert slag av membranen, noe som fører til at det ikke doseres så mye flytende kjemikalium som forutsatt. For å unngå dette bør slaglengden økes. Det kan også være gunstig å montere lufteventiler. Som strakstiltak mot slike luftbobler kan det være tilstrekkelig å øke slagfrekvensen til det maksimale i noen sekunder.

Etter en vesentlig endring av doseringspumpens slaglengde ($> 20\%$), må denne recalibreres og de nye verdier må legges inn i driftskontrollsystemet. Dosert mengde pr. slag vil normalt ikke være proporsjonalt med det prosenttallet som angir slaglengden på slike doseringspumper. Kalibreringen gjøres ved å måle hva pumpen faktisk doserer under de aktuelle doseringsforhold (slaglengde, mottrykk, kjemikalium). Dersom det ikke er installert en egen kalibreringskolonne på pumpens sugeside kan man koble av sugeslangen og flytte den over i et egnet målebeger. Måleperioden bør være tilstrekkelig lang til at man kan lese/beregne doseringsvolumet med tilstrekkelig nøyaktighet, f.eks. minst 500 pumpeslag.

Dersom doseringsbeholderne for kjemikalier er plassert over vannets trykklinje doseres det mot undertrykk. Enkle doseringspumper kan ha fritt gjennomløp, og forutsetter at det doseres mot en mottrykks-ventil (Figur 6-6). Hvis mottrykks-ventilen skulle svikte kan koagulant eller lut bli suget fra dagtanken gjennom pumpen og inn på

råvannsledningen, noe som kan få alvorlige følger for vannkvaliteten. Det er normalt enkelt å konstatere om dette har skjedd ved å ha kontroll på om nivået i dagtanken synker mer enn normalt.

Noen doseringspumper leveres med svært enkle mottrykks-ventiler der kjemikalieslangen kobles til nippelen på råvannsledningen. Mottrykksventilen består av en kule som holdes av en fjær i selve koagulantstrømmen. Disse kan ikke forventes å vare lenge. Det bør i stedet installeres egne mottrykks-ventiler nær doseringspumpen. Også disse krever regelmessig vedlikehold.

Det finnes også beholdere for utjevning av dosert kjemikalium. Disse kan monteres på kjemikalieslangen mellom doseringspumpen og doseringspunktet.

Mengdemålere kan monteres på doseringsledningen for kontroll og/eller styring av dosert mengde, noe som også gjør det enkelt å legge inn alarmer ved over- eller underdosering. Man kan også anvende en enkel løsning der sugeventilen er plassert i en gradert sylinder. Sylindren er forbundet med doseringsbeholderen via en slange og en avstengningsventil. Ved å stenge ventilen kan dosert mengde enkelt beregnes ut fra volumavlesninger på målesylindren ved gitte tidsintervall. Som en tilleggskontroll av kjemikaliedosen – og av leverandørens opplysninger/produktspesifikasjoner – kan det også være nyttig å sende prøver av doseringsløsningen til kjemisk analyse med jevne mellomrom.



Figur 6-6 Eksempel på doseringspumpe (ProMinent Gamma 4) med DHV-RM mottrykks-ventil. Foto: F. Ording

6.3.6 pH-måling og pH-metere

pH er en krevende parameter å analysere. Det finnes pH-metere og pH-sonder i flere prisklasser og med varierende grad av "enkelhet". Det manes imidlertid til en smule forsiktighet ved bruk av det billigste/enkleste utstyret fordi dette ikke alltid oppfyller de krav man har til nøyaktighet og stabilitet av pH-målinger i koaguleringsprosesser.

Det anbefales å bruke instrumenter med separat pH-elektrode, med årlig bytte av denne. Norsk drikkevann har en langt lavere ionestyrke enn drikkevann i mange andre land, noe som bidrar til å gjøre pH-målinger ekstra vanskelige. pH-elektroden bør derfor være tilpasset et ionefattig vann. Det anbefales også å handle fra leverandører som har

erfaring med pH-måling i typisk norske og ionefattige vanntyper og som for øvrig har inngående produktkunnskap og innsikt. Det kan også være en god idé å utveksle erfaringer og synspunkter med andre brukere av pH-målere og pH-sonder. Det kan også være gunstig å inngå samarbeid med lokale analyselaboratorier og la driftspersonalet få opplæring og oppfølging derfra.

Ved måling av koagulerings-pH (like) etter tilsatspunktet for koagulant vil pH-sonden være svært utsatt for beleggdannelse, gjerne i form av metallhydroksid, noe som krever hyppig kontroll, rengjøring og kalibrering av elektroden. Det er derfor viktig å tilpasse armaturen for enkel demontasje. Rengjøring bør normalt skje med kjemiske midler siden mekanisk rengjøring lett kan skade elektroden.

For å unngå slike beleggproblemer og tilhørende feilmålinger kan man plassere pH-sonden et annet og mindre utsatt sted, eksempelvis etter – og ikke foran – filtertrinnet. Man vil da som regel måle en litt høyere pH-verdi, men dette er uproblematisk dersom man systematisk forholder seg til denne pH-verdien ved tilpasning og optimalisering av koaguleringsbetingelsene.

Optimal koagulerings-pH kan endres noe over året på steder der man har stor årstidsvariasjon i vanntemperatur. For de fleste vannverk i Norge synes imidlertid ikke variasjonene å være så store at vanntemperaturen i seg selv har praktisk betydning. Derimot vil endret råvannskvalitet, særlig i form av NOM/fargetall, kreve justering av koagulantdosen og dermed også av dosen lut eller annet alkalisk kjemikalium for pH-justering. For eksempel har Farsund kommune (kontinuerlig spykende filter) erfart at en endring i PAX-dose på mer enn 5 % gjør at også lut-dosen må justeres, fordi syremengden tilført i form av koagulant endres.

Det kan også se ut som om optimal pH ved en del vannverk varierer noe over tid, uavhengig av årstidsvariasjoner i vanntemperatur. Dette kan være reelt, og sannsynligvis knyttet til årstidsvariasjoner i mengde og sammensetning – og derved i koagularbarhet – av NOM.

Man kan heller ikke se bort fra at en slik variasjon i optimal pH kan ha sammenheng med aldring av pH-elektroder eller bytte av pH-meter – til tross for en kalibrering i tråd med anbefalingene. Det kan også være aktuelt å anvende to parallelle pH-elektroder, der en av dem anvendes til styring og der avvikende resultater mellom elektrodene kan være et signal om behov for nærmere undersøkelser, rengjøring og/eller rekallibrering.

6.4 NOM og koagulering

6.4.1 NOM bestemmer koaguleringsbetingelsene

Koagulering av naturlig organisk materiale (NOM) innebærer betydelig høyere koagulantbehov og strengere krav til koagulerings-pH enn fjerning av partikler/turbiditet.

NOM-innholdet (Figur 6-7) vil derfor normalt være bestemmende for koaguleringsbetingelsene i typisk norske råvann. NOM-innholdet kan måles på flere måter: Total (TOC) eller løst (DOC) organisk karbon, farge (mg Pt/L) eller UV-absorbans (1/cm eller 1/m).

NOM påvirker i tillegg en lang rekke forhold innen behandling og distribusjon av drikkevann:

- NOM påvirker farge, lukt og smak på vannet
- NOM øker koagulantbehovet og behovet for desinfeksjonsmiddel
- NOM påvirker desinfeksjonseffektiviteten og danner desinfeksjonsbiprodukter (DBP)

- NOM påvirker stabiliteten og fjerningen av uorganiske partikler og av mikroorganismer
- NOM påvirker mobiliteten og tilgjengeligheten av mikroforurensninger
- NOM påvirker korrosjonen av utstyr og ledningsmaterialer – også innomhus
- NOM påvirker vannets biologiske stabilitet, og gir biologisk vekst og biofilmdannelse
- NOM danner belegg (fouling) på membraner, blokkerer porer i aktivkullfiltre og utkonkurrerer lukt/smak og andre forbindelser i kampen om adsorpsjon i aktivkullfiltre
- NOM kontrollerer koaguleringsprosesser og påvirker all vannbehandling, inklusive barriereeffektivitet og log-reduksjoner av mikroorganismer og patogener
- Økende NOM-innhold og økende sesongmessige variasjoner i mengde og sammensetning gir betydelige utfordringer for drift av koaguleringsanlegg og for driftskontrollsystemer

For å illustrere NOMs unike egenskaper hva gjelder affinitet til ulike stoffer inklusive miljøgifter, metaller og mikroforurensninger, er NOM ofte illustrert som en "støvsuger", jfr. Figur 6-8. Dette innebærer at en effektiv NOM-fjerning også betyr en effektiv fjerning av NOM-tilknyttede miljøgifter og mikroforurensninger.

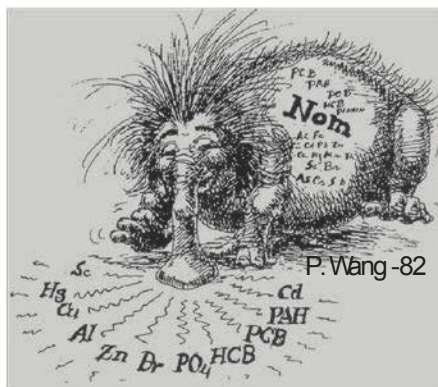


Figur 6-7 Naturlig organisk materiale (NOM) i vann: Fargetall på 15, 30 og 50 mg Pt/L (Foto: B. Eikebrokk, 1985)

Et økt NOM-innhold vil altså normalt innebære økt koagulantbehov. De fleste koaguleringsanlegg tilpasser derfor koagulantdosen til råvannskvaliteten ved å anvende:

1. En mer eller mindre fast dosering over året som dekker "worst case" med hensyn til råvannskvalitet
2. En koagulantdose som justeres jevnlig i henhold til endringer i råvannskvalitet – basert på erfaringsmodeller for koagulantdose som funksjon av råvannsfarge (jfr. kap. 6.5.1, ligning 6-1)
3. En koagulantdosering som styres via en algoritme i driftskontrollsystemet ut fra on-line målinger av råvannsfarge farge eller UV-absorbans. Her vil det normalt legges inn en overstyring med relativt snevre maksimums- og minimumsgrenser for å hindre svikt i koaguleringen dersom det skulle oppstå feil i on-line måleutstyret
4. Noen anlegg, primært i England og USA styrer koaguleringsprosessen etter overflateladningen på koagulerte partikler, siden det har vist seg at koaguleringen foregår best ved en ladning nær null eller svakt negativ (zetapotensialmålere, streaming current detectors). Norske erfaringer (SINTEF) tyder imidlertid på at

selv om best koagulering synes å oppstå for en svak negativ ladning (et zetapotensial mellom null og minus 10 mV), er resultatene ikke tilstrekkelig konsistente til styringsformål fordi man kan få så vel gode som dårlige resultater for ett og samme målesignal innenfor dette området.



Figur 6-8 Illustrasjon av naturlig organisk materiale (NOM) egenskaper som "støvsuger" for miljøgifter, metaller og mikroforurensninger (ill.: Peter Wang, NIVA).

6.4.2 Koagulering og NOM-sammensetning

Koagulerbarheten, koagulantbehovet og andelen av NOM (TOC) som kan fjernes ved koagulering avhenger ikke bare av NOM-innholdet, men også av sammensetningen av NOM.

Det er normalt slik at de hydrofobe og sterkt fargede NOM-fraksjoner med opphav fra nedslagsfeltet (alloktont materiale), og som omfatter de typiske humusfraksjoner som dominerer i typisk norsk overflatevann, fjernes lettere og mer effektivt ved koagulering enn de hydrofile og mer lavmolekylære fraksjoner som i større grad er organisk materiale med opphav i algevekst, mikrobiologiske prosesser, etc. i selve vannkilden (autoktont materiale).

Nøytrale, hydrofile NOM-fraksjoner kan i svært liten grad fjernes ved koagulering. Dette innebærer at råvann med en høy andel av nøytrale, hydrofile NOM-fraksjoner bør behandles med andre metoder enn koagulering. Ulike råvann kan derfor ha ulik koagulerbarhet – selv om TOC-innholdet er det samme.

I Norge domineres NOM-innholdet normalt av hydrofobe humusfraksjoner (> 70-80 %) med opprinnelse i nedbørfeltet (planterester, løv, barnåler, etc). Norsk overflatevann er derfor i regelen godt koagulerbart, med vanlige renseeffekter i området 90-95 % for farge og UV-absorbans, og 60-70 % for TOC.

Klimaendringene kan imidlertid påvirke dette bildet. Redusert tilførsel av sur nedbør, et varmere klima, økt nedbørmengde, økt nedbørintensitet og økt utvasking av næringsstoffer har gitt – og kan gi fortsatt økt NOM-innhold, noe som påvirker koagulantbehov og øvrige driftsforhold ved koaguleringsanlegg i betydelig grad. Men klimaendringene kan også medføre en økt andel av alge-generert, hydrofil og vanskelig koagulerbar NOM, noe som kan utløse behov for oppgradert vannbehandling og/eller supplerende vannbehandlingstrinn.

En fraksjonering av NOM (DOC) i ulike hydrofobe og hydrofile fraksjoner vil derved kunne gi informasjon om koagulerbarhet og forventede renseeffekter ved koagulering.

En hurtigfraksjoneringsmetode for NOM som er adoptert fra Australian Water Quality Center (AWQC) og som er anvendt av SINTEF på flere norske vannverk, deler vannets DOC inn i 4 fraksjoner:

1. VHA (very hydrophobic acid)
2. SHA (slightly hydrophobic acid)
3. CHA (charged hydrophilics)
4. NEU (neutral hydrophilics)

VHA og SHA omfatter høymolekylære humus og fulvussyrer, og disse fraksjonene vil normalt dominere i norske drikkevannskilder. Grunnet de mange dobbeltbindinger som absorberer lys, er også fargen og UV-absorbansen i vannet i hovedsak knyttet til disse to humusfraksjonene, som har sin opprinnelse i nedslagsfeltet. CHA og NEU inneholder mer lavmolekylært organisk stoff, og er i større grad knyttet til algeprodusert organisk stoff.

De hydrofile NOM-fraksjoner (CHA og NEU) viser seg også – i motsetning til de hydrofobe fraksjoner (VHA og SHA) – å være bionedbrytbare. Resultater fra en lang rekke analyser av NOM-fraksjoner og bionedbrytbarhet (målt som biodegraderbart organisk karbon, BDOC) i inn- og utløpsvann fra et titalls norske vannverk viser en klar korrelasjon ($R^2 > 0.84$) mellom BDOC og innholdet av CHA (og NEU). Ingen slik sammenheng kunne påvises mellom BDOC og de hydrofobe fraksjoner VHA og SHA (Eikebrokk, 2012).

Disse undersøkelsene viser også noen andre forhold som skal nevnes her:

- NEU-fraksjonen er generelt vanskelig å fjerne ved koagulering, men innholdet av denne fraksjonen er normalt lavt i norske råvann uten særlige algeproblemer
- De andre fraksjonene (VHA, SHA og CHA) er normalt godt koagulerbare, men renseeffekten for CHA varierer ofte mer med tid og sted enn renseeffektene for VHA og SHA-fraksjonene
- Med utgangspunkt i en NOM-fraksjonering av råvann kan man derfor stipulere hvor godt koagulerbart et råvann er (i hovedsak bestemt av NEU-innholdet), og hvor stor andel av den totale DOC som kan forventes fjernet ved koagulering
- Vannets biologiske vekstpotensial – målt som BDOC – er lavt i typisk norske råvann uten vesentlig algevekst, og dette reduseres ytterligere etter koagulering til et BDOC-nivå svært nær null.
- Vekstpotensialet (BDOC) er nært korrelert til innholdet av de hydrofile NOM-fraksjoner (CHA og NEU). Vannets innhold av disse NOM-fraksjoner må derfor holdes under kontroll i produsert/distribuert vann for å unngå biologiske vekstproblemer på nettet

Det henvises til kapittel 6.21 for en nærmere beskrivelse av NOM-fraksjonering og andre diagnoseverktøy (BDOC) for vann og vannbehandlingsprosesser.

Innholdet av hydrofobe NOM-fraksjoner korrelerer normalt godt med vannets spesifikke UV-absorbans ($SUVA = UV\text{-absorbans (m}^{-1})/DOC \text{ (mg} \cdot \text{L}^{-1})$). En høy SUVA-verdi ($>3\text{-}4 \text{ L m}^{-1} \text{ mg}^{-1}$) indikerer derfor et høyt innhold av aromatiske forbindelser med konjugerte dobbeltbindinger (som gir farge og UV-absorbans) – og et godt koagulerbart råvann.

Siden vannets TOC-innhold består av både koagulerbare og ikke-koagulerbare NOM-fraksjoner, vil vannets farge eller UV-absorbans ofte være et bedre mål for den koagulerbare NOM-fraksjonen enn vannets totale TOC eller DOC-innhold. Dette gjenspeiles også i det faktum at man i godt drevne anlegg ofte kan oppnå renseeffekter på over 90-95 % med hensyn til farge og UV-abs, men sjelden over 60-70 % med hensyn til TOC. Dette innebærer også at dersom man ønsker å styre prosessen etter råvannskvalitet, så vil farge eller UV-absorbans være en bedre og mer representativ styringsparameter for koaguleringsprosessen enn TOC.

Tabell 6-1 indikerer i tråd med dette hvilke rensegrader for DOC som kan forventes ved koagulering av råvann med ulike SUVA-verdier. I Norge vil vi ofte finne råvann med SUVA-verdier i området på 3.5-5, noe som derved indikerer god koagulerbarhet.

Tabell 6-1 Sammenheng mellom SUVA, NOM-sammensetning og koagulerbarhet (Edzwald and Tobiason, 1999).

SUVA	Composition	Coagulation	DOC Removals
> 4	Mostly Aquatic Humics, High Hydrophobicity, High MW	NOM Controls, Good DOC Removals	> 50 % for Alum, Little Greater for Ferric
2-4	Mixture of Aquatic Humics and Other NOM, Mixture of Hydrophobic and Hydrophilic, Mixture of MWs	NOM Influences, DOC Removals Should be Fair to Good	25-50 % for Alum, Little Greater for Ferric
< 2	Mostly Non-Humics, Low Hydrophobicity, Low MW	NOM has Little Influence, Poor DOC Removals	< 25 % for alum, Little Greater for Ferric

Tabell 6-2 viser anbefalinger for nødvendig koagulantdosering og koagulerings-pH for koagulering av norsk overflatevann. Anbefalingene er basert på omfattende forsøk med koagulering-kontaktfiltrering av råvann med ulike NOM-innhold målt som farge i pilot- og fullskalaanlegg (Eikebrokk, 1999, 2001).

Tabell 6-2 Anbefalte verdier for fargespesifikk koagulantdose og koagulerings-pH ved bruk av ulike koagulanter på råvann med ulike fargetall og SUVA-nivåer (Eikebrokk 2001)

Råvanns-farge mg Pt/L	SUVA L/mg C m	Minimum spesifikt koagulantbehov			
		Al-sulfat µg Al/mg Pt	Poly Al-klorid µg Al/mg Pt	Fe-klorid µg Fe/mg Pt	Kitosan µg/mg Pt
15	3.8	78	67	162	110
30	4.3	63	54	128	80
50	4.8	61	49	100	70
		pH ¹⁾ 5.8-6.6	pH 5.7-6.7	pH 4.0-5.5	pH 5.0-6.0

¹⁾ Vanlig område for optimal koagulerings-pH for angitt type koagulant

Her skal også henvises til Norsk Vann-rapport 189-2012 som i detalj beskriver forslag til full-skala optimaliseringsprosedyrer for koaguleringsanlegg. Her gis også konkrete eksempler på bruk av de overnevnte diagnose- og optimaliseringsverktøy for hurtigfraksjonering av NOM og kolonne-baserte BDOC-analyser, og typiske resultater fra koaguleringsanlegg sammenlignes med resultater fra anlegg med annen type vannbehandling. Her presenteres også eksempler på resultater som viser sesongmessige variasjoner i innholdet av ulike NOM-fraksjoner i råvann og rentvann.

6.5 Koagulantbehov og forhold som påvirker dette

6.5.1 Empiriske modeller for koagulantdose

Basert på et stort antall pilotforsøk med koagulering og kontaktfiltrering i tomedia anthrasitt-sandfiltre fant Eikebrokk (1996, 1999) at restkoagulantinnholdet var bestemmende for nødvendig koagulantdosering for å oppfylle kravene til vannkvalitet og barriereindikatorer angitt i drikkevannsforskriften med tilhørende veileder ved

koagulering-filtrering av typisk norske, bløte overflatevann med betydelig NOM-innhold og lav turbiditet. NOM-innholdet domineres av lett koagulerbare, hydrofobe humusfraksjoner, med lavt innhold av nøytrale, hydrofile og dårlig koagulerbare NEU-fraksjoner. Forsøkene demonstrerte videre at området for optimal koagulerings-pH ble innsnevret når koagulantdosen ble redusert.

Basert på de overnevnte pilotforsøk, supplert med resultater fra fullskala anlegg, ble det også formulert empiriske modeller for sammenhengen mellom råvannskvalitet (farge) og minste nødvendige koagulantdose ($D_{\min}$) ved behandling av bløtt, NOM-holdig overflatevann med lav turbiditet og alkalitet for akkurat å oppfylle kravene i den norske drikkevannsforskriften med veileder.

En slik absolutt minimumsdose innebærer imidlertid et svært snevert område for koagulerings-pH. Den praktiske minimumsdosen ($D_{\text{prak, min}}$) er derfor av driftsmessige hensyn satt 25 % høyere for å gi et område for koagulerings-pH som er tilstrekkelig bredt til at anlegget kan styres/drives på en god måte.

Modellene er på en enkel lineær form og gjelder for råvann med fargetall i området 10-70 mg Pt/L (Eikebrokk, 2004; 2006):

$$D = a \cdot \text{Råvannsfarge} + b \quad (6.1)$$

der D er minste nødvendige koagulantdose (mg Me/L), og a og b er konstanter som avhenger av anvendt type koagulant og ønsket vannkvalitet/bredde på optimalt område for koagulerings-pH.

For aluminiumsulfat:

$$D_{\min} \text{ (mg Al/L)} = 0.043 \cdot \text{Farge (mg Pt/L)} + 0.30 \quad (6.2)$$

$$D_{\text{PRAK}} \text{ (mg Al/L)} = 0.054 \cdot \text{Farge (mg Pt/L)} + 0.37 \quad (6.3)$$

der

$D_{\min}$ = Absolutt minimumsdose (mg Al/L) for akkurat å oppfylle gjeldende vannkvalitets- og/eller barriereindikatorkrav

D_{PRAK} = Praktisk minimumsdose (mg Al/L) for å oppfylle gjeldende vannkvalitets- og/ eller barriereindikatorkrav innenfor et driftsvennlig/praktisk område for koagulerings-pH

Farge = Dimensjonerende fargetall i råvannet (mg Pt/L)

Et dimensjonerende fargetall på eksempelvis 40 mg Pt/L vil da kreve følgende dosering av Al-sulfat:

$$D_{\min} = 0.043 \cdot 40 + 0.30 = 2.0 \text{ mg Al/L}$$

$$D_{\text{PRAK}} = 0.054 \cdot 40 + 0.37 = 2.5 \text{ mg Al/L}$$

Med kommersiell Al-sulfat (ALG) på granulær form ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14.3 \text{ H}_2\text{O}$), tilsvarer dette doseringsmengder på henholdsvis 22 og 28 mg ALG/L (et forholdstall på 11,12 mellom mengde ALG og Al).

På tilsvarende måte er det satt opp modeller for koagulering med jernklorid/jernklorid-sulfat:

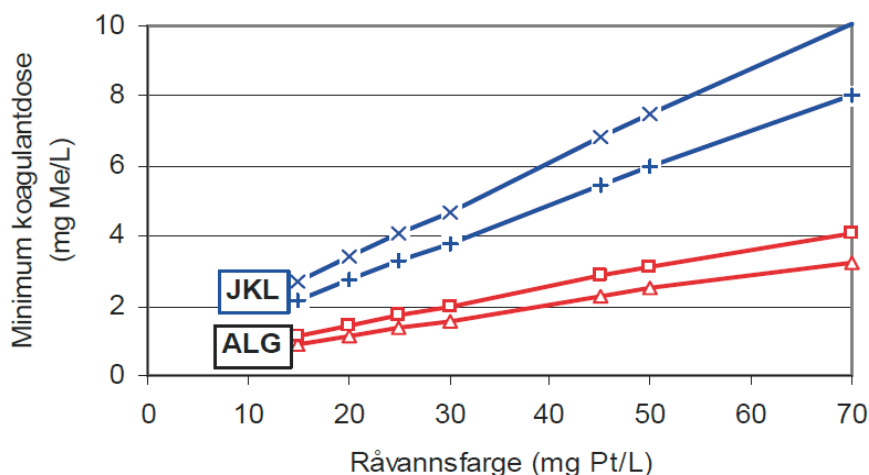
$$D_{\min} \text{ (mg Fe/L)} = 0.107 \cdot \text{Farge (mg Pt/L)} + 0.58 \quad (6.4)$$

$$D_{\text{PRAK}} \text{ (mg Fe/L)} = 0.134 \cdot \text{Farge (mg Pt/L)} + 0.72 \quad (6.5)$$

Som nevnt over representerer D_{MIN} den absolutte minimumsdosering som er nødvendig for akkurat å oppfylle kravene i den norske drikkevannsforskriften med veiledning, der barriereindikatorkravene til rest-metall og/eller turbiditet normalt vil være bestemmende for koagulantbehovet ($< 0.15 \text{ mg Me/L}$, $< 0.2 \text{ NTU}$, respektive).

Forsøkene viste at området for optimal koagulerings-pH ble innsnevret når koagulantdosen ble redusert. Bruk av en absolutt minimumsdose som angitt over innebærer derved et svært snevert område for koagulerings-pH der man evner å oppfylle kvalitetskravene (når koagulantdosen går mot den absolutte minimumsverdien, går det optimale pH-området i prinsippet mot et punkt enn et område, jf. Fig. 6-2). Den praktiske minimumsdosen (D_{PRAK}) er derfor av driftsmessige hensyn satt 25 % høyere enn D_{MIN} , en dose som normalt vil være høy nok til å gi et område for koagulerings-pH som er tilstrekkelig bredt til at anlegget kan styres/drives på en god måte, jfr. Fig. 6-2.

Figur 6-9 viser ut fra dette modellerte minimumsdoser (nedre kurve) og praktiske doser (øvre kurve) for koagulering med jernkloridsulfat (JKL) og aluminiumsulfat (ALG) av råvann med fargetall i området 10-70 mg Pt/L. Det fremgår at man på mengdebasis trenger om lag dobbelt så mye Fe som Al for koagulering av vann med samme farge. Siden molmassen for Fe (55.8) er om lag dobbelt så høy som for Al (27.0), innebærer dette at koagulantbehovet på molbasis (mmol/L) blir om lag det samme for de to koagulanter. Men optimal koagulerings-pH er som før nevnt svært forskjellig (grovt sett pH 4-5 for Fe, og pH 5.5-6.5 for Al). Siden restmetall normalt er bestemmende for koagulantdosen, vil anlegg med alkaliske etterfiltre eller alkaliske filterlag kunne anvende noe lavere koagulantdoser enn det denne modellen predikterer. Dette forholdet bør kartlegges nærmere, slik at potensialet for redusert kjemikaliebruk kan identifiseres og utnyttes.



Figur 6-9 Modellerte absolutte (nederste kurve) og praktiske minimumsdoser (øverste kurve) ved Fe (JKL)- eller Al-basert (ALG) koagulering av råvann med farge i området 10-70 mg Pt/L (Eikebrokk, 2003)

Ut fra den angitte modellen vil et råvann med farge 30 mg Pt/L normalt kreve absolutte og praktiske minimumsdoseringer i området 1.6-2.0 mg Al/L for aluminiumsulfat og 3.8-4.7 mg Fe/L for jernbaserte koagulanter.

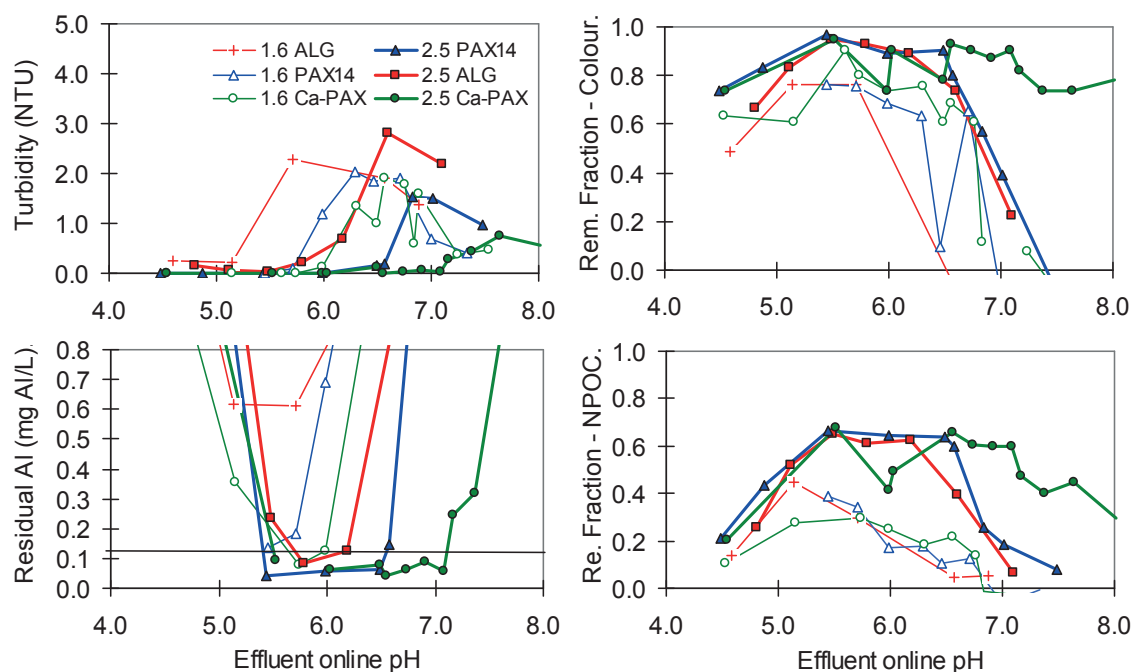
Som angitt i Tabell 6-2 vil prepolymeriserte aluminiumsalter normalt tillate noe lavere doseringsmengder enn aluminiumsulfat, normalt fordi slike prepolymeriserte koagulanter normalt fjerner turbiditet og rest-aluminium mer effektivt over et bredere område for koagulerings-pH, et forhold som også kan tillate bruk av en noe høyere koagulerings-pH enn for vanlig aluminiumsulfat. Figur 6-10 viser resultater fra sammenlignende

kontaktfiltreringsforsøk med ulike koagulanter der de overnevnte forskjeller mellom koagulantene kommer tydelig frem.

Det fremgår videre at nødvendig minimumsdosering for Al-sulfat er nær 2.5 mg Al/L, i tråd med prediksjonen fra modellen over. Den prepolymeriserte koagulant med forhøyet kalsiuminnhold ble testprodusert som et alternativ til de relativt krevende og driftsmessig utfordrende kalkberedningsanleggene som benyttes for korrosjonskontroll med kalk/CO₂. Koagulantens kalsiuminnhold er tilpasset typiske norske råvann med lavt Ca-innhold og normale doseringsmengder av koagulant, slik at man får et behandlet vann med kalsiuminnhold innenfor det anbefalte området (15-25 mg Ca/L). For å få tilstrekkelig stabilitet, måtte denne koagulanten imidlertid fremstilles som en relativt fortynnet løsning, noe som påvirket kostnadene negativt. Det er uvisst hvorvidt denne koagulanten p.t. er kommersielt tilgjengelig.

Hva gjelder renseeffekt for farge og TOC, er det kun små forskjeller mellom de Al-baserte koagulantene. Oppnådde renseeffekter for NOM (farge, UV-abs, TOC) vil normalt være noe bedre ved bruk av jernbasert koagulanter - med lavere optimal koagulerings-pH.

Det må poengteres at de overnevnte modeller kun predikerer orienterende verdier, og at modellene bør kalibreres lokalt.



Figur 6-10 Effekter av koagulanttype, koagulantdose og koagulerings-pH på utløpsvann-kvalitet ved kontaktfiltrering (Pilotforsøk med 2-M kontaktfiltrering; Råvannsfarge 50 mg Pt/L; ALG: Al-sulfat; PAX: Prepolymerisert Al-klorid; Ca-PAX: Prepolymerisert Al-klorid med forhøyet Ca-innhold) (Eikebrokk, 2000b, 2000c)

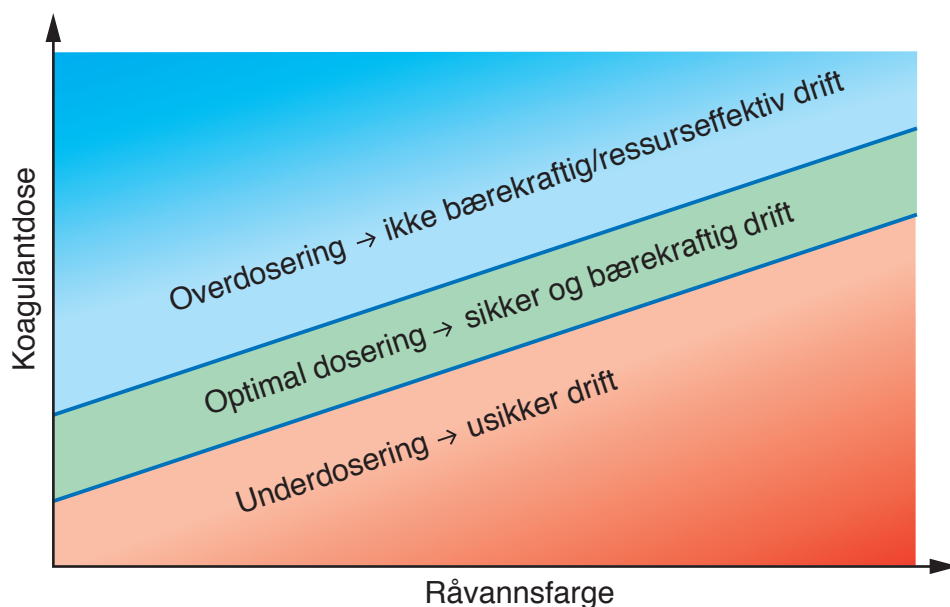
6.5.2 Sikkerhet og bærekraft

Ved drift og driftsoptimalisering av koaguleringsanlegg vil man ofte måtte foreta vurderinger som går på balansen mellom vannkvalitet/sikkerhet og ressursbruk/bærekraft, en balanse som er forsøkt illustrert i Figur 6-11.

Sikkerheten bør alltid stå sentralt, og man bør unngå driftssituasjoner med underdosering av koagulant. Slik underdosering vil normalt raskt medføre forringet vannkvalitet, redusert barriereeffektivitet og barrierestabilitet.

På den annen side vil en overdosering av koagulant normalt representere en sløsing med ressurser, og slik overdosering kan påvirke andre driftsforhold på en negativ måte (økt slamproduksjon, økt trykktap, økt filterspylefrekvens, økt forbruk av base til pH-kontroll, etc). Selv om det i visse tilfeller kan være gunstig og bærekraftig å benytte en begrenset overdosering for å komme ned i et optimalt pH-område for koagulering – i stedet for separat syredosering, vil man normalt søke å finne en koagulantdose som er optimal - ut fra vannkvalitet/sikkerhet såvel som ressursbruk/bærekraft (jf. Fig. 6-11).

Selv om optimaliseringstiltak kan synliggjøre betydelige potensialer for redusert koagulant-/kjemikalieforbruk, slamproduksjon, spylevannsforbruk, energibruk, og driftskostnader, kan man i enkelte tilfeller oppleve at reduserte koagulantdoser har negative konsekvenser for driftsforhold og barriereeffektivitet. Et eksempel på dette kan være optimaliseringen av Svartediket VBA i Bergen. Her ble det vist at god vannkvalitet – med et filterutløpsvann som med god margin oppfylte alle barriereindikatorkrav til koaguleringsanlegg – kunne oppnås med vesentlig lavere koagulantforbruk (30-40 %) enn det man tradisjonelt hadde anvendt. Dette medførte imidlertid at filtermodningen tok vesentlig lengre tid. Problemet ble løst ved å anvende en høyere koagulantdose i en begrenset tidsperiode under filtermodning (jfr. kap. 6.13.3).



Figur 6-11 Illustrasjon av balansen mellom sikker og bærekraftig/ressurseffektiv drift

6.5.3 Alkaliske filterlag påvirker koagulantbehovet

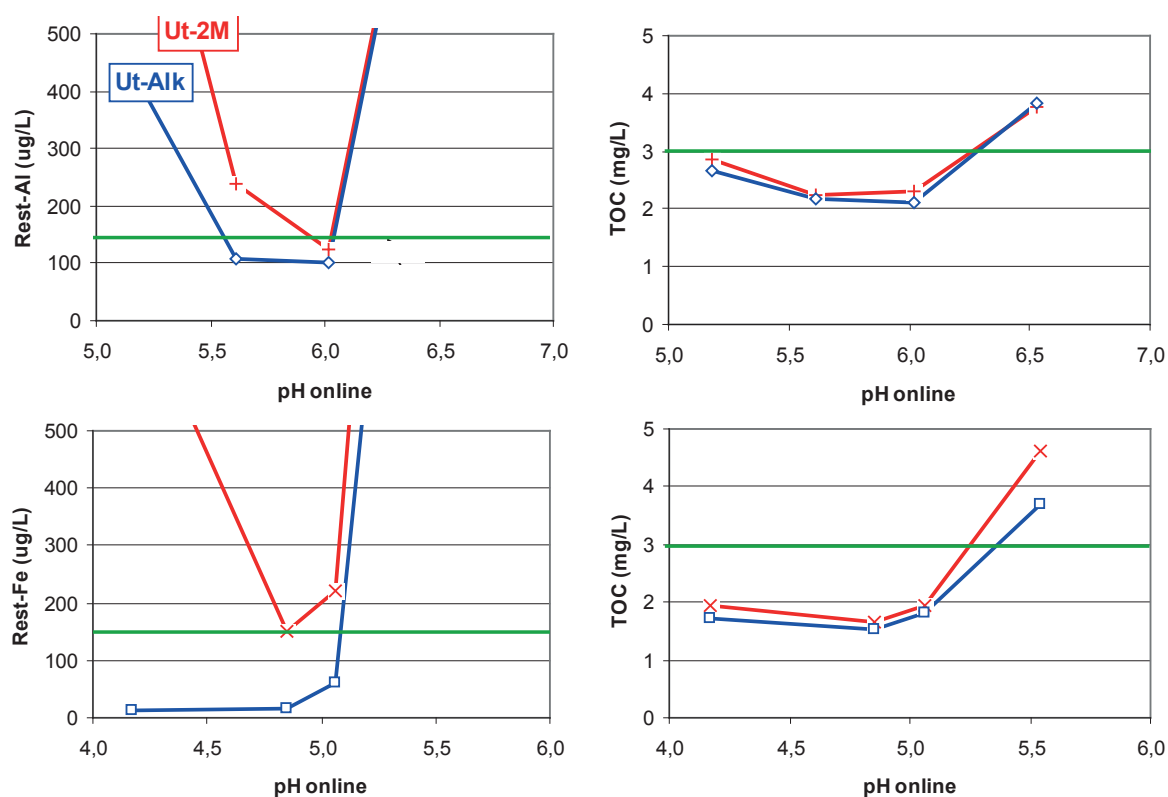
Filteranlegg med et alkalisk bunnlag (f. eks. knust kalkstein) eller separate alkaliske etterfiltre har vist seg å kunne redusere restinnholdet av metallkoagulanter i betydelig grad, og i særlig grad jern. Dette fordi man i slike filtersenger finner spesielt gunstige pH-forhold, tilgjengelig overflater (filterkorn) og tilgjengelig tid (EBCT) for utfelling av metallhydroksider.

Siden det er restkoagulantinnholdet som normalt vil være bestemmende for nødvendig koagulantdose (jfr. kap. 6.5.1), vil den minimale koagulantdoseringen på anlegg med alkaliske filterlag/etterfiltre derfor være noe lavere enn det som fås ved innsetting av aktuell verdi for råvannsfarge i modellene over. For å kunne utnytte potensialet for redusert kjemikaliebruk i slike anlegg, bør man kartlegge koagulantbehovet og eventuelt

rekalibrere de overnevnte modeller (jfr. forslag til prosedyre i Norsk Vann-rapport 189/2012).

Figur 6-12 viser i tråd med dette restinnhold av koagulant og TOC i utløpsvann fra et to-media filter (2M anthrasitt-sand) og fra et etterfølgende alkalisk filter (filterkalk). Det fremgår av figuren at det alkaliske etterfilteret fjerner rest-Al og i enda større grad rest-Fe fra vannet. TOC-innholdet påvirkes imidlertid i liten grad av den alkaliske etterfiltreringen.

Siden koagulantbehovet i de fleste koaguleringsanlegg har vist seg å være bestemt av barriereindikatorverdien for rest-koagulant (0.15 mg Me/L), innebærer disse resultatene at bruk av alkaliske filterlag i flermedia filtersenger eller separate alkaliske filtre etter to-media anthrasitt-sandfiltre åpner for en reduksjon av koagulantdosen, med de fordeler det innebærer for slamproduksjon, filterbelastning og sykluslengder, spylevannsforbruk, kjemikalieforbruk og driftskostnader. Hvor stort dette potensialet er, er imidlertid dårlig kartlagt.

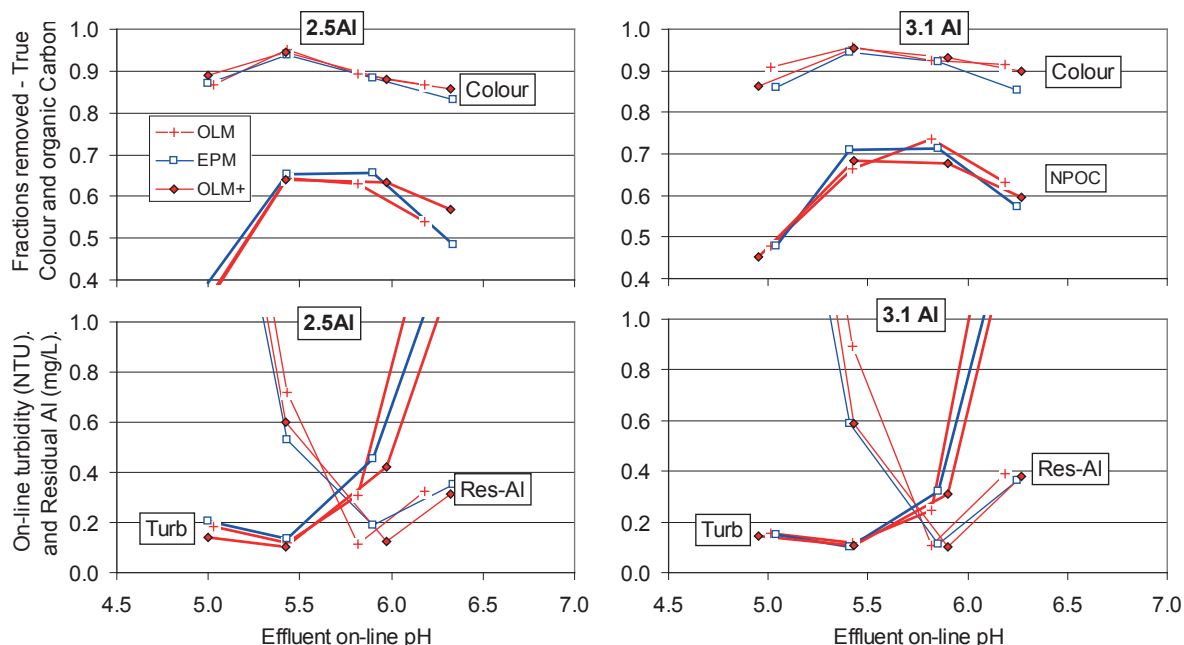


Figur 6-12 Effekter av to-media filtrering (2-M) og etterfølgende alkalisk filtrering (Alk) på restaluminiuminnhold og TOC ved koagulering av råvann med farge 30 mg Pt/L med aluminiumsulfat (1.6 mg Al/L, øverst) og jernklorid (3.8 mg Fe/L nederst) (Eikebrokk, 2003).

6.5.4 Innblandingsintensitet og vanntemperatur

Eikebrokk (2000) vurderte betydningen av innblandingsintensiteten for koagulerings-kjemikalier ved å teste tre ulike on-line mikserne med svært ulik grad av innblanding/turbulens fra det enkle til det ekstreme ("empty pipe": EPM; semi-intensiv: OLM+; super-intensiv: OLM). OLM-mikseren ga et voldsomt turbulensnivå i sonen der koagulant ble tilsatt, med et trykktap på nær 9 m. Mikserne ble testet i et pilotanlegg ved lave (1-2 °C) og normale temperaturområder (10-12 °C).

Resultatene (Figur 6-13) viste at miksing – selv ved lav vanntemperatur – hadde overraskende liten effekt på både utløpsvannkvalitet og koagulantbehov, noe som er en sterk indikasjon på at adsorpsjon til utfelt metallhydroksid er en dominerende koaguleringsmekanisme i kontaktfiltreringsanlegg, jfr. omtalen av koaguleringsmekanismer i kap. 2.2.2.

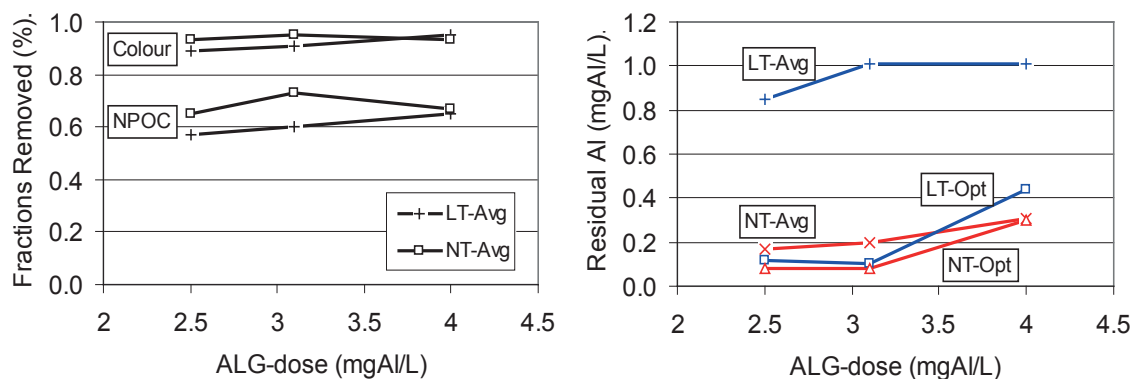


Figur 6-13 Effekt av innblandingsintensitet (miksing) og koagulerings-pH på utløpsvannkvalitet (farge, TOC (NPOC), turbiditet og rest-Al) fra to-media kontaktfiltrering av norsk overflatevann ved to ulike koagulantdoser: 2.5 (venstre) og 3.1 mg Al/L (høyre). Råvannsfarge 50; vanntemp 1-2 °C; ALG; pilotforsøk; OLM: on-line og svært intensiv/turbulent miksing; EPM: OLM+: on-line, mindre intensiv miksing; Empty pipe: Ingen miksing, koagulanttilsats direkte i røret; (Eikebrokk, 2000)

Forsøkene med lave og normale temperaturnivåer (Figur 6-14) viste at en lav vanntemperatur (LT-Avg: 1-2 °C) kun ga en relativt marginal reduksjon i renseeffekt for NOM i forhold til en normal vanntemperatur (NT-Avg: 11-12 °C). Disse resultatene er angitt som middelerverdier (Avg) av 3 forsøk innenfor et område for koagulerings-pH på 5.3-6.3 for hver av de anvendte koagulantdoser (2.5; 3.1 og 4 mg Al/L).

Selv om en lav vanntemperatur kun synes å påvirke NOM-fjerningen relativt marginalt, medførte den lave vanntemperaturen en betydelig økning av midlere rest-aluminiuminnhold (LT-Avg). Økningen i midlere rest-Al konsentrasjon var imidlertid i stor grad knyttet til at en lav vanntemperatur i betydelig grad snevret inn området for optimal koagulerings-pH, slik at middelerverdiene for rest-Al (LT-Avg) i større grad enn ved normal temperatur (NT-Avg) ble negativt påvirket av ekstremverdiene innen det angitte området for koagulerings-pH (Figur 6-14). Innenfor et snevrere, mer optimalt område for koagulerings-pH (rundt pH 6) var effektene av lav vanntemperatur på utløpsvannkvaliteten mer marginale (LT-Opt).

Negative effekter av lav vanntemperatur på utløpsvannkvaliteten fra kontaktfiltreringsanlegg kan derfor i stor grad unngås dersom anlegget drives innenfor et begrenset, optimalt område for koagulerings-pH. Dette innebærer imidlertid at man har særskilt fokus på optimal drift, med spesielt høye krav til prosessovervåking og driftskontroll i perioder med lav vanntemperatur.



Figur 6-14 Effekt av vanntemperatur på renseeffekt og utløpsvannkvalitet fra koagulering (Al-sulfat) og tomedia kontaktfiltrering. Figuren til venstre viser oppnådde renseeffekter for farge og TOC (NPOC) som middelerverdier (Avg) av fire forsøk innenfor et område for koagulerings-pH på 5.3-6.3 ved to temperaturnivåer: lav (LT, 1 °C) og normal (NT, 11 °C). Figuren til høyre viser midlere restaluminiumkonsentrasjoner (Avg) for de samme temperaturnivåer, samt rest-Al (Opt) innenfor et snevrere og mer optimalt område for koagulerings-pH (ca. 6). (Råvannsfarge 50, OLM, ALG, 2-M pilot)

Resultatene over indikerer at det sannsynligvis ikke er behov for intensive innblandingseenheter for koaguleringskjemikalier i kontaktfiltreringsanlegg med alkalisk etterfiltrering (enten som separat sluttfilter eller integrert filterlag), og der man normalt oppnår effektiv fjerning av rest-koagulant innen det alkaliske filteret/filterlaget.

Som tidligere omtalt, vil slike alkaliske filtertrinn også kunne påvirke koagulantbehovet, siden dette – som vist tidligere – ofte bestemmes av rest-koagulantinnholdet.

Dette innebærer at det er et spesielt behov for å kartlegge koagulantbehovet, samt viktigheten av kjemikalieinnblanding i kontaktfiltreringsprosesser – ut over det behovet som ligger i en homogen fordeling av kjemikalier for koagulering og pH-justering til parallelle filterenheter. Det er overveiende sannsynlig at behovet for en rask og effektiv kjemikalieinnblanding er lavere i kontaktfiltreringsprosesser der adsorpsjon til metallhydroksider i filtersengen er en dominerende koaguleringsmekanisme. Slike filtre bør sannsynligvis dimensjoneres – og drives – mer i tråd med tradisjonelle adsorpsjonsprosesser. Dette kan innebære at forhold som kontakttider og adsorpsjonskapasiteter, m.v. bør tillegges mer vekt ved design og drift av slike anlegg.

Siden viskositeten avtar med vanntemperaturen, vil imidlertid en lav vanntemperatur generelt gi økt trykktap i filtersengen. Lav vanntemperatur vil også normalt påvirke eventuelle forbehandlings- (flokkulering, sedimentering, flotasjon) og etterbehandlings-trinn (aktiv kull) i negativ retning.

6.6 Flokkulering

Flokkuleringstrinn kan utformes som omrørte, seriekoblede bassenger eller som rørflokkulering. Flokkuleringsbetingelsene bør alltid bestemmes ut fra den valgte, påfølgende separasjonsmetode.

Hvilke flokkuleringsbetingelser (omrøringsintensiteter, oppholdstider, fnokkvolum-fraksjoner, strømningsforhold, m.v.) som er optimale for forseparasjonstrinn som sedimentering og flotasjon skal ikke beskrives nærmere i denne rapporten. Generelt kan man imidlertid si at mens man for sedimentering ønsker fnokker med maksimal størrelse og synkehastighet, vil man for flotasjon normalt ønske noe mindre - og sterkere - fnokker.

Fnokkene bør ikke være så store at det oppstår betydelig grad av fnokkbrytning/fnokk-erosjon, da brutte fnokker normalt er vanskelig å reetablere.

En flokkulering som er utformet for å gi maksimal fnokkstørrelse og sedimenterings-hastighet kan gi dramatisk negative konsekvenser i form av nærmest spontane gjennombrudd når store og svake fnokker fragmenteres når de skyter fart inn i filterets poresystem (Eikebrokk, 1982) og i liten grad holdes tilbake i filtersengen.

En økende vanntemperatur kan medføre raskere fnokkdannelse og større fnokker. En redusert polymerdosering kan i slike tilfeller være påkrevet for å unngå stor grad av slamlagring på filteroverflaten eller i filtersengens øvre del - med påfølgende trykktapsbegrensninger i filtertrinnet.

På anlegg med flokkuleringstrinn, og der filteret utgjør eneste separasjonstrinn (direktefiltreringssystemer) bør flokkuleringen være slik at man skaper små og tette fnokker, noe som kan kreve relativt høye omrøringsintensiteter i siste flokkuleringstrinn ($G > 100 \text{ s}^{-1}$). Ofte ser man at de beste filtreringsresultater oppnås der fnokkene knapt er synlige (blakket vann).

6.7 Polymerløsninger og polymerdoser

Bruk av polymerforbindelser (polyacrylamid, alginat, etc) som flokkulerings- eller filtreringshjelpemidler kan øke fnokkstyrke og/eller fastholdingen mellom fnokker og filterkorn. Polymerer (ofte non-ioniske) anvendt som filtreringshjelpemiddel kan derved bidra til en vesentlig kapasitetsøkning ved å tillate bruk av betydelig høyere filtreringshastigheter under fortsatt opprettholdelse av tilstrekkelig lange filtersykluser.

Men slik polymerbruk kan også bidra til dannelse av slamklumper (mudballs) i filtersengen, og bør derfor normalt ikke anvendes med doser over 0.15-0.2 mg/L.

Man bør være klar over at utblandede og fortynnede polymerdoseringsløsninger med en konsentrasjon som anbefalt av leverandør ($< 0.1 \%$) er ferskvare, og at de mister effekt ved lengre lagring/omrøring enn 1-2 døgn, sannsynligvis fordi de lange kjedene baller seg sammen ("coiles"). Dette bør man ta hensyn til i utblandingsrutiner og ved dimensjonering av doseringsvolumer slik at man unngår at polymerene ikke evner å øke fnokkstyrken og/eller fastholdingskreftene i filtersengen.

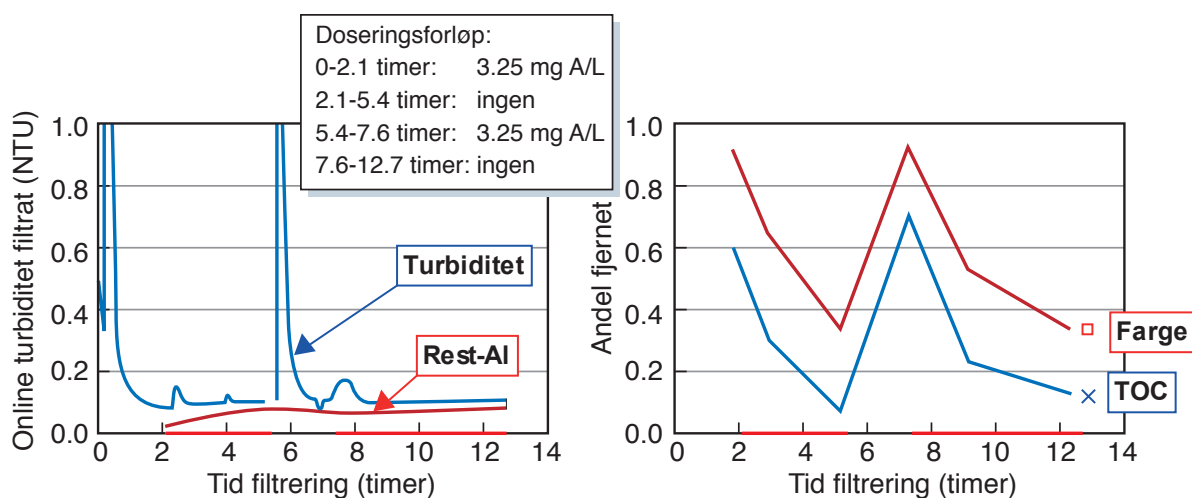
Ufullstendig utblanding av polymer kan forekomme, men med "moderne" polymerberedere er dette normalt ikke et problem. Skruer for utmating av tørr polymer er imidlertid lett utsatt for forstoppelse/klumpdannelse og belegg, og slikt utstyr må derfor kontrolleres og rengjøres regelmessig.

6.8 Adsorpsjon – en viktig koaguleringsmekanisme

Eikebrokk (2000) viste at et kontaktfilter evnet å opprettholde en betydelig renseeffekt for turbiditet og farge i flere timer etter at koagulantdoseringen ble stanset fullstendig (Fig. 6-15). Tilsvarende resultater ble også oppnådd i en ny filterseng med helt nye og ubrukte filtermaterialer, noe som tilsier at biologiske omsetning ikke kan være årsaken til den påviste reduksjonen av organisk stoff under periodene med stans i koaguleringen. Den korte kontakttiden i filtersengen (7.5 min EBCT) gir heller ikke rom for særlig grad av biologisk omsetning.

Disse resultatene bekrefter at adsorpsjon til utfelte metallhydroksider i filtersengen er en viktig koaguleringsmekanisme, helt i tråd med de modellbetraktninger og modelleringsresultater som er beskrevet i kapittel 1.5. Dette indikerer også behovet for

en revurdering av tenkesettet rundt prosessmekanismene og dimensjoneringskriteriene for kontaktfiltreringsprosesser.



Figur 6-15 Effekter av stans og re-start av koagulantdoseringen under pilotskala kontaktfiltrering (Al-sulfat; Råvannsfarge 50 mg Pt/L; 7.5 m/t; EBCT 7.5 min) (Eikebrokk 2002).

6.9 Bytte av koagulant

Det finnes en rekke varianter av både jern- og aluminiumbaserte koagulanter, fra forskjellige leverandører. Et vannverk kan ønske å prøve ut nye typer for å bedre rentvannskvaliteten, for å redusere kjemikaliekostnadene eller for å forbedre driftsforholdene på forskjellige måter.

Koagulering er et så sammensatt felt at man ikke kan gå ut med et sett enkle kriterier og be om det beste tilbudet fra forskjellige leverandører. Hvis man f.eks. overlater til den enkelte leverandør å gjøre jar-forsøk, vil resultatene ikke kunne sammenlignes. Vannverket må derfor selv være aktivt med gjennom prosessen.

Det er enkelte kriterier som vannverket må stille uavhengig av økonomi. Det viktigste er selvfølgelig at man må kunne oppnå tilstrekkelig god rentvannskvalitet med den aktuelle koagulant. Vannverket kan her stille strengere krav enn drikkevannsforskriftens minimumskrav. Videre må koagulanten være egnet i praktisk bruk. For eksempel kan én koagulant sammenlignet med en annen gi lenger gangtid på filtrene mellom hver spyling, men samtidig gjøre filtrene mer sårbare for gjennombrudd ved økt vannstrøm. Kravet til nøyaktighet og detaljeringsgrad for slike vurderinger vil variere fra vannverk til vannverk.

I hvilken grad driftsforhold kan knyttes til økonomi vil også variere. Realistiske sammenligninger av koagulanter i praksis er krevende. Som omtalt over kan jar-tester bare i begrenset grad brukes til slik sammenligning. Det gjelder for eksempel optimal dosering. Mens jar-tester kan antyde at én koagulant gir f.eks. 30 % lavere forbruk enn en annen, kan forholdet være et annet i et fullskala anlegg. Pilotforsøk på det aktuelle vannverket vil gi bedre sammenligningsgrunnlag. Det kan også være aktuelt å kjøpe inn én tanklast, evt. en palletank med alternativ koagulant for å prøve den ut i full skala.

En full tankbil med koagulant representerer en økonomisk verdi som ligger under grenseverdien i forhold til Forskrift for offentlige anskaffelser og kan derfor kjøpes inn uten å lyse ut konkurranse. Norsk Vann-rapport 167/2009 omhandler kjøp av VA-kjemikalier (riktignok først og fremst med eksempler fra avløpsrensing), og denne rapporten kan anbefales for nærmere veiledning om hvordan sammenlikning og innkjøp av kjemikalier kan gjøres.

Omlegging fra aluminiumsbasert til jernbasert koagulering eller omvendt er ofte et mer omfattende inngrep i prosessen ved vannverket. Det er ikke en omlegging man normalt gjør bare for å kunne benytte en billigere koagulant. Ved de vannverkene som har byttet koagulant på denne måten har grunnen primært vært at man ikke oppnådde tilstrekkelig god vannkvalitet den opprinnelige koagulanten.

Omlegging fra aluminiumsbasert til jernbasert koagulering synes prosessmessig særlig aktuelt ved en omlegging fra tradisjonell tomediafiltrering til en prosess med alkaliske filterlag (jf. kap. 1.4.6). Dette gir en god utnyttelse av fordelene med jernkoagulering (lav rest-Fe, økt farge/NOM-fjerning og rask oppløsning av marmor grunnet lav koagulerings-pH).

Livsløpsanalyser og livsløpskostnader som også omfatter råvarer, produksjonsprosesser, transportforhold, drivstofforbruk, utslipp, m.m. kan også gi en bedre basis for valg av en "optimal" koagulant. Kjemikalieleverandørene opplever i dag en økende etterspørsel etter slike data fra sine kunder, og slike forhold ventes i økende grad å inngå i kundenes kriterier for valg mellom ulike koagulanter.

6.10 Bytte av kjemikalium for pH-heving

Aktuelle kjemikalier for pH-justering, koagulering og korrosjonskontroll er omtalt i kapittel 1.

Det ble tidligere bygget en del enkle kalkdoseringsanlegg som var tungdrevne og/eller fungerte utilfredsstillende. Mange av disse er siden erstattet med anlegg for dosering av lut (NaOH). Nyere og bedre kalkanlegg er stadig i drift, men er forholdsvis krevende mht rengjøring og vedlikehold. Å erstatte ren kalkdosering med lut kan stadig være aktuelt. De fleste anleggene doserer imidlertid kalk sammen med CO₂ for å heve både alkalitet, kalsiuminnhold og pH av hensyn til korrosjonsbeskyttelse (jf kap. 1.5). Ved overgang til lut vil man ikke lenger få heving av kalsiuminnholdet, og dette kan derfor ikke anbefales.

De siste tiårene har mikronisert marmor (slurry av finmalt kalsiumkarbonat) blitt tatt i bruk ved en del anlegg. Siden små mengder uoppløst marmor kan gi en betydelig turbiditetsøkning, anvendes mikronisert marmor normalt bare til justering av pH, alkalitet og kaliuminnhold forut for et koaguleringsstrinn som kan fjerne eventuell uoppløst marmor. Det har i noen tilfeller vist seg at mikronisert marmor bør ha flere minutters oppløsnings tid for å gi tilstrekkelig stabile pH-forhold før koagulant tilsettes, noe det ikke alltid ble tatt hensyn til i utgangspunktet. Slammengden kan dessuten bli litt større pga uoppløst marmor.

De aller siste årene har noen få anlegg lagt om til bruke vannglass (natriumsilikat) i både koaguleringen og til etterjustering av pH. Foreløpig har man begrenset erfaring med dette. Som omtalt i kap. 6.2 er det viktig at innblanding skjer på riktig måte.

Kyrkjebø vassverk (Høyanger kommune) kan tjene som eksempel: Her endret man for få år siden prosessen fra koagulering med aluminiumsulfat, mikronisert marmor/CO₂ og lut for etterjustering av pH, til koagulering med vannglass og PAX, og med bruk av vannglass også til etterjustering av pH og korrosjonskontroll. Det var tidligere et problem med tilsats av så mange kjemikalier som skulle samvirke, og det var svært krevende å justere samtlige opp og ned i takt med varierende råvannsfarge. Anlegget var heller ikke heldig utformet siden kjemikaliene ble tilsatt nesten på samme sted. Med et halvert antall kjemikalier og et godt trimmet anlegg fungerer det nå bra. Se også kapittel 1.5.

6.11 Produksjonskapasitet: Netto vannproduksjon

6.11.1 Beregning av produksjonskapasitet (netto vannproduksjon)

Produksjonskapasiteten (netto vannproduksjon) i et filtreringsanlegg kan beregnes som produktet av netto vannproduksjon i hver filtersyklus og antall filtersykluser pr. tidsenhet, f.eks. døgn.

Netto vannproduksjon beregnes som brutto produsert vannmengde, minus vannmengde sendt i avløp som modningsvann (førstefiltrat) og filtrert vann som forbrukes til filterspyling. Videre tar man hensyn til produksjonstapet (tapt driftstid) som går med til luftspyling, ventil-/lukemanøvrering, filterenheter i spylekø, etc. (Eikebrokk 1982; Eikebrokk et al. 2006).

$$Q_{\text{Net}} = [24 / t_p] [v_f \cdot (t_f - t_m) - v_s \cdot t_s] \quad (6.6)$$

der	Q_{Net}	=	Netto vannproduksjon i m ³ /døgn (m ³ pr. m ² filter pr. døgn)
	v_f	=	Filtreringshastighet (m ³ /t pr. m ² filterflate, dvs. m/t)
	v_s	=	Spylevannshastighet (m/t)
	t_f	=	Filtreringstid, dvs. filtersykluslengde, inkl. filtermodning (t)
	t_s	=	Vannspyletid (t)
	t_m	=	Tid (t) for kjøring av modningsvann til avløp ("førstefiltrat")
	t_p	=	Total tid (t) mellom hver filterspyling (= $t_f + t_s + t_v$)
	t_v	=	Tid for luftspyling, ventil-/ lukemanøvrering, spylekø, mv.

Figur 6-16 viser resultatet av beregninger av netto vannproduksjon pr. enhet filterareal (produksjonskapasitet). Kurvene, som er beregnet i henhold til ligning (6.6) over, viser hvordan kapasiteten avhenger av anvendte filtreringshastigheter og filtersykluslengder, henholdsvis i området 4-12 m/t, og 4-24 timer, noe som stort sett dekker de variasjonsområder for filtreringshastighet og sykluslengde som anvendes i praksis. Videre er følgende "normalt" anvendte driftsbetingelser lagt til grunn: Vannspyling med intensitet v_s 35 m/t og varighet t_s i 7.5 min; samt ventiltid m.v. (t_v) 10 min. Figuren viser 5 kurver for hver filtreringshastighet, der øverste kurve gjelder for en situasjon der modningsvann i sin helhet går til produksjon ($t_m = 0$), mens de resterende kurver regnet ovenfra gjelder for driftssituasjoner der man sender modningsvann til avløp ("førstefiltrat") i henholdsvis 10, 20, 30 eller 60 min.

Den totale produksjonskapasiteten for et gitt anlegg kan finnes fra ligning (6.6) og Figur 6-16 ved å multiplisere aktuell verdi for netto vannproduksjon med totalt tilgjengelig filterflate i anlegget. Eksempelvis vil et anlegg med 200 m² total filterflate, en filtreringshastighet (filterbelastning) på 6 m/t, en filtersykluslengde på 18 timer, og øvrige driftsforhold som angitt i figuren (v_s 35 m/t, t_s 7.5 min; t_v 10 min), ha en produksjonskapasitet på 26 600 m³/døgn når man sender modningsvann til avløp i 20 minutter. Dersom intet filtermodningsvann sendes til avløp, vil produksjonskapasiteten øke marginalt til 27 200 m³/døgn.

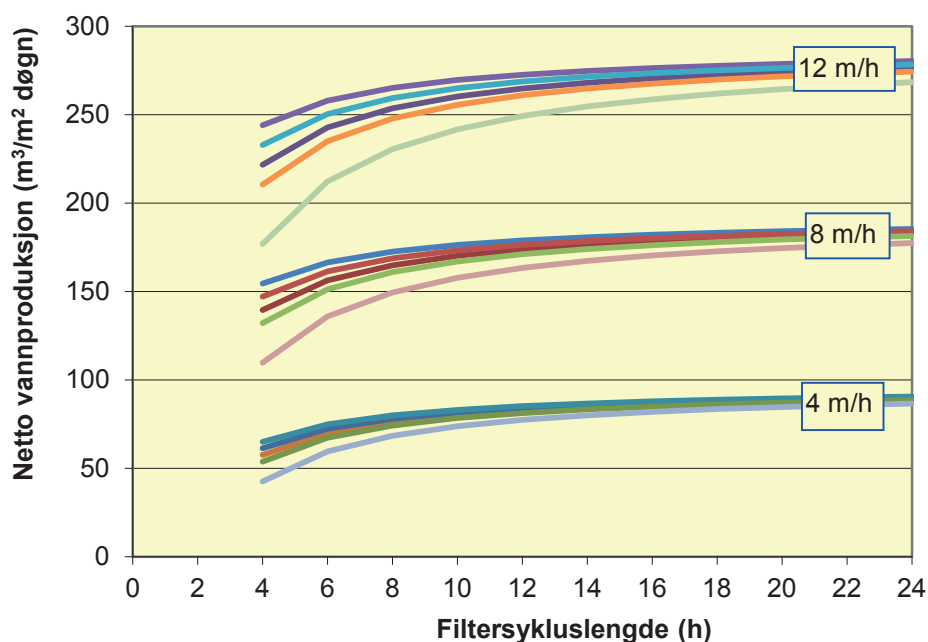
For øvrig viser resultatene i Figur 6-16 følgende:

- Produksjonskapasiteten i et filtreringsanlegg påvirkes i første rekke av filtreringshastigheten - såfremt filtersykluslengdene ikke er kortere enn 8-10 timer
- Ønsker man å øke kapasiteten i et anlegg, er det derfor primært filtreringshastigheten man må øke - det hjelper lite å øke filtersykluslengdene ut over 8-10 timer
- For filtersykluslengder med lengre varighet enn 8-10 timer, påvirkes kapasiteten kun marginalt av en kjøring av filtermodningsvann til avløp (førstefiltrat) i normale perioder (opptil 30 minutter). Jo lavere filtreringshastighet man

anvender, jo mindre påvirkes kapasiteten av en slik kjøring av modningsvann til avløp

- På anlegg med mer "ekstrem" filtermodning og lang tids kjøring av modningsvann til avløp (60 min) reduseres produksjonskapasiteten i betydelig grad, særlig dersom anlegget anvender høye filtreringshastigheter og korte filtersykluser

Modningsvann er en blanding av råvann og behandlet vann som ikke har gjennomgått en adekvat behandling, og representerer således en hygienisk risiko. Generelt bør man derfor ikke anvende modningsvann til konsum, men sende dette til avløp eller i retur til innløpet av vannbehandlingsanlegget.



Figur 6-16 Effekt av filtreringshastighet (4-12 m/t) og filtersykluserlengde (4-24 t) på produksjonskapasitet/netto vannproduksjon pr. enhet filterareal. De ulike kurvene for hver filtreringshastighet gjelder for driftssituasjoner der modningsvann kjøres til avløp (t_m) i henholdsvis 0, 10, 20, 30 og 60 minutter regnet ovenfra. Øvrige driftsforhold som er lagt til grunn for beregningene: Vannspyling med intensitet v_s 35 m/t og varighet t_s i 7.5 min; ventiltid m.v. (t_v) 10 min.

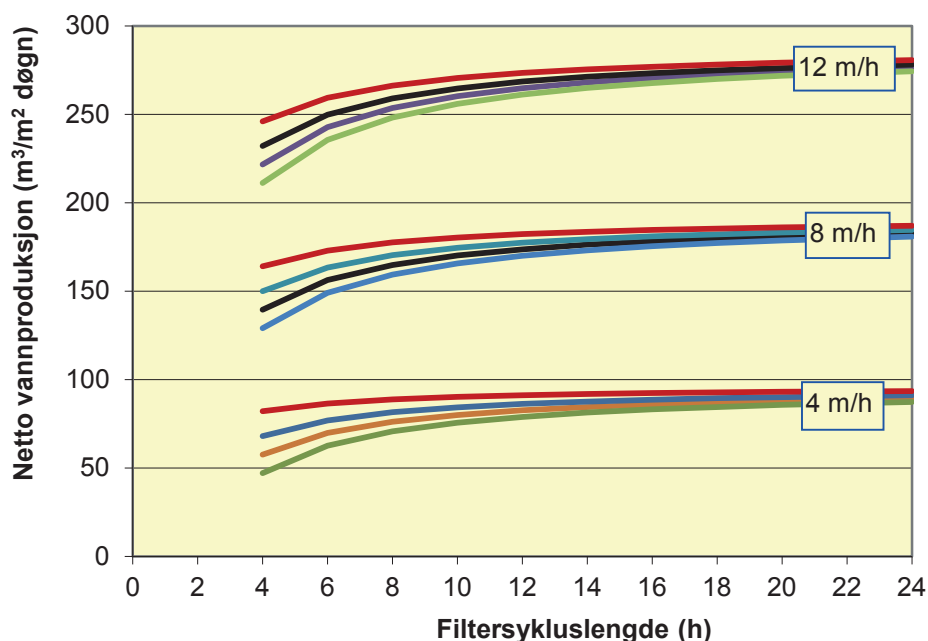
Resultatene og sammenhengene i figur 6-16 har generell gyldighet ved de angitte driftsforhold og driftsbetingelser – uansett råvannskvalitet. Men råvannskvaliteten vil være bestemmende for hvilken filtersykluserlengde som oppnås – og derved for hvilken filtreringshastighet som kan/bør anvendes. Dette fordi råvannskvaliteten er bestemmende for hvilken koagulantdose som må anvendes. Denne dosen vil i sin tur være bestemmende for anleggets slamproduksjon og for stoffbelastningen på filterenhetene, for trykktapsutvikling og gjennombruddstidspunkt – og derved også for filtersykluserens lengde siden denne termineres av trykktap og/eller gjennombrudd.

Filtersykluserens lengde vil være bestemmende for hvilken filtreringshastighet som kan anvendes, siden oppnådd sykluserlengde avtar med økende filtreringshastighet. Man vil normalt ikke anvende filtersykluserlengder med kortere varighet enn ca. 6-8 timer, siden så korte sykluser påvirker produksjonskapasiteten negativt (jf. fig. 6-16), og gir en høy produksjon av spylevann samt korte spylefrekvenser/hyppig forekommende filtermodninger. Siden barriereeffektiviteten normalt er redusert under filtermodningen, vil en filterdrift med korte sykluser derved redusere barriereeffektiviteten.

6.11.2 Effekt av ulike driftsforhold på produksjonskapasiteten

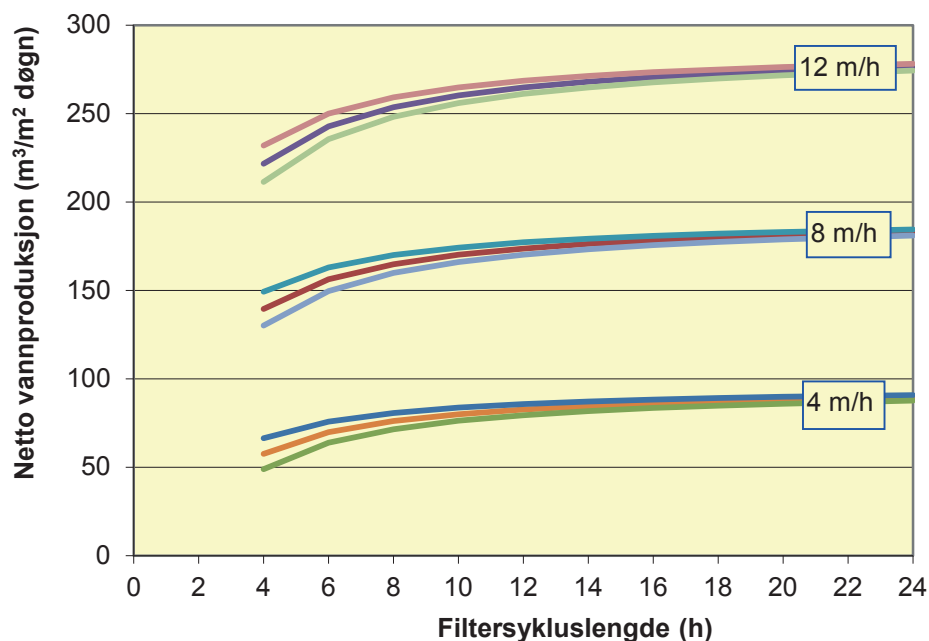
Med utgangspunkt i ligning (6-6), skal vi se litt på hvordan ulike driftsforhold påvirker produksjonskapasiteten i et filteranlegg.

Figur 6-17 illustrerer effektene av ulik spyleintensitet, mens Figur 6-18 viser effektene av ulike spyletider på behandlingskapasiteten. Figurene viser at kapasiteten påvirkes lite av slike normale variasjoner i spyleforhold – såfremt filtersykluslengdene ikke er kortere enn 8-10 timer. Figur 6-17 viser at man kapasitetsmessig kan vinne noe ved å anvende råvann til filterspyling, men igjen er gevinsten relativt marginal ved filtersykluslengder over 8-10 timer. Av hensyn til sikkerhet og barriereeffekt bør imidlertid råvannspyling generelt unngås.

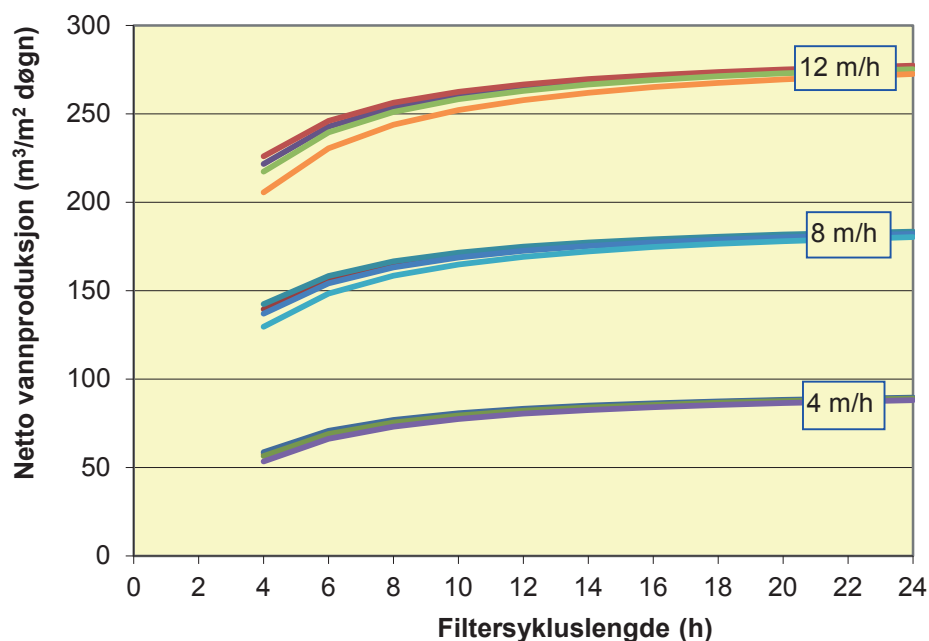


Figur 6-17 Effekt av ulik vannspyleintensitet på produksjonskapasitet/netto vannproduksjon pr. enhet filterareal. De 3 nederste kurvene for hver filtreringshastighet gjelder for driftssituasjoner med vannspyleintensitet (v_s) på henholdsvis 20, 35 og 50 m/t regnet ovenfra, mens den øverste kurven (rød) gjelder for en situasjon med råvannspyling. Øvrige driftsforhold som er lagt til grunn for beregningene: t_m 20 min; t_s 7.5 min; t_v 10 min.

Figur 6-19 viser hvordan kapasiteten påvirkes av ulike tider for ventil- og luke-manøvrering, luftspyling, nedtapping, spylekø, m.v. (t_v). Igjen er utslagene små for filtersykluslengder over 8-10 timer, men figuren viser at dersom t_v når verdier i området 30 minutter, f.eks. dersom filtre av ulike grunner må stå i spylekø, vil effekten av denne driftsparameteren bli mer signifikant, særlig for høye filtreringshastigheter.



Figur 6-18 Effekt av ulike vannspyletid på produksjonskapasitet/netto vannproduksjon pr. enhet filterareal. De ulike kurvene for hver filtreringshastighet gjelder for driftssituasjoner med vannspyletider (t_s) på henholdsvis 5, 7.5 og 10 minutter regnet ovenfra. Øvrige driftsforhold som er lagt til grunn for beregningene: t_m 20 min; v_s 35 m/t; t_v 10 min.



Figur 6-19 Effekt av ulike tid for ventil-/lukemanøvrering, luftspyling, nedtapping, spylekø, m.v. (t_v) på produksjonskapasitet/netto vannproduksjon pr. enhet filterareal. De fire kurvene for hver filtreringshastighet gjelder for driftssituasjoner med t_v -verdier på henholdsvis 5, 10, 15 og 30 minutter regnet ovenfra. Øvrige driftsforhold som er lagt til grunn for beregningene: t_m 20 min; v_s 35 m/t; t_s 7.5 min.

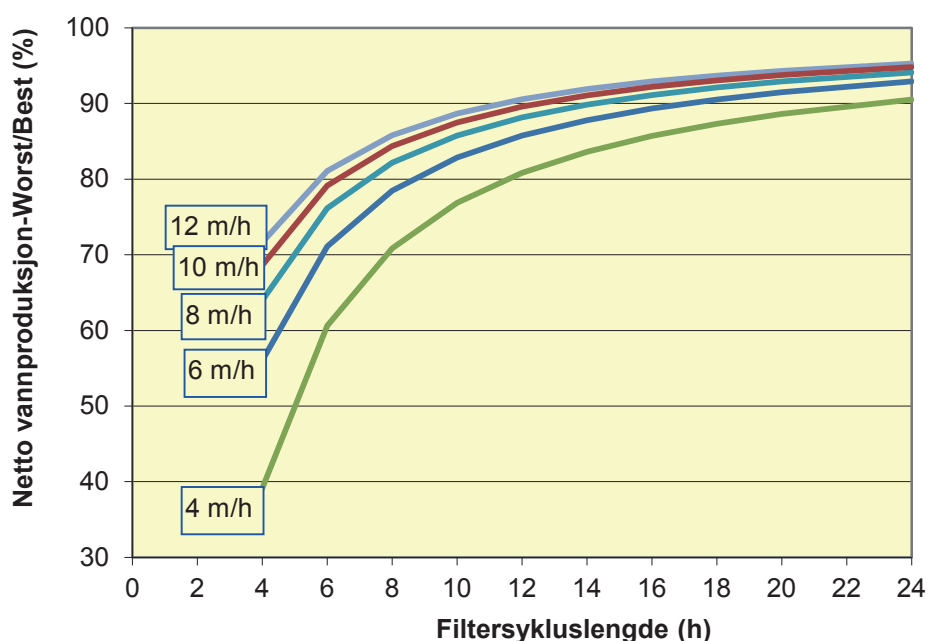
Betydningen av ulike driftsbetingelser på kapasiteten i filtertrinnet er oppsummert i Figur 6-20. Her er vist forholdet i netto vannproduksjon mellom et kapasitetsmessig "worst" og et "best case" - innenfor det vi anser som området for normale driftsbetingelser. Et

kapasitetsmessig "worst case" er her karakterisert av følgende driftsforhold: t_m 30 min, v_s 50 m/h; t_s 10 min, t_v 15 min), og et "best case": t_m 10 min, v_s 20 m/h; t_s 5 min, t_v 5 min).

Figur 6-20 viser at de anvendte driftsforhold kan påvirke kapasiteten av et filteranlegg i betydelig grad, særlig på anlegg som drives med lave filtreringshastigheter (< 4-6 m/t) og korte filtersykluser (< 8-10 t). Her kan kapasiteten under "worst case" driftsbetingelser bli lavere enn 50 % av kapasiteten ved "best case" driftsbetingelser. Ved høye filtreringshastigheter (> 8 m/t) og lange filtersykluser (>10-12 timer) vil kapasiteten under worst case utgjøre mer enn 90 % av kapasiteten ved best case drift.

Dersom man ønsker å øke eller opprettholde en høy behandlingskapasitet i et gitt anlegg, illustrerer resultatene i Figur 6-20 til fulle viktigheten av en optimalisering også av driftsforhold som spylehastighet, spyletid, tid for kjøring av modningsvann til avløp, luftspyletid, ventil- og tappetid, venting i spylekø og annen uproduktiv tid på et filteranlegg. Uheldige valg av disse driftsbetingelsene kan medføre store tap i behandlingskapasitet/vannproduksjon, spesielt på anlegg som drives med relativt korte filtersykluser og/eller relativt lave filtreringshastigheter.

Ovenstående kapasitetsvurderinger er selvsagt basert på at driften er slik at utløpsvannet oppfyller gjeldende vannkvalitetskrav – og barriereindikatorkrav for koaguleringsanlegg.



Figur 6-20 Forhold mellom produksjonskapasitet under "worst case" kontra "best case" driftsforhold. Forutsetninger for figuren: Kapasitetsmessig worst case: t_m 30 min, v_s 50 m/h; t_s 10 min, t_v 15 min, og best case: t_m 10 min; v_s 20 m/h; t_s 5 min; t_v 5 min.

6.11.3 Kapasitetsøkning på eksisterende anlegg

Dersom man ønsker å øke et koaguleringsanleggs produksjonskapasitet i vesentlig grad kommer man i henhold til Figur 6-16 ikke utenom bruk av høyere filtreringshastigheter. Utfordringen blir i slike tilfeller å opprettholde en tilstrekkelig filtersykluslengde, og spørsmålet blir da hvor høyt man kan gå i filtreringshastighet før filtersyklusene blir så korte at dette gir uønskede effekter på vannkvalitet, spylevannsforbruk, barriereeffekt,

filtermodning, etc. Normalt ønsker man derfor ikke filtersykluser av kortere varighet enn 6-8 timer, noe som også klart fremgår av Figurene 6-16 til 6-20 ovenfor.

For å kunne opprettholde tilstrekkelig lange filtersykluser selv ved høye filtreringshastigheter, omtales nedenfor en del helt sentrale verktøy og virkemidler knyttet til polymerbruk, filtermasse og koaguleringsforhold:

- Dersom filtersykluserne i utgangspunktet termineres på grunn av gjennombrudd (f. eks. turbiditet > 0.2 NTU), vil en dosering av små mengder polymer foran filterbassenget (f. eks. 0.05-0.1 mg/L av en non-ionisk polymer) normalt gi en betydelig utsettelse av gjennombruddstidspunktet. Det er eksempler på at dette i enkelte tilfeller har gitt en tredobling av filtersykluserlengden – eller tillatt bruk av en betydelig høyere filtreringshastighet under opprettholdelse av tilstrekkelig lange filtersykluser. Dette øker kapasiteten.
- Dersom filtersykluserne termineres av trykktap, vil en økt filtreringshastighet gi enda raskere trykktapsterminering av filtersyklusen. I slike tilfeller kan følgende tiltak være aktuelle:
 - Overgang til grovere filtermasse i ett eller flere filterlag
 - Overgang fra anthrasitt till Filtralite®, som grunnet en mer "kupert" overflatestruktur og en høyere porøsitet normalt gir lavere initielt trykktap (H_0) og langsommere trykktapsutvikling (under ellers like forhold)
- Uansett hva som begrenser filtergangtidene (gjennombrudd eller trykktap) vil en optimal koagulering og en reduksjon av eventuell overdosering av koagulant bidra til å redusere stoffbelastningen på filtersengen, noe som vil forlenge gangtiden på filterne (før tilbakespyling må foretas)
- Høye filtreringshastigheter kan til en viss grad gå ut over kvaliteten på filterutløpsvannet og gjøre anlegget mer sensitivt for belastningsvariasjoner (støtbelastninger). Slike ulemper vil også ofte kunne avhjelpes ved bruk av optimale koaguleringsforhold, godt designede og godt vedlikeholdte filtersenger og polymer som filtreringshjelpemiddel.

I de følgende kapitler gis en nærmere gjennomgang av noen utvalgte, sentrale forhold ved drift av koagulerings- og filtreringsprosesser - og hvordan disse påvirker kvaliteten på behandlet vann samt forholdene på distribusjonsnettet. Herunder presenteres også en rekke modeller som kan danne et godt utgangspunkt for vurderinger/analyse av driftsstatus og optimaliseringstiltak på anleggene.

6.12 Slamproduksjon ved koagulering

Under typisk norske forhold med relativt rene overflatevann (innsjøer) med lav turbiditet og lavt algeinnhold, vil slamproduksjonen i hovedsak stamme fra koagulanten som tilsettes vannet.

6.12.1 Modeller for slamproduksjon

Slamproduksjonen ved koagulering kan beregnes i henhold til en empirisk modell på følgende form (Eikebrokk 2003; 2004; Eikebrokk et al. 2006):

$$STS \text{ (mg/L)} = STS_{RW} + STS_{kkr} + k \cdot D \quad (6.7)$$

der STS er produksjon av suspendert slamtørrestoff (mg/L), STS_{RW} og STS_{kkr} er tørrestoffinnhold henholdsvis i råvann og fra andre prosesser (pH- og korrosjonskontroll/kalkdosering, etc), D er anvendt koagulantdose (mg Me/L), og k er en konstant som avhenger av anvendt type koagulant.

I mange norske råvann vil STS_{RW} normalt være nær null. Også STS_{kkr} kan ha en verdi nær null, for eksempel i tilfeller der man anvender korrosjonskontroll basert på alkalisk filtrering. I slike tilfeller vil ligningen for slamproduksjon forenkles til:

$$STS \text{ (mg/L)} = k \cdot D \quad (6.8)$$

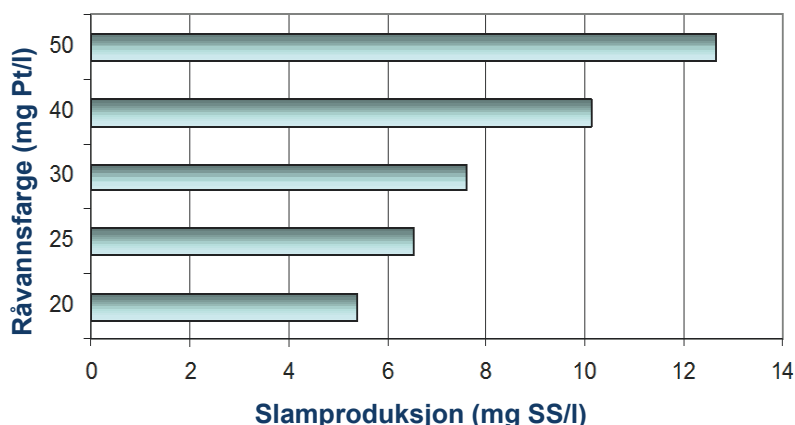
Følgende empiriske modeller gjelder for slamproduksjon etter koagulering med henholdsvis aluminiumsulfat og jernklorid/jernkloridsulfat (Eikebrokk, 2002):

$$STS_{Al} \text{ (mg/L)} = 4.2 \cdot D_{Al} \text{ (mg/L)} \quad (6.9)$$

$$STS_{Fe} \text{ (mg/L)} = 2.5 \cdot D_{Fe} \text{ (mg/L)} \quad (6.10)$$

Det bør poengteres at de angitte modeller for slamproduksjon kun vil gi orienterende verdier, og at modellene bør kalibreres for lokale forhold. Eksempelvis vil tap av finstoff/filtermasse ved spyling av filtre kunne bidra signifikant til slamproduksjonen. Dette gjelder særlig på anlegg med alkaliske filterlag og/eller ved bruk av høye spylehastigheter.

Figur 6-21 viser som et eksempel beregnede verdier for slamproduksjon ved Al-koagulering av råvann med fargetall i området 20-50 mg Pt/L.



Figur 6-21 Beregnede verdier for slamproduksjon ved koagulering av råvann med farge i området 20-50 mg Pt/L.

6.13 Filtergangtider, gjennombrudd og trykktap

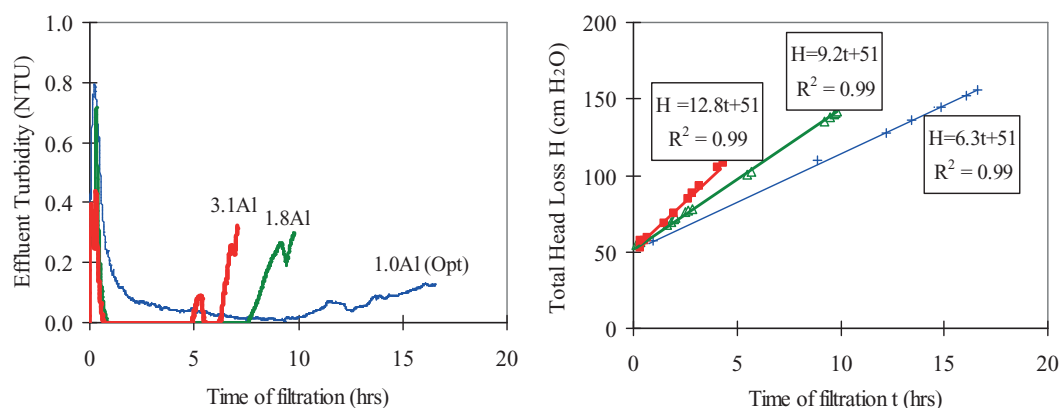
Lengden på en filtersyklus, dvs. oppnådd filtergangtid fra et filter settes i drift etter en avsluttet filterspyling og til filteret igjen må tas ut av drift og tilbakespyles, bestemmes av følgende forhold:

- tidspunktet for (turbiditets)gjennombrudd, dvs. når én eller flere barriereindikatorverdier overskrides, og/eller
- tidspunktet for trykktapsterminering, dvs. når trykktapet gjennom filtersengen når den dimensjonerende (tilgjengelige) trykkehøyden i anlegget (ofte 1-2 m vannsøyle).

Dette er illustrert i Figur 6-22, som viser et typisk eksempel på hvordan en økt koagulantdose og en tilhørende økt tørrstoffbelastning på filtersengen gir raskere gjennombrudd (venstre del av figuren) og raskere trykktapsutvikling (høyre del). Gjennombrudd, definert ved en utløpsturbiditet som overstiger barriereindikatorverdien på 0.2 NTU, oppstår i dette tilfellet etter filtreringstider på ca. 18, 8 og 6 timer ved koagulantdoser på henholdsvis 1.0 (optimal), 1.8 og 3.1 mg Al/L. Trykktapet (H_0) i en

ren og nyspylt to-media filterseng er i dette tilfellet 51 cm, mens trykktapsutviklingen skjer med hastigheter på 6.3, 9.2 og 12.8 cm/time ved koagulantdoser på henholdsvis 1.0 (optimal), 1.8 og 3.1 mg Al/L.

Ved direkte- eller kontaktfiltrering av typisk norsk overflatevann med metallbaserte koagulanter, konvensjonelle én- eller to-media filtersenger og uten bruk av filtreringshjelpemidler (syntetiske polymerforbindelser), vil turbiditetsgjennombrudd (> 0.2 NTU) ofte være begrensende faktor for filtersykluspengde. Slike gjennombrudd oppstår vanligvis for relativt begrensede trykktapsøkninger (< 0.4 - 0.5 m vannsøyle).



Figur 6-22 Effekt av koagulantdose (1.0-3.1 mg Al/L) på gjennombruddstidspunkt og trykktapsutvikling (til høyre) (Pilotskala kontaktfiltrering, 2-M filtre, 10 m/t; råvannsfarge 15 mg Pt/L). Eikebrokk (2001b).

Ved bruk av små mengder polymer (0.1 mg/L), vil gjennombruddstidspunktet imidlertid kunne utsettes betydelig, og det er vist at man kan oppnå en 2-3 dobling av filtergangtiden som følge av en slik polymerdosering. Det er muligens enda viktigere i en driftsmessig sammenheng at slik polymerbruk gir tilstrekkelig lange filtergangtider selv ved bruk av betydelig høyere filtreringshastigheter, noe som gir betydelig økt behandlingskapasitet (jfr. Fig. 6-15).

Bruk av slik polymer vil gi en viss økning i trykktapet gjennom en filterseng, og polymerdosen er derfor et godt driftsmessig verktøy for å oppnå en optimal filterdrift, nemlig at gjennombrudd og trykktapsbegrensning oppstår om lag samtidig. For best å ivareta sikkerheten bør man styre mot at trykktapsbegrensning inntreffer - og at filterspyling iverksettes - før det er tegn til gjennombrudd. Informasjon om slike begrensninger og sammenhenger kan best innhentes under systematiske optimaliseringsforsøk på anlegget, og det henvises til Norsk Vann-rapport 189/2012 for anbefalte prosedyrer for dette.

Filtergangtiden avhenger i første rekke av belastningen filteret utsettes for. Her kan vi skille mellom to typer belastning:

1. Hydraulisk belastning (filtreringshastighet, dvs. innløpsvannmengde i m^3/t pr. m^2 filterflate, f.eks. 7 m/t)
2. Stoffbelastningen (tilført mengde suspendert tørrstoff pr. enhet filteroverflate og tid, dvs. hydraulisk belastning multiplisert med tørrstoffinnholdet i filterets innløpsvann, f.eks. $7 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ t} \cdot 10 \text{ g STS}/\text{m}^3 = 70 \text{ g STS}/\text{m}^2 \text{ t}$).

I tillegg vil fnokkstyrken og/eller fastholdingskreftene i filtersengen - og derved også råvannet, koagulanttypen og polymerbruken - ha betydning.

6.13.1 Modeller for gjennombruddstidspunkt – med og uten polymer

For direkte- eller kontaktfiltrering av typisk norsk overflatevann med lav turbiditet (< 0.5 NTU) og fargetall innenfor området 25-45 mg Pt/L, fant Eikebrokk (1982) at oppnådde filtersykluslengder i to-media nedstrøms anthrasitt-sandfiltre kunne modelleres med utgangspunkt i filtreringshastighet og bruk/ikke bruk av en syntetisk polymerforbindelse som filtreringshjelpemiddel:

$$t = k/v - 4.5 \quad (6.11)$$

der t er filtergangtid (timer) inntil det oppstår gjennombrudd, v er anvendt filtreringshastighet (m/t), og k er en konstant med verdi 80 dersom aluminiumsulfat anvendes som koagulant, og 180 dersom non-ionisk polyacrylamid-basert polymer (0.1 mg/L) anvendes som filtreringshjelpemiddel (i tillegg til Al-koagulanten).

Det er senere vist at denne modellen passer godt også for oppstrøms sandfiltre (Eikebrokk, 1984).

6.13.2 Modeller for gjennombruddstidspunkt – basert på tørrstoffbelastning

En prediksjon av gjennombruddstidspunkter og filtergangtider med utgangspunkt i tørrstoffbelastningen vil normalt gi noe mer allmenngyldige resultater siden stoffbelastningen i stor grad kan relateres til koagulantbehovet – som igjen kan relateres til råvannskvaliteten.

Eikebrokk (2003) har lansert følgende modell for dette:

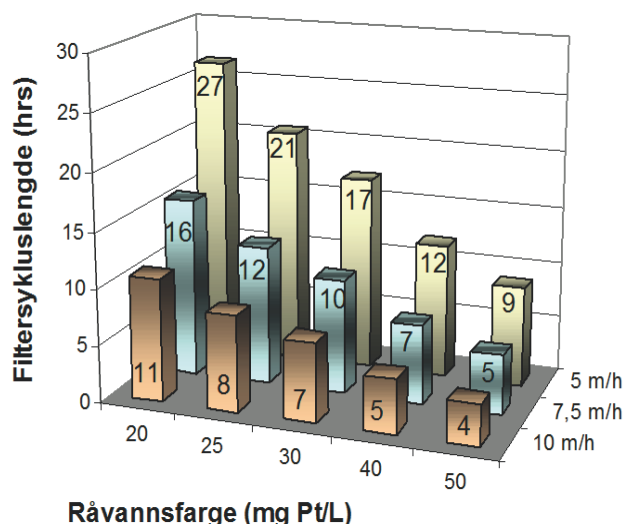
$$t = a (v \cdot STS)^b \quad (6.12)$$

der t er filtergangtid (timer) inntil det oppstår gjennombrudd, v er anvendt filtreringshastighet (m/t), STS er tørrstoffinnholdet (slamproduksjonen) i koagulert filterinnløpsvann, og a og b er konstanter med verdier som er spesifikke for de anvendte koagulanter og filtersenger.

Ved innsetting av ligning (6.9) i ligning (6.12), for en situasjon med koagulering med Al-sulfat i to-media anthrasitt-sandfiltre, ingen polymerdosering, og med SS_{RW} og STS_{kktr} begge lik null, blir ligningen som følger (Eikebrokk 2003):

$$t = 298 (v \cdot D)^{-1.29} \quad (6.13)$$

For koagulering-kontaktfiltrering (Al-sulfat; tomedia anthrasitt-sandfiltre; ingen polymer) av ulike råvannskvaliteter (fargetall), og tilhørende ulike nivåer for koagulantbehov og stoffbelastning på filteret, viser Figur 6.23 modellerte filtersykluslengder (gjennombruddstidspunkter) ved filtreringshastigheter i området 5-10 m/t.



Figur 6-23 Modellberegnete filtersykluslengder (gjennombruddstidspunkter) ved koagulering med aluminiumsulfat av råvann med farge i området 20-50 mg Pt/L

6.13.3 Filtermodning

Den reduserte vannkvaliteten under filtermodning utgjør en hygienisk utfordring, samtidig som kjøring av filtrat til avløp ("førstefiltrat") representerer tap av produksjonskapasitet.

Økning av koagulantdosen (20-40 %) i en begrenset tidsperiode på 0.5 – 1 time etter avsluttet filterspyling et ett av flere tiltak som kan gi raskere filtermodning (jfr. kapittel 4.2.3) - uten at dette gir vesentlig økt stoffbelastning og kortere driftstid før filterspyling.

I regi av SINTEF, Bergen kommune og Bergen Vann ble en tilsvarende doseringsmodell utprøvd ved Svartediket vannbehandlingsanlegg som videreføring av et fullskala driftsoptimaliseringsprosjekt (www.Techneau.eu/caseBergen).

Forsøkene viste at koagulantdosen kunne reduseres fra ca. 4 til 2 mg Fe/L uten forringelse av rentvannskvaliteten. Denne reduksjonen i koagulantdose forlenget imidlertid filtermodningen. Botemiddelet mot dette var å anvende den opprinnelige og høye koagulantdosen (ca. 4 mg/L) mens et filter var i modning, og så gå over til den lavere dosen (ca. 2 mg/L) når ingen filtre var i modning. Denne justerte driftsformen ga derved følgende resultat:

- Totalt en reduksjon i JKL-forbruk på 30-40 %, samt redusert forbruk av alkalisk masse/lut
- Uendret modningstid
- Opprettholdelse av like god rentvannskvalitet mht turbiditet, farge og rest-jern
- Redusert slamproduksjon
- Redusert stoffbelastning på filtrene og lenger gangtid mellom hver spyling
- Mindre forbruk av spylevann
- Reduserte utgifter til slambehandling, transport, kjemikalier og energi

Driftsomleggingen krevde ingen fysiske inngrep i anlegget, kun en omprogrammering.

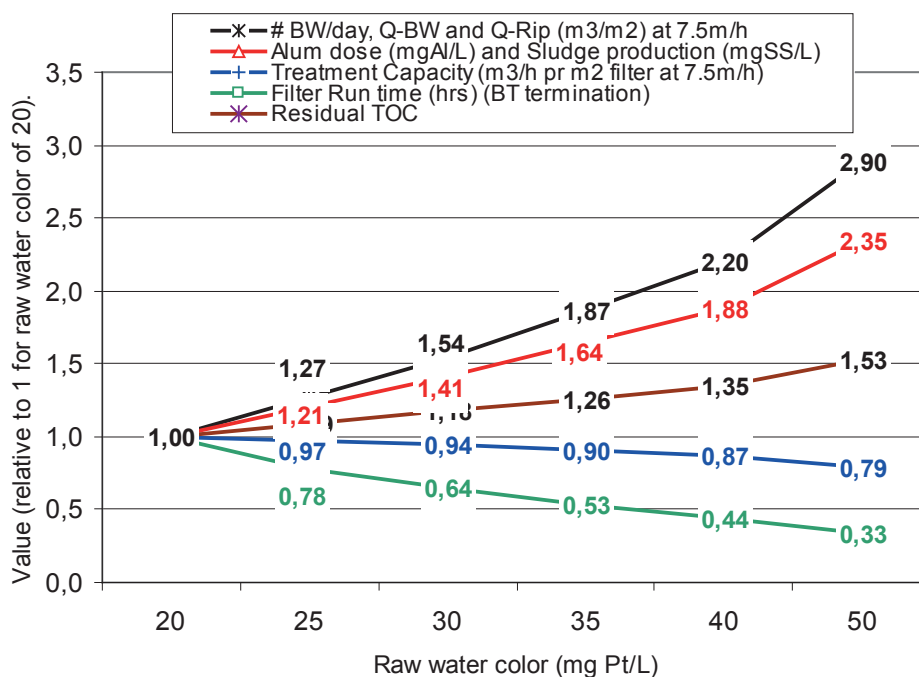
Dersom et anlegg har mange parallelle filtre slik at ett filter er i modning nesten til enhver tid, vil det være en alternativ løsning å dosere ekstra koagulant bare til det filteret som er i modning. Dette vil kreve ekstra utstyr i anlegget, men kan være lønnsomt og vil gi de samme fordeler som nevnt over.

Det kan også være aktuelt å tilsette koagulant til siste del av spylevannet, slik at metallhydroksider kan felle ut i filtersengen under filterspylingens siste fase. Sengen blir derved "ladet" opp før innløpsvann igjen ledes inn på filteret etter avsluttet spyling. Så vidt vites er det imidlertid ingen norske anlegg som benytter denne løsningen.

6.14 Oppsummerende modellprediksjoner

Figur 6-24 viser en oppsummering av ulike driftserfaringer og modellerte effekter av koagulering-kontaktfiltrering av vann med økende råvannsfarge. Alle verdier i figuren er relatert til en referansesituasjon med råvannsfarge 20 mg Pt/L. Ved en råvannsfarge på 40 vil eksempelvis spylefrekvens, spylevannsforbruk og modningsvannmengde øke med en faktor på 2.2 i forhold til en situasjon med råvannsfarge 20 mg Pt/L. Koagulantbehovet og slamproduksjonen vil øke med en faktor på 1.88, rest-TOC vil øke med en faktor på 1.35, produksjonskapasiteten vil avta med en faktor på 0.87, mens filtersykluslengden vil avta med en faktor på 0.44 under ellers like forhold.

Figur 6-24 er også svært relevant for vurdering av effekter av klimaendringer, og tiltak mot slike. Til dels betydelige økninger i NOM-innhold (farge) er påvist i mange vannkilder i Sør-Norge (slik tilfellet er også i Skottland, Sør-Sverige, m.fl.). Se kapittel 9.



Figur 6-24 Modellberegnete effekter av økt råvannsfarge relativt til en verdi på 20 mg Pt/L ved aluminiumsulfat-koagulering og to-media kontaktfiltrering av råvann med farge i området 20-50 mg Pt/L. Det er vist relative effekter på (regnet ovenfra og ned): i) spylefrekvens, spylevannsforbruk og modningsvann, ii) koagulantbehov og slamproduksjon, iii) Rest-TOC, iv) Produksjonskapasitet, og v) Filtersykluslengde (gjennombruddstidspunkt) (Eikebrokk 2004).

6.15 On-line versus manuell prosesskontroll

Med tiden har vannbehandlingsanlegg blitt mer og mer automatisert. PLS, alarmsystemer og driftsovervåking (SCADA) reduserer behovet for å ha personale på anlegget hele tiden. Det medfører imidlertid også noen utfordringer:

Noen typer analyseutstyr for kontinuerlig måling stiller strenge krav til regelmessig kontroll, rengjøring og kalibrering. Dette må det tas hensyn til når man bruker måle-verdiene.

On-line måling av pH i vann er krevende, spesielt når målingen skjer like etter doseringspunktet for koagulant. Rengjøring og kalibrering av pH-meter bør skje minst én gang ukentlig, og som en tommelfingerregel bør elektrodene skiftes minst én gang årlig. Hvis man ikke er i stand til å følge opp utstyret tilstrekkelig bør man vurdere å måle manuelt i stedet, da utstyret ellers kan gi usikre eller direkte feilaktige resultater.

Anvendelse av on-line pH-måleutstyr direkte til aktiv styring av lut-dosering eller annen pH-justering bør alltid følges opp med hyppige funksjonskontroller, overvåking av andre parametere og/eller med separate kontroll-elektroder, eksempelvis med én "duty" elektrode som styrer doseringen og én elektrode som benyttes for kontroll/verifisering. Man reduserer derved risikoen for at små avvik og/eller midlertidige utfall i målingene kan få store driftsmessige konsekvenser.

For mindre anlegg kan det være aktuelt å benytte et doseringsopplegg basert på signal fra vannmåler (mengdeproporsjonal lutdosering/pH-justering), noe som erfaringsmessig er relativt stabilt og enkelt å drive. Det kan imidlertid også være aktuelt å bruke on-line pH-måling for alarm ved feil pH, og eventuelt også for en viss grad av overstyring i tilfeller der doseringen i hovedsak styres av vannmåler.

On-line turbiditetsmålere og konduktivitetsmålere er normalt driftssikre instrumenter som krever forholdsvis lite oppfølging. Det er derfor flere vannverk som anvender on-line turbiditetsmålere for kontroll av filterfunksjon og koaguleringsbarrierer i tråd med Veiledningens anbefalinger. On-line turbiditetsmålere anvendes også ofte for styring av modningsvannstrømmen, der kriteriet for avslutning av perioden med kjøring av modningsvann til avløp ("førstefiltratet") normalt er et turbiditetsnivå som underskrider Veiledningens barriereindikatorverdi på 0,2 NTU. Dette fungerer normalt godt.

On-line måling av konduktivitet er en forholdsvis enkel og grei analyse. Denne parameteren kan muligens brukes til en indirekte kontroll/styring av koagulantdosering og korrosjonskontroll, siden kjemikaliene som tilsettes i betydelig grad påvirker konduktiviteten. Det er imidlertid noe usikkert hvor stort potensialet kan være for en slik indirekte, konduktivitetsbasert prosesskontroll, men dette synes så langt å være lite utnyttet i sammenheng med koagulering av drikkevann.

I England har man i regi av Universitetet i Cranfield forsøkt å styre koagulantdoseringen etter måling av ladning (zetapotensial), og man forsøker også å utvikle on-line systemer for måling av – og prosessstyring basert på – denne parameteren (www.trust.eu). Forsøk med typisk norske råvann har imidlertid vist at selv om best resultat oppnås ved et zetapotensial i koagulert vann i området 0 til minus 10 mV, er resultatene ikke tilstrekkelig entydige for styringsformål siden man også finner dårlige resultater innen det samme området.

I dag dominerer manuelle former for prosesskontroll av koaguleringsanlegg der koaguleringsbetingelsene og doseringen ofte justeres på bakgrunn av tidligere erfaringer og empiriske modeller (jf. kap. 6.5). Alternative prosessstyringsprinsipper som i større grad baseres på on-line målinger vil imidlertid bli mer aktuelle i en fremtid preget av råvannskvaliteter med høyere NOM-konsentrasjoner, større – og raskere – kvalitetsvariasjoner over året, mer alger, lukt og smaksstoffer, strengere vannkvalitets- og vannbehandlingskrav, etc. Manuelle former for styring av koaguleringsprosesser bør kunne styrkes og suppleres med on-line målinger av eksempelvis zetapotensial og/eller UV-spektra, eller metoder for karakterisering av NOM, spesifikke koaguleringsrelevante NOM-fraksjoner eller tilsvarende. Men slike styringsprinsipper må i betydelig grad uttestes, videreutvikles og verifiseres nærmere før de er anvendbare i praktisk drift.

Vi vil også knytte noen kommentarer til vannprøvetaking og noen analyseparametere, samt tilfeller der man har funnet til dels betydelige avvik mellom vannverkets egne vannkvalitetsmålinger og resultatene fra analyselaboratoriet:

Turbiditet: Man vil ofte kunne finne avvik mellom on-line målinger og laboratorieanalyser av turbiditet. Dette kan i mange tilfeller skyldes pH-endringer (for eksempel pga avdriving av CO₂) og påfølgende utfelling av turbiditetsskapende metallhydroksid i perioden mellom prøvetaking og analyse. I et konkret tilfelle viste en on-line turbiditetsmåling på et anlegg en verdi < 0.1 NTU, mens en parallell prøve ga en verdi > 1 NTU ved laboratorieanalysen. Dette skyldes at man hadde et relativt høyt innhold av restkoagulant (Al) i vannet, som så felte ut som kolloidal aluminiumhydroksid under transport og som følge av pH-endring under omrøring/analyse av vannprøven.

Farge: Fargen påvirkes av pH slik at økt pH medfører økt farge. Økningen er liten ved lave fargetall, men øker med økende fargetallsnivå. Følgelig vil man kunne få endringer i fargetall som følge av alkaliske filtrering, annen pH-justering, samt CO₂ som avdrives under veis fra prøvested til analyselaboratorium.

Rest-Al: Dersom man anvender for lav koagulantdose og/eller feil pH vil man normalt få høyt rest-metallinnhold i koagulert og filtrert vann. I slike tilfeller vil man også kunne få en økning av turbiditeten i form av utfelt Al- eller Fe-hydroksid i tiden fra prøvetaking til laboratorieanalyse. Dette vil ofte være forårsaket av CO₂-avdrivning under prøvelagring og analyse, og tilhørende pH-økning.

Selv om man tar hensyn til ovenstående vil det være tilfeller der avvik mellom vannverkets og laboratoriets analyser ikke kan forklares eller lukkes. I slike tilfeller kan eksempelvis vannverkets egne turbiditetsmålinger likevel ha en stor driftsmessig verdi ved å vise økning, reduksjon og utvikling i turbiditet, selv om tallverdien som avleses ikke er korrekt og i overensstemmelse med analyselaboratoriets verdier.

Det er også viktig å merke seg at bærbare test-kits for måling av turbiditet og andre parametere i enkeltprøver ofte kan ha betydelig dårligere nøyaktighet enn on-line turbidimetre.

6.16 Driftskontrollanlegg og trendkurver

De fleste vannbehandlingsanlegg har i dag driftskontrollsystem med lagring av kurver for forskjellige målte verdier. Dette gir store muligheter for å undersøke driften av anlegget og avsløre sammenhenger som ikke vises ved uttak av et mindre antall manuelle prøver. Dette er ingen tallmessig eksakt vitenskap. I hovedsak går det ut på å se mønstre i kurvene og finne sammenhenger.

Data (måleverdier og pådrag) lagres i begrenset tid i en database som er en integrert del av driftskontrollprogrammet. Lagringstiden er sjelden mer enn ett år, og kan gjerne være kortere. På grunnlag av dette kan man lage diagrammer og trendkurver som viser utviklingen i ulike parametere over tid. Kurver over verdier som ønskes presentert i samme diagram på skjermen kan normalt ikke velges fritt i brukergrensesnittet men må programmeres inn. Ved nye anlegg kan dette ofte gjøres av en datakyndig person ved vannverket. På eldre anlegg kan det imidlertid være nødvendig med en omprogrammering fra leverandøren av driftskontrollprogrammet.

I tillegg kan nyere programmer eksportere data til en ekstern database som MySQL eller Access. Dette kan være et svært nyttig verktøy for vannverkene, som da selv kan sette opp trendkurver og for øvrig behandle data for flere år under ett. En del vannverk har utvilsomt noe å hente på å utnytte denne muligheten til feilsøking og optimalisering bedre enn i dag. På grunn av datamengden kan det være behov for å sikre at

datamengden som eksporteres begrenses eller komprimeres. Automatisk lagring av data på et format som er tilgjengelig for vannverkseier og som kan overføres til regneark må være et krav ved alle nyanskaffelser av driftskontrollanlegg.

For praktisk bruk vil blant annet følgende kurver og sammenstilling av kurver være interessante (jf. også kap. 2.4 og 8):

- Utløpsturbiditet mot vannstrøm gjennom alle filterenheter. Dette er viktig for å avsløre om det opptrer turbiditetstopper (med fare for svikt i den hygieniske barrieren) i forbindelse med tilbakespyling av andre filterenheter eller endringer i pådrag.
- Totalt trykktap mot driftstid for alle filterenheter. Slike observasjoner - og trendanalyser som i utgangspunktet kun krever vannstandsmåling og måling av trykk ut av filteret - kan bidra til å avdekke filterenheter med spesielle problemer, for eksempel dårlig tilbakespyling som fører til gradvis gjentetting av filtermassen, blanding/forstyrrelse av filterlag/lagdeling, tap/nedkusing av filtermasse, gjentetting av dyser/filterbunn, avsetninger på filteroverflaten, overdosering av polymer, etc.
- Trykktap fordelt over filterdybden/ulike filterlag. Dette krever installasjon av flere trykksonder fordelt over filterdybden, noe som supplerer data for totalt trykktap og letter identifiseringen av filterenheter med driftsproblemer som nevnt over. Det vil også gi nyttig informasjon om hvor avsetningene skjer i filtersengen, hvor godt de ulike filterlag fungerer, om lagene er tilpasset hverandre på en god måte, etc
- Koagulerings-pH (eller pH i filtrert vann) mot utløpsturbiditet, fargetall eller UV-transmisjon. Dette for å optimalisere koaguleringsprosessen.

6.17 Etterbehandling

De fleste norske koaguleringsanlegg har bare ett filtertrinn, eksempelvis oppstrøms kontinuerlig spykende sandfiltre, tomedia nedstrøms filtre med sand og anthrasitt eller Filtralite, eller tremedia filtre der man også har bunnlag med alkalisk filtermasse. Andre anlegg har to filtertrinn med separat alkalisk sluttfiltrering.

Alkaliske bunnlag eller alkaliske etterfiltre har utvilsomt fordeler ut over primærfunksjonen knyttet til korrosjonskontroll (økt pH, alkalitet og kalsiuminnhold). Alkaliske filterlag bidrar blant annet til en effektiv fjerning/kontroll av restmetall fra koaguleringen (jf. kap 1.4 og 1.5).

I noen tilfeller må koagulering og filtrering - og desinfeksjon - suppleres med andre vannbehandlingstrinn og andre typer filtre med en annen hovedfunksjon enn de ovenfor omtalte dybdefiltre. Eksempler på dette er biologisk filtre og aktivkullfiltre.

Slik etterbehandling etter koagulering/filtrering kan være aktuelt for å fjerne uønskede stoffer som ikke fjernes i tilstrekkelig grad i koaguleringstrinnet, f. eks. NOM, lukt- og smaksstoffer, algetoksiner, mikroforurensninger, m.v. Koagulering og filtreringsprosesser vil normalt effektivt fjerne de fleste aktuelle stoffer, men ikke alltid i tilstrekkelig omfang. Dette gjelder for eksempel steder der råvannet har et høyt NOM-innhold, der deler av det organiske stoffet er algegenerert og/eller lite koagulerbart, der man har problemer med alger inklusive lukt- og smaksstoffer og algetoksiner, der råvannet inneholder dårlig koagulerbare mikroforurensninger, etc. Et eksempel på en slik situasjon kan være Norrvatten i Sverige. Her tar man råvann fra Mälaren der man har en betydelig båttrafikk med tilhørende utslipp av petroleumsprodukter som bensin, diesel, mm. Man har derfor installert aktiv kullfiltre for å sikre seg mot lukt og smaksproblemer. I likhet med mange andre vannverk i Sør-Norge og Sør-Sverige har man også i Mälaren observert en

betydelig økning i NOM-innhold i de senere år. En andel av dette fjernes i anleggets koaguleringsstrinn, men man observerer nå at NOM-innholdet inn på det etterfølgende aktivkullfilteret har blitt så høyt at NOM i stor grad blokkerer aktivkullets porer og utkonkurrerer lukt/smak og petroleumsprodukter om kullets adsorpsjonskapasitet. Følgen er at aktivkullet må regenereres med uønskede høye frekvenser. Av disse grunner vurderes nå supplerende vannbehandlingstrinn på anlegget (ionebytte/MIEX eller tilsvarende, membranfiltrering, etc).

I Skottland har man i lang tid også observert en sterkt økt NOM-konsentrasjon i vannkildene, særlig på vestkysten der man nå kan finne råvann med fargetall opp mot 600. Her anvendes i stor grad klor for desinfeksjon, og den viktigste driveren for supplerende vannbehandling ut over koaguleringsfiltrering er kravet til desinfeksjonsbiprodukter, særlig trihalometaner (THM). Optimalisering av koaguleringsprosessen, overgang fra aluminium til jernbaserte koagulerings- og/eller alternative filtermaterialer, supplerende vannbehandlingstrinn som ionebytte/MIEX, membranfiltrering, etc. er derfor aktuelle tiltak også i Skottland.

Også i Sør-Norge ser vi mange steder at NOM-innholdet i råvannskildene øker. Klimascenariene indikerer også at vi kan forvente økte utfordringer knyttet til algevekst, lukt og smak (jf. kap. 9). Flere norske vannbehandlingsanlegg har allerede rensetrinn som supplerer koagulerings- og filtreringsprosessen, mens andre vurderer slike. Eksempelvis har man ved Aurevannanlegget i Bærum nylig gjennomført omfattende pilotforsøk med aktivkullfiltrering - med og uten forozonering - for å berede grunnen for fremtidige suppleringer av den eksisterende koagulerings-filtreringsprosessen.

Annen etterfølgende vannbehandling som desinfeksjon (klor, UV) påvirkes i stor grad av en forutgående koaguleringsprosess - og hvordan denne drives. Både klorbehov og UV-transmisjon påvirkes i stor grad av NOM-innhold. Også partikler og restmetall påvirker driften og effektiviteten av slike desinfeksjonstrinn. Slike forhold skal imidlertid ikke omtales nærmere her.

6.18 Avhengighet mellom koagulerings- og UV-barrierer

For de fleste vannbehandlingsprosesser kan det oppstå situasjoner der prosessen ikke fungerer optimalt, og der man må iverksette tiltak for å korrigere driften. I en slik situasjon vil gjerne turbiditeten og/eller fargetallet øke i forhold til det som er omtalt over, og UV-transmisjonen vil synke.

For koagulerings/partikkelseparasjon kan en slik hendelse dessuten være en indikasjon på mulig svikt i den hygieniske barrieren. I en slik situasjon er det viktig at UV-desinfeksjonen fungerer effektivt, siden alternativene da vil være enten å igangsette en nødklorering dersom denne kan startes momentant, å stoppe vannproduksjonen, eller levere et hygienisk tvilsomt vann. Dersom UV-anlegget skal fungere tilfredsstillende i en slik situasjon må dette være dimensjonert ut fra en dårligere vannkvalitet enn det en har når den forutgående vannbehandlingen fungerer optimalt.

Ved svært mange vannverk er det behov for å fjerne naturlig organisk materiale (NOM) fra vannet i forkant av UV-desinfeksjonstrinnet. De vanligste behandlingsprosessene her til lands er koagulerings/partikkelseparasjon og nanofiltrering. Disse behandlingsprosessene vil redusere vannets farge og turbiditet, og på denne måten øke vannets UV-transmisjon. I tillegg kan begge disse behandlingsprosessene utgjøre selvstendige og effektive hygieniske barrierer.

Normalt drives slike vannbehandlingsprosesser for å maksimere renseeffekten overfor partikler/turbiditet og NOM, og bidrar derved også til å maksimere UV-transmisjonen i vannet. Man vil også kunne få en forandring i sammensetningen av for eksempel NOM.

Dersom det imidlertid skulle oppstå svikt i koaguleringen eller i membranen, vil man få et økende innhold av partikler, NOM, mikroorganismer og rest-koagulant i vannet. Dette innebærer også at UV-transmisjonen vil reduseres betydelig. Følgelig vil det ikke være uavhengighet mellom slike behandlingsbarrierer og en desinfeksjonsbarriere som UV. I verste fall kan bortfall av anleggets første hygieniske barriere, som også er fargefjerningstrinnet, medføre at også anleggets andre barriere svikter.

For å oppnå god effekt av etterfølgende UV-desinfeksjonstrinn er det derfor svært viktig med optimal drift av forutgående vannbehandlingsprosesser som fjerner farge og som eventuelt også utgjør en selvstendig hygienisk barriere. Hvor mye buffer en bør legge inn i dimensjoneringsgrunnlaget for et UV-anlegg vil avhenge av blant annet magasinkapasitet, reservevannforsyning og mulighetene for momentan oppstart av en "back-up" kloreringsprosess.

6.19 Veikart for optimalisering

Som beskrevet tidligere, er en optimal koagulering en forutsetning for en sikker og ressurseffektiv drift av koaguleringsanlegg. Spesielt på anlegg der råvannet inneholder mye NOM og har store sesongmessige kvalitetsvariasjoner kan styring og kontroll av vannbehandlingsprosessen innebære en betydelig utfordring.

Selv om NOM-innholdet i stor grad er bestemmende for hvilke koaguleringsbetingelser som bør anvendes (koagulanttype, dose og pH) vil også NOM-sammensetningen spille en betydelig rolle. Som beskrevet i kapittel 6.4 kan man til hjelp for slike vurderinger foreta en fraksjonering av NOM (DOC) i hydrofobe (VHA, SHA) og hydrofile fraksjoner (CHA, NEU). Noen fraksjoner er godt koagulerbare, mens andre ikke kan fjernes i særlig grad ved koagulering (NEU).

Følgelig kan kunnskap om innholdet av ulike NOM-fraksjoner i råvann være en god indikator for valg av behandlingsmetode, for hvilke renseeffekter som kan oppnås ved koagulering og for hvilket restinnhold av DOC som kan forventes. Videre er det normalt en god sammenheng mellom hydrofile (CHA, NEU) NOM-fraksjoner og biologisk stabilitet (biodegraderbar DOC, BDOC).

Siden et vanns farge og UV-absorbans i all hovedsak er knyttet til de hydrofobe NOM-fraksjoner, anses disse parameterne i større grad enn TOC og DOC å være egnet for prosessstyring. Mange vannverk anvender derfor erfaringsmodeller der nødvendig koagulantdosering bestemmes av råvannets farge eller UV-absorbans.

Kunnskap om slike sammenhenger – og om eget råvann og eget anlegg – kan med fordel innhentes i systematiske optimaliseringsforsøk på anlegg i full drift. Det henvises til Norsk Vann-rapport 189/2012 for detaljerte beskrivelse av prosedyrer for slike optimaliseringsforsøk ("intern benchmarking"), med anbefalinger også for prøvetaking, prøvepunkter og analyseparametere. Her finnes også beskrivelser av analyseverktøy for prosessanalyser/diagnoser og optimaliseringstiltak (bl.a. hurtigfraksjonering av NOM, og kolonnebaserte, raske BDOC-analyser), samt konkrete eksempelstudier fra anlegg der de beskrevne optimaliseringsprosedyrer og diagnoseverktøy er anvendt.

En viktig tilleggs-drivkraft for optimaliseringstiltak er stadig økende kjemikaliepriser. I USA har kjemikaliekostnadene økt dramatisk de seneste årene (Wang et al. City of Houston Public Works & Engineering Department, AWWA Opflow, May 2010, pp14-16):

- 400 % økning i prisen på aluminiumsulfat i perioden 2002-2008
- Et 50 % prishopp for lut (NaOH) i juni 2008 – og garantert leveranse av bare 30-50 % av kontraktsfestede leveranser

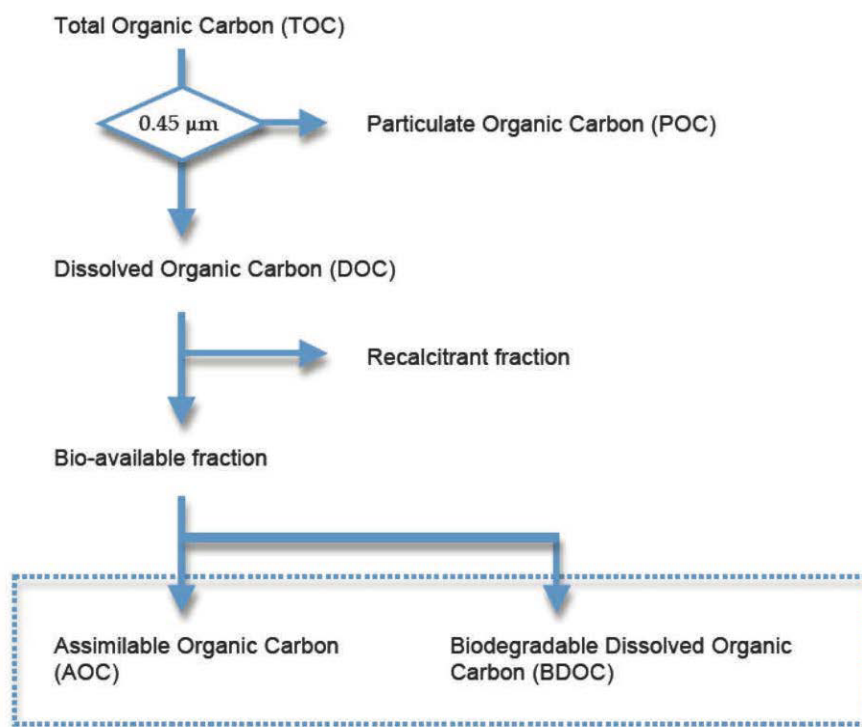
6.20 Diagnoseverktøy for NOM, vann og vannbehandling

Som beskrevet i kap 6.4.2 er råvannets innhold av naturlig organisk materiale (NOM) av avgjørende betydning for så vel vannbehandling som distribusjon. Og det er ikke bare mengden NOM (TOC) som er viktig, men også sammensetningen – og variasjonene – i mengde og sammensetning.

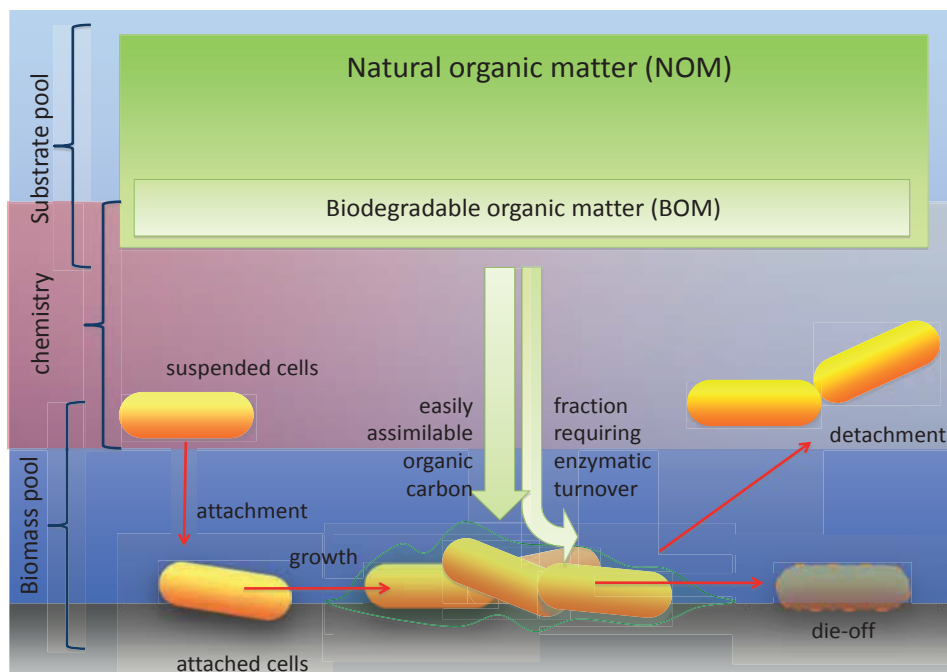
6.20.1 NOM: Struktur og egenskaper

NOM er et svært komplekst materiale der struktur, innhold og sammensetning varierer mye i tid og rom, dvs. over året og fra et råvann til et annet. Til tross for dette, så vet vi i dag en del om hvilke NOM- eller DOC-fraksjoner et typisk norsk NOM-holdig råvann består av. Vi kjenner også noen av NOMs typiske egenskaper, eksempelvis evnen til kompleksbinding og adsorpsjon av metaller, sporstoffer, miljøgifter, m.v., noe som øker slike stoffers mobilitet, samt den humane eksponeringen for – og inntaket av – slike stoffer via drikkevannet (jfr. "støvsugereffekten" illustrert i Figur 6-8).

Figur 6-25 illustrerer vanlige former og analyseparametere for NOM (TOC, DOC, etc), mens Figur 6-26 viser hvordan den biologisk nedbrytbare delen av NOM (BOM) kan inngå som substrat (mat) for mikroorganismer, som suspenderte celler så vel som biofilm. Her er også illustrert hvordan tungt nedbrytbart organisk stoff kan bli mer biologisk tilgjengelig via enzymatiske reaksjoner.



Figur 6-25 NOM i ulike former: Total (TOC), partikulær (POC), og løst organisk karbon (DOC), biostabil (recalcitrant) organisk karbon samt bionedbrytbar organisk karbon målt som assimilerbar organisk karbon (AOC) eller bionedbrytbar organisk karbon (BDOC) (Hammes 2007)



Figur 6-26 Naturlig organisk materiale (NOM), bionedbrytbar NOM (BOM), og biologisk vekst - som suspenderte celler og som biofilm (Hammes 2007)

Norske drikkevannskilder har normalt et svært lavt innhold av partikulært organisk karbon, og forskjellen mellom totalt (TOC) og løst organisk karbon (DOC) er derfor som regel liten. Den biologisk tilgjengelige andelen (BDOC) er normalt svært lav i råvann (1-5 % av DOC), men denne kan øke betydelig etter oksidasjonsprosesser som ozonering og klorering.

6.20.2 NOM: Koagulerbarhet og biologisk stabilitet

Vi vet også en del om adsorberbarhet, overflateladning og koagulerbarhet av NOM, dvs. i hvilken grad NOM (DOC) og ulike NOM-fraksjoner lar seg fjerne ved koagulering. Sist, men ikke minst vet vi også en del om biologisk vekstpotensial og nedbrytbarhet av NOM (BOM) og de ulike NOM-fraksjoner (jfr. Figur 6-25 og 6-26).

6.20.3 NOM-fraksjonering og BDOC som diagnoseverktøy

I det følgende skal omtales hvordan enkle analyseverktøy: i) hurtigfraksjonering av NOM, og ii) kolonnebaserte BDOC-analyser, kan anvendes for "diagnostisering" av et råvann med tanke på vurdering av koagulerbarhet, forventede renseeffekter ved ulike former for vannbehandling, og for vurdering av biologisk nedbrytbarhet, biologisk stabilitet og biologisk vekstpotensial (BDOC). Diagnoseverktøyene kan også anvendes for vurdering av vannbehandlingsprosesser og for vurdering av optimaliseringspotensialer og optimaliseringstiltak.

Vi skal også se at det biologiske vekstpotensialet (BDOC) i all hovedsak synes å være knyttet til visse NOM-fraksjoner, og at det normalt er god korrelasjon mellom BDOC og én eller flere av de hydrofile NOM-fraksjoner.

Figurene 6-27 og 2-28 illustrerer de nevnte metoder, henholdsvis hurtigfraksjonering av NOM, og analyse av biologisk vekstpotensial (bionedbrytbart organisk karbon, BDOC).

Hurtigfraksjonering av NOM

Som vist i figur 6-27 sendes vannet her gjennom 3 seriekoblede filterkolonner med ulike filtermedier, henholdsvis DAX-8, XAD-4, og IRA-958. De to førstnevnte medier er

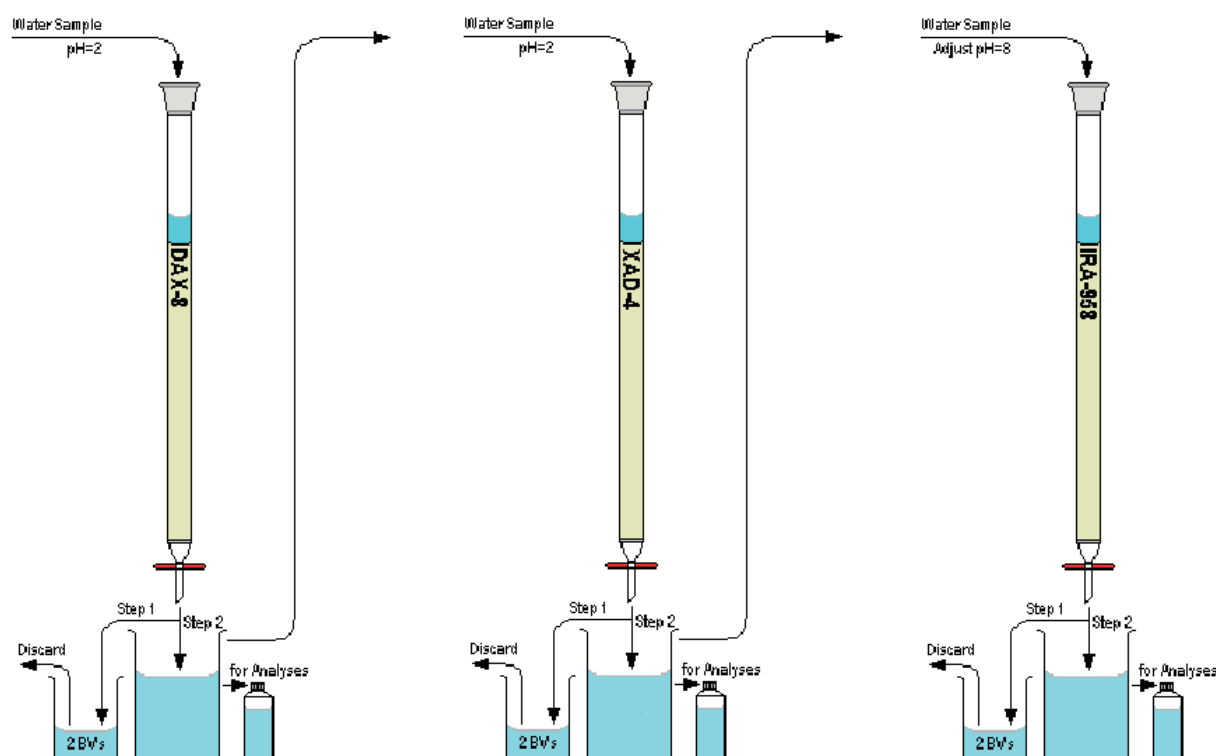
adsorbenter/resiner som holder tilbake hydrofob NOM (typiske humusforbindelser) og skiller derved hydrofob fra hydrofil NOM (som går gjennom). IRA-958 er et ionebyttemedium som holder tilbake ladet hydrofil NOM, og skiller derved ladet hydrofil NOM fra nøytral hydrofil NOM (se under).

Man trenger en vannprøve med volum ca 0.5 liter. Prøver av innkommende råvann og av utløpsvann fra de tre kolonnene tas ut og analyseres med hensyn til DOC.

De ulike resin adsorberer/holder tilbake ulike NOM-fraksjoner:

- DAX-8 adsorberer sterkt hydrofobe organiske syrer, Very Hydrophobic Acids (VHA)
- XAD-4 adsorberer svakt hydrofobe organiske syrer, Slightly Hydrophobic Acids, (SHA)
- IRA-958 adsorberer ladet hydrofilt materiale, Charged Hydrophilic matter (CHA)
- Nøytralt hydrofilt materiale (NEU), holdes ikke tilbake i noen av filtermaterialene

Summen av konsentrasjonene av de ulike NOM-fraksjoner utgjør vannets totale innhold av løst organisk karbon, DOC: $DOC = VHA + SHA + CHA + NEU$



Figur 6-27 Oppsett for hurtigfraksjonering av NOM (Chow et al. 2004)

VHA, SHA og CHA-konsentrasjonene beregnes som konsentrasjonsforskjellen i DOC mellom innkommende og utgående vannprøve fra de aktuelle kolonnene, mens NEU-konsentrasjonen utgjøres av ikke-adsorbert DOC i utløpet fra den siste kolonnen (IRA-958).

De ulike fraksjoner kan derved beregnes fra de 4 DOC-analysene som følger:

$$\begin{aligned} VHA &= DOC_{inn} - DOC_{ut-DAX-8} \\ SHA &= DOC_{ut-DAX-8} - DOC_{ut-XAD-4} \\ CHA &= DOC_{ut-XAD-4} - DOC_{ut-IRA-958} \\ NEU &= DOC_{ut-IRA-958} \end{aligned}$$

Hurtigfraksjonering av NOM kan utgjøre et nyttig verktøy for vurdering av ulike vannbehandlingsteknologiers egnethet for NOM-fjerning og hvorvidt oppnådde renses effekter på et gitt vannbehandlingsanlegg er som forventet ut fra sammensetningen av råvann/NOM og anvendte driftsbetingelser.

BDOC-analyser

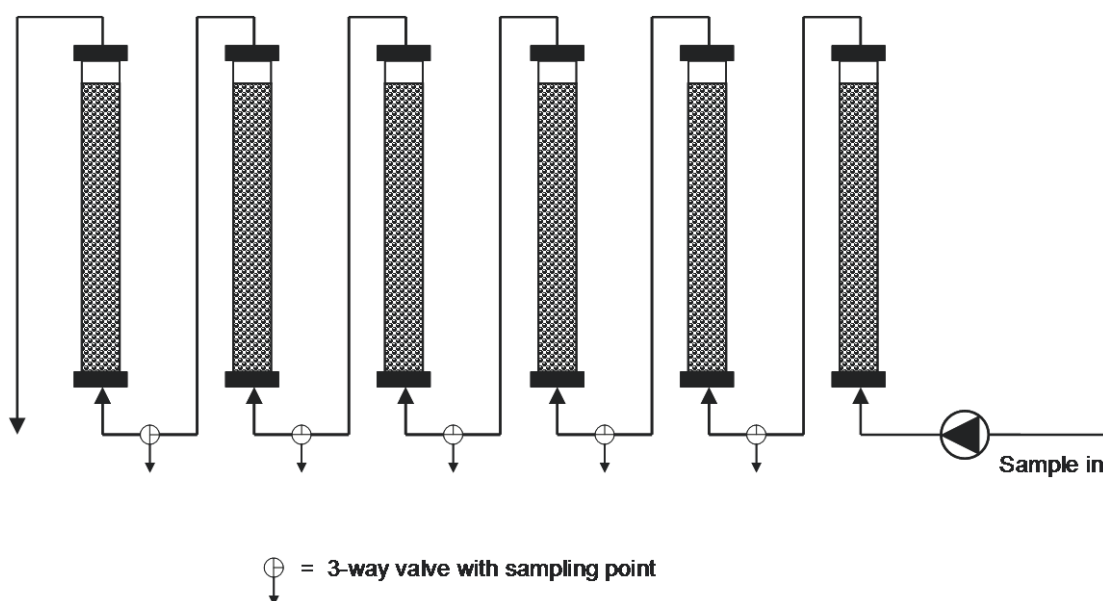
Analyse av vannets biologiske vekstpotensial i råvann, behandlet vann og nettvann er et nyttig verktøy for vurdering av potensialet for biologisk vekst, herunder kimtallsutvikling og biofilmdannelse i ledningsnett og husinstallasjoner.

Problemstillinger knyttet til biologisk stabilitet blir stadig viktigere innen norsk vannforsyning, primært av følgende grunner:

- økende bruk av UV som desinfeksjonsmetode - uten noen restvirkning mot biologisk vekst på nettet
- økende NOM-innhold og temperaturnivåer på grunn av klimaendringer

SINTEFs modifiserte BDOC-analyse benytter 6 seriekoblede kolonner (biofiltre) fylt med små glasskuler. Disse er bevest med biofilm, og mikroorganismene i denne biofilmen omsetter BOM i de vannprøvene som sendes gjennom kolonneoppsettet. I forkant av en analyse, blir systemet tilpasset (adaptert) til den aktuelle vannprøven ved at vannprøven pumpes gjennom systemet i en periode på 18-20 timer, noe som synes å være tilstrekkelig (Eikebrokk et al. 2006). Etter adaptering blir så selve prøveanalysen utført. Mellom hver prøverunde holdes systemet aktivt via tilførsel av vann som inneholder biodegraderbart organisk stoff. Totalt sett kreves et prøvolum på 3-4 liter.

Vannmengden gjennom kolonnene kan justeres for å matche den biologiske omsetningshastigheten på det organiske stoffet i vannprøven, og for norsk humusvann har vi funnet det formålstjenlig å benytte en oppholdstid på 1.5 time i hver kolonne, dvs. totalt 9 timers oppholdstid (Empty Bed Contact Time, EBCT) i de 6 kolonnene til sammen. Dette synes å være tilstrekkelig til å omsette nær alt det organisk nedbrytbare stoffet som finnes i vannprøven, dvs. slik at kurven som viser konsentrasjonen av DOC i utløpet av de seriekoblede 6 filterkolonnene flater ut i løpet av den totale oppholdstiden (9 timer).



Figur 6-28 SINTEFs apparatur for hurtigtest av BDOC - med 6 kolonner i serie og med angitte prøvepunkter (7 stk) for DOC-analyse

BDOC-konsentrasjonen regnes ut som forskjellen i DOC-konsentrasjon mellom innløps- og utløpsvann fra kolonnesystemet: $BDOC \text{ (mg/L)} = DOC_{inn} - DOC_{ut}$.

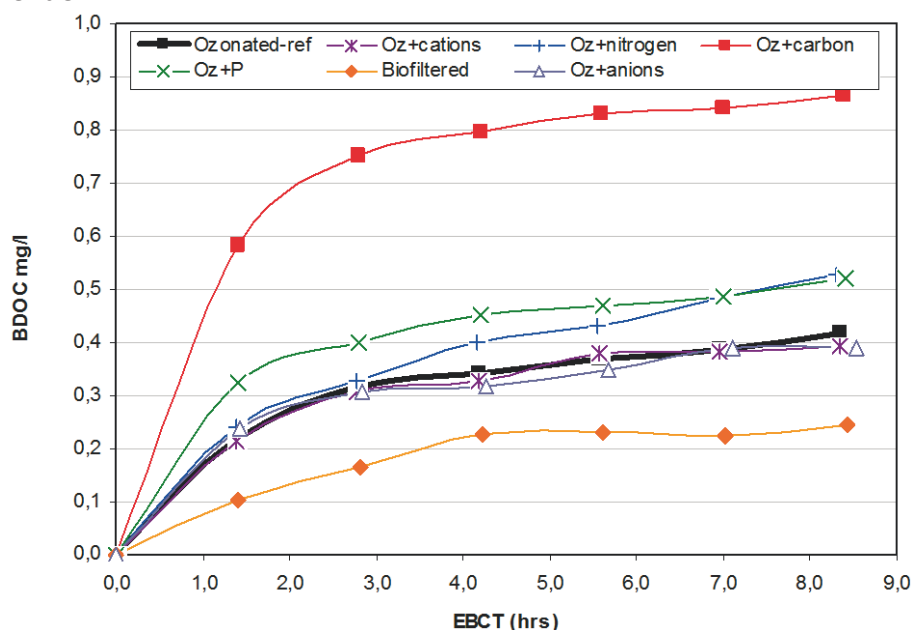
I tillegg til den totale BDOC-verdien som angitt over, vil kurveforløpet fra et slikt oppsett også gi informasjon om den biologiske omsetningshastigheten (kinetikken). Lett biologisk nedbrytbart stoff vil gi en rask utflating av DOC-kurven (dvs. allerede etter å ha passert kolonne nr. 1), men tungt nedbrytbart stoff ikke gir utflating selv etter å ha passert kolonne nr. 6.

Typiske kurveforløp er vist i Figur 6-29. BDOC-kurvene er fremstilt med 7 datapunkter som representerer en summasjonskurve over total omsatt (fjernet) mengde DOC i kolonnesystemet, regnet i forhold til innløpsvannets DOC. Følgelig er y-verdien i datapunkt nr. 1 lik $(DOC_{inn} - DOC_{ut,kol.1})$, datapunkt 2: $(DOC_{inn} - DOC_{ut,kol.2})$, mens x-verdiene er henholdsvis ca. 1.5 og 3 timer. Tilsvarende gjelder for de resterende kolonner.

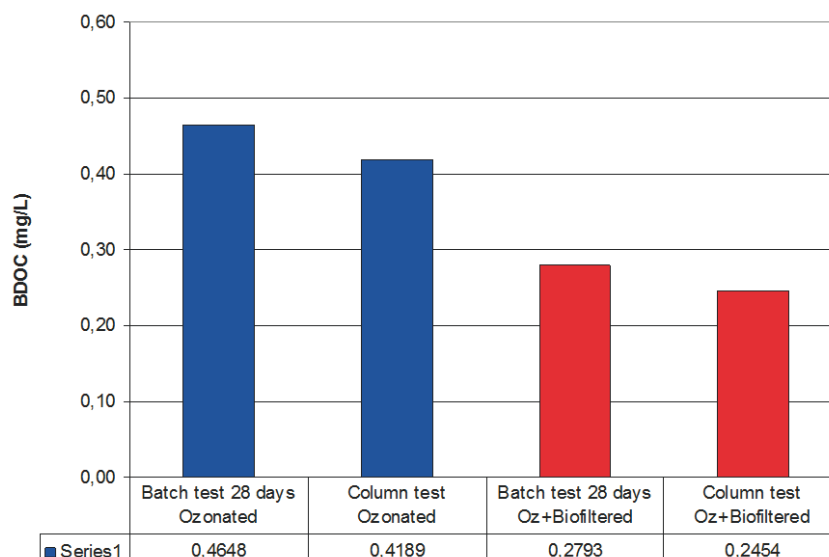
Kurvene i Figur 6-29 gjelder for ozonert og for ozonert pluss biofiltrert vann, samt for ozonert vann tilsatt kjente mengder makro (C, N, P) og mikronæringsstoffer (kationer, anioner). Dette ble gjort for å verifisere at det var organisk karbon (C) som var det begrensende næringsstoff, noe resultatene i Figur 6-39 synes å bekrefte.

Den kolonnebaserte BDOC-metoden som her er beskrevet, er et alternativ til konvensjonelle batch-baserte metoder og metoder som anvender 1 eller to kolonner. I batchmetoden angis BDOC som forskjellen i DOC-konsentrasjon ved start og etter henstand i 28 døgn etter tilsats av mikroorganismer til vannprøven. Hovedulempen med batchmetoden er den lange analysetiden, og felles for begge de nevnte alternative metoder er at de ikke i samme grad som den kolonne-baserte SINTEF-metoden definerer kurveforløpet, og derved ikke i samme grad gir informasjon om nedbrytningskinetikken og hvorvidt man har oppnådd fullstendig nedbrytning av alt omsettbart organisk materiale (utflating av kurven).

Resultater fra sammenlignende forsøk med batch-metoden (28 d) og kolonnemetoden er vist i Figur 6-30. Det fremgår av figuren at BDOC-resultatene fra de to metodene er nær sammenfallende.



Figur 6-29 Typiske BDOC-kurveforløp – for ozonert vann (ref), for ozonert og biofiltrert vann ("Biofiltered") og for ozonert vann tilsatt kjente mengde næringsstoffer (Acetat-karbon, N, P (1 mg/L) og sporstoffer (0.1 mg/L)



Figur 6-30 Sammenlignende BDOC-analyser: Batchtest mot SINTEFs kolonnetest på ozonert vann ("Ozonated"), og på ozonert og biofiltrert vann ("Oz+Biofiltered")

NOM-fraksjoner og BDOC ved norske koaguleringsanlegg

Undersøkelser ved en rekke norske koaguleringsanlegg viser at de typiske "humusfraksjonene" VHA og SHA lar seg fjerne relativt effektivt ved koagulering. For disse fraksjonene bør man normalt forvente renseeffekter på minst 60 % med hensyn til DOC. CHA lar seg normalt også effektivt fjerne ved koagulering, men her er erfaringene at de oppnådde renseeffektene varierer mye mer, fra relativt moderate og opp til mer enn 90 %.

NEU-fraksjonen, derimot, fjernes i liten grad ved koagulering. Man kan faktisk oppleve at NEU-konsentrasjonen øker som følge av behandling (koagulering), særlig på anlegg med lave/sub-optimale koagulantdoser. Siden man ved koaguleringen tilfører positive metallioner som bidrar til å nøytralisere en i utgangspunktet negativ overflateladning på NOM forbindelser, er det ikke overraskende at innholdet av nøytral NOM (DOC), dvs. uten ladning - kan øke som følge av en koaguleringsprosess.

Siden NEU i liten grad lar seg fjerne ved koagulering, bør man følgelig vurdere alternative rensemetoder for råvann der NEU utgjør en stor andel av råvannets DOC. Innholdet av NEU i typisk norske overflatevann er imidlertid normalt lavt, < 1 mg/L, mens de hydrofobe fraksjoner (VHA og i mindre grad SHA) dominerer.

Dette innebærer at koagulerbarheten av norske overflatevann i regelen er god. I vann med betydelig algevekst kan imidlertid NEU-innholdet muligens bli så høyt at koaguleringen i perioder blir mindre effektiv – et forhold som bør tas med i vurderingen av klimaendringers effekter på råvannskvalitet og vannbehandling/vannforsyning.

Ofte ser man at spesifikk UV-adsorbans (SUVA), dvs. konsentrasjonsforholdet mellom UV-absorbans og DOC, anvendes som et mål på koagulerbarhet (jfr. Tabell 6-1). En høy SUVA, f.eks. > 4, angir at vannets DOC i stor grad består av aromatiske forbindelser med høy UV-absorbans og farge. Disse er normalt relativt høymolekylære, hydrofobe og har ladede forbindelser som gjør dem relativt lett koagulerbare, dvs. mye VHA og SHA. De hydrofile NOM-fraksjoner vil derimot utgjøres av mer lavmolekylære organiske forbindelser med lav UV-absorbans og farge (CHA, NEU). Disse vil normalt være mer bionedbrytbare enn de hydrofobe NOM-fraksjoner, men mangel på ladning (NEU) reduserer koagulerbarheten.

Tabell 6-3 viser resultater fra analyser av NOM-fraksjoner og BDOC i 21 prøver av råvann og behandlet vann fra 12 norske vannverk med koagulering. Prøvene er uttatt ved ulike årstider i perioden 2004-2010.

Det fremgår at råvannsprøvene har en spesifikk UV-absorbans (SUVA) på 4.3 ± 0.7 L/mg m (middelverdi $\pm$ standardavvik), noe som indikerer god koagulerbarhet. Råvannsprøvene har en DOC-verdi på 4.3 ± 3.1 mg/L. De hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA+SHA), som omfatter de typiske humusfraksjoner, utgjør 80 ± 7 % av DOC-innholdet, og VHA-fraksjonen dominerer bildet med en andel på 64 ± 9 %. De hydrofile NOM-fraksjoner utgjør i sum 20 ± 6 %, hvorav CHA-fraksjonen utgjør den minste andelen (7 ± 4 %), mens den nøytrale hydrofile fraksjonen (NEU) utgjør 13 ± 6 % i disse råvannsvannprøvene.

I koagulert og filtrert vann er SUVA og DOC-nivåene redusert til henholdsvis 2.1 ± 0.5 L/mg m og 1.6 ± 1.0 mg/L (63 % renseeffektivitet). Innhold i behandlet vann og midlere renseeffekter for de ulike fraksjoner er som følger:

- VHA 43 ± 15 % av DOC (73 % renseeffektivitet)
- SHA 17 ± 8 % av DOC (54 %)
- CHA 8 ± 6 % av DOC (64 %)
- NEU 32 ± 16 % av DOC (7 %)

I sum utgjør de hydrofobe fraksjoner (VHA+SHA) 60 ± 18 % av total DOC i behandlet vann, mens de hydrofile fraksjoner (CHA+NEU) utgjør 40 ± 19 %. Midlere renseeffekt for de hydrofobe fraksjoner er 70 %, og for de hydrofile 30 %.

Både råvann og koagulert vann fremstår som biologisk stabilt, med midlere BDOC-verdier godt under 0.1 mg/L, og med maksimalverdier under henholdsvis 0.18 og 0.12 mg/L. Den biologisk nedbrytbare andelen (BDOC) er svært liten, henholdsvis 1.2 ± 1.3 % i råvann og 2.5 ± 2.7 % av DOC i koagulert vann.

Tabell 6-3 NOM-fraksjoner og biologisk vekstpotensial (BDOC) ved norske koaguleringsanlegg (AVG $\pm$ STDEV; (MIN-MAX))

	Råvann (N=21)	Behandlet vann (N=21)
SUVA (L/mg m)	4.3 ± 0.7 (3.1-5.4)	2.1 ± 0.5 (1.3-3.2)
DOC (mg/L)	4.3 ± 3.1 (1.4-15.9)	1.6 ± 1.0 (0.4-4.7)
VHA (% av DOC)	64 ± 9 (47-80)	43 ± 15 (0-69)
SHA (% av DOC)	16 ± 5 (10-31)	17 ± 8 (0-32)
CHA (% av DOC)	7 ± 4 (1-20)	8 ± 6 (1-21)
NEU (% av DOC)	13 ± 6 (5-24)	32 ± 16 (13-71)
VHA+SHA (% av DOC)	80 ± 7 (67-90)	60 ± 18 (14-83)
CHA+NEU (% av DOC)	20 ± 6 (10-33)	40 ± 19 (18-93)
BDOC (mg/L) (N = 7)	0.05 ± 0.07 (0.00-0.18)	0.04 ± 0.05 (0.00-0.12)
BDOC (% av DOC)	1.2 ± 1.3 (0.0-3.4)	2.5 ± 2.7 (0.0-7.6)

Tabell 6-4 viser et eksempel på fordeling av ulike NOM-fraksjoner i råvann og rentvann, samt oppnådde renseeffekter fra to koaguleringsanlegg i Norge. Jernbasert koagulering og tre-media filtrering (anthrasitt-sand-alkalisk masse) er anvendt på begge anleggene.

Råvannet fra det ene anlegget, Svartediket (SVD) i Bergen har en høy SUVA-verdi (5.0), noe som indikerer god koagulerbarhet. Dette bekreftes av de høye renseeffektene som her oppnås (69 ± 4 % for DOC). Men heller ikke her oppnås særlig fjerning av NEU-fraksjonen (i middel 8 %). Biostabiliteten er høy i så vel råvann som behandlet vann (BDOC < 0.1 mg/L). Resultatene omfatter fem prøverunder i perioden juni 2008 til august 2009.

Råvannet i det andre anlegget (VIVA pilot, Trondheim) har en betydelig lavere SUVA-verdi (3.4). Man skulle her forvente lavere renseeffekter for NOM ved koagulering, noe som bekreftes av resultatene i Tabell 6-4.

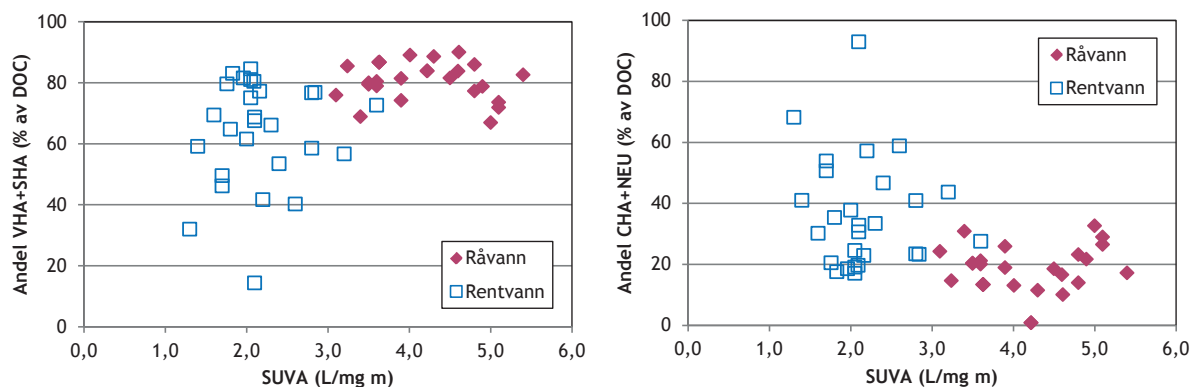
Basert på analyser ved flere norske vannverk, viser Figur 6-31 en relativt klar sammenheng mellom SUVA og andelen av hydrofob NOM (VHA+SHA) i råvannet, der SUVA øker med økende andel hydrofob NOM (andel av total DOC). Tilsvarende viser høyre del av Figur 6-31 at andelen hydrofil NOM (CHA, NEU) avtar med økende SUVA-nivå.

Siden hydrofob NOM er lett koagulerbar, viser figur 6-32 (venstre del) i tråd med dette en renseeffekten ved koagulering øker med økende råvanns-SUVA. Dette gjelder så vel DOC (55-75 %) som hydrofob NOM (VHA+SHA) (65-90 %). De oppnådde renseeffekter synes å bli merkbart redusert ved SUVA-nivåer under 4. For hydrofil NOM (CHA, NEU) synes det ikke å være noen sammenheng mellom råvanns-SUVA og koagulerbarhet/oppnådde renseeffekter ved koagulering (høyre del av Fig. 6-32).

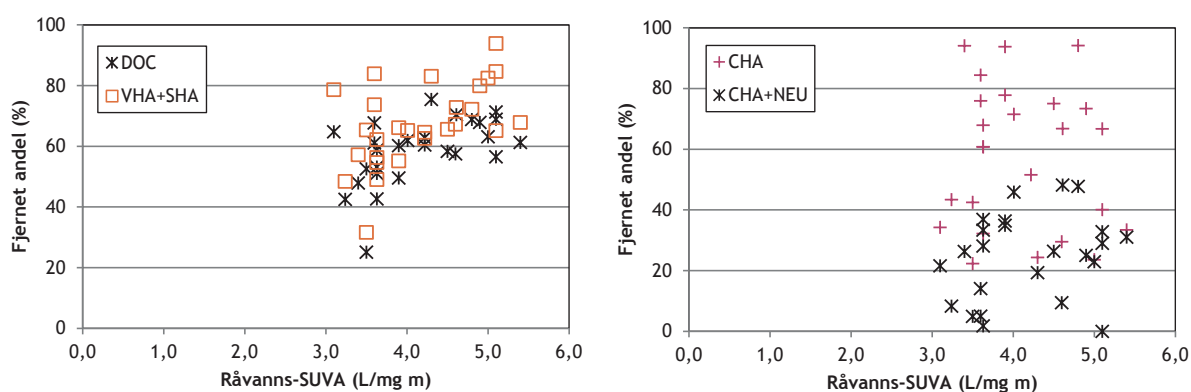
Tabell 6-4 Resultater fra koagulering av råvann med ulik NOM-sammensetning og SUVA: NOM-fraksjoner og renseeffekter ved anlegg med høy (5.0) og lav SUVA (3.4), henholdsvis Svartediket (SVD) i Bergen og VIVA pilot, Trondheim (3-M filtre; Koag: Fe)

N=5 (SVD)	Råvann	Kontaktfiltrert
SUVA – L/m mg	5.0±0.1	1.9±0.4
DOC – mg/L	2.3±0.9	0.7±0.2
DOC – Fjernet (%)	-	69±4
VHA (% av DOC)	61±9	24±20
VHA (% fjernet)	-	88±10
SHA (% av DOC)	15±3	12±5
SHA (% fjernet)	-	75±8
CHA (% av DOC)	6±4	11±9
CHA (% fjernet)	-	56±28
NEU (% av DOC)	18±5	53±14
NEU (% fjernet)	-	8±21
BDOC (mg/L)	0.07±0.20	0.02±0.02
BDOC (% av DOC)	0.03±0.01	0.01±0.01

N=4 (VIVA)	Råvann	Kontaktfiltrert
SUVA – L/m mg	3.4±0.1	2.1±0.2
DOC – mg/L	3.0±0.1	1.4±0.1
DOC – Fjernet (%)	-	53±3
VHA (% av DOC)	65±2	48±8
VHA (% fjernet)	-	65±5
SHA (% av DOC)	17±2	24±3
SHA (% fjernet)	-	35±10
CHA (% av DOC)	7±1	2±1
CHA (% fjernet)	-	84±14
NEU (% av DOC)	11±2	26±5
NEU (% fjernet)	-	-17±22
BDOC (mg/L)	0.07±0.07	0.04±0.04
BDOC (% av DOC)	2.4±2.1	3.1±3.0



Figur 6-31 Sammenheng mellom SUVA og andel hydrofob (VHA+SHA) og hydrofil NOM (CHA+NEU) i noen norske råvann.

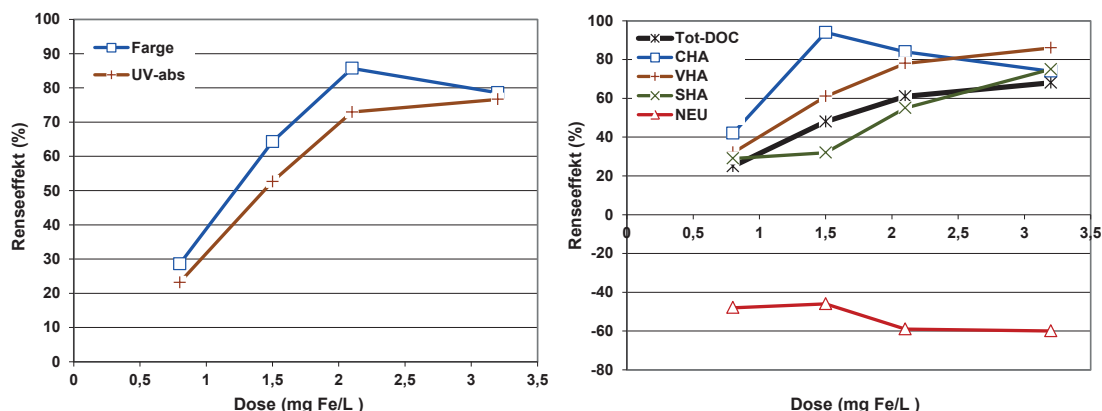


Figur 6-32 Sammenheng mellom råvanns-SUVA og fjernet andel DOC, hydrofob (VHA+SHA) og hydrofil NOM (CHA+NEU) ved koagulering av noen norske råvann.

Koagulantdosens betydning for oppnådde renseeffekter for DOC og ulike NOM-fraksjoner er vist i Figur 6-33. Resultatene stammer fra en serie pilotforsøk med kontaktfiltrering utført ved VIVA i Trondheim, der jernklorid (PIX113) er anvendt som koagulant i et tremedia anthrasitt-sand filter med alkalisk bunnlag. Figurens venstre del viser hvordan renseeffektene for farge og UV-absorbans (1/m) avhenger av den anvendte koagulantdosen. En dose på 2 mg Fe/L synes å være tilstrekkelig for dette råvannet med fargetallsnivå på 13-14 mg Pt/L (se Tabell 6-4 for øvrige vannkvalitetsdata).

Høyre del av Figur 6-33 viser hvordan koagulantdosen påvirker renseeffektene for DOC og de ulike NOM-fraksjoner. Det fremgår tydelig at NEU-konsentrasjonen øker som følge av koagulanttilsatsen, mens renseeffekten for CHA-fraksjonen synes å gå gjennom et maksimum ved en dose på 1.5 mg Fe/L for så å avta ved økende dose. For denne ladede fraksjonen kan dette forløpet muligens skyldes en ladningsreversering ved høyere koagulantdoser enn dette. For DOC, VHA og SHA øker renseeffekten med økende koagulantdose, men kurvene viser tydelige tegn til utflating ved doser over 2 mg Fe/L. CHA-fraksjonen synes her lettest å koagulere bort (har lavest dosebehov), deretter følger VHA og SHA.

Den nøytrale, hydrofile fraksjonen (NEU) fjernes ikke – tvert om så skapes det mer NEU i prosessen. Dette kan skyldes at koagulanten bidrar til en nøytralisering av andre NOM-fraksjoner og en overføring av NOM til NEU-fraksjonen. En ladningsnøytralisering og en tilhørende destabilisering er jo hovedhensikten med koaguleringen. Det er imidlertid selvsagt ikke hensikten å øke andelen dårlig koagulerbar NOM, og slik sett er det en fordel at konsentrasjonen av NEU-fraksjonen og denne fraksjonens andel av den totale DOC er relativt lav både i råvann og behandlet vann.

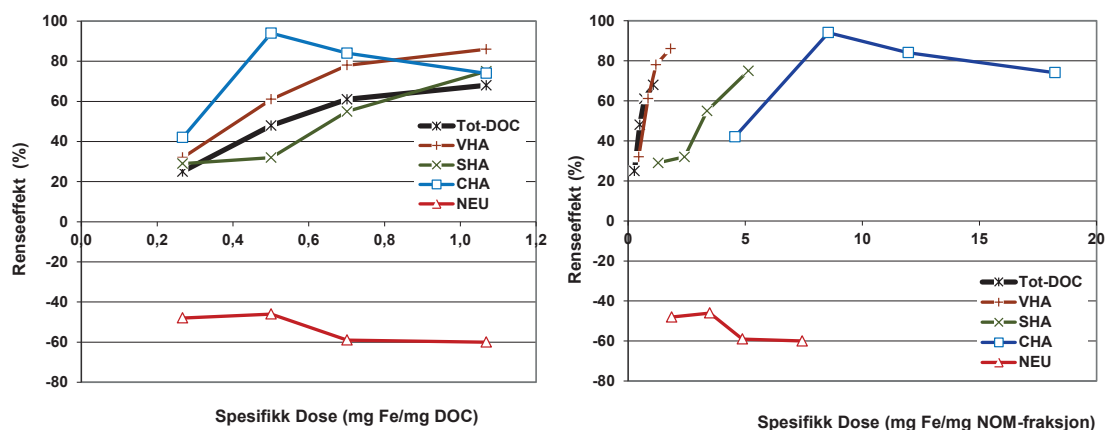


Figur 6-33 Resultater fra koaguleringsforsøk ved VIVA, Trondheim (koagulerings-pH 4.4; koagulantdose 0.8-3.2 mg Fe/L som PIX113, 3-M filter)

Figur 6-34 viser mer i detalj hva som skjer med de ulike NOM-fraksjoner når koagulant-dosen øker. Venstre del av figuren viser i likhet med figur 6-33 oppnådde renseeffekter for DOC og de ulike NOM-fraksjoner. Men her er renseeffektene fremstilt som funksjon av DOC-spesifikke doser, dvs. mg Fe/mg DOC. Det fremgår at kurvene for DOC og VHA (den dominerende fraksjon) flater ut ved spesifikke doser over ca. 0.7 mg Fe/mg DOC.

De ulike NOM-fraksjoners koagulerbarhet er ytterligere belyst i høyre del av figur 6-34. Her er koagulantdosen angitt som en DOC-spesifikk Fe-dose for hver enkelt NOM-fraksjon, og tallene på x-aksen angir tilsatt mengde Fe per mg av de ulike NOM-fraksjoner (målt som DOC). Selv om det ikke er kjent hvorvidt og hvordan de ulike NOM-fraksjoner reagerer spesifikt med den tilsatte koagulant, indikerer resultatene i Figur 6-34 og Figur 6-33 at de ulike NOM-fraksjoner krever ulike mengder koagulant for å fjernes effektivt. VHA-fraksjonen er lett å fjerne, og man oppnår mer enn 80 % fjerning – selv ved en lav Fe-dose (1.2 mg Fe/mg VHA). SHA-fraksjonen krever mer koagulant, og man må opp i nær 5 mg Fe/mg SHA for å oppnå 80 % fjerning av denne fraksjonen. CHA-fraksjonen krever en fraksjons-spesifikk dose på nær 8 mg Fe/mg CHA for å oppnå 80 % fjerning.

På bakgrunn av disse resultatene vil et råvann med høy andel VHA være lett koagulerbart, og man vil oppnå høye renseeffekter – selv med en lav koagulantdose. Dette er tilfellet for de fleste norske overflatevann. NEU-fraksjonen fjernes ikke, den øker tvert i mot som følge av koaguleringen. Av dette følger at råvann med høye konsentrasjoner av CHA og NEU vil være vanskelig koagulerbart med høye koagulantbehov. Her skal imidlertid påpekes at de fleste norske råvann domineres av de hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA og SHA), mens innholdet normalt er lavt for de hydrofile fraksjoner (CHA og NEU). For visse typer råvann, og i råvannskilder med algeoppblomstring, kan konsentrasjonen - og konsentrasjonsvariasjonene - av de hydrofile fraksjoner være signifikante i forhold til ovenstående betraktninger av koagulantbehov. De hydrofile fraksjonene – selv i lave konsentrasjoner – er imidlertid svært relevante i forhold til biologisk stabilitet og vekstpotensial. Mer om dette i kapittel 6.23.4.



Figur 6-34 Oppnådde renseeffekter for DOC og NOM-fraksjoner ved ulike DOC- og NOM-fraksjonsspesifikke doseringsnivåer. Koaguleringsforsøk ved VIVA, Trondheim (koagulerings-pH 4.4; koagulantdose 0.8-3.2 mg Fe/L som PIX113; 3-M filter)

Hvilken BDOC kan vi akseptere?

Tabellene 6-3 og 6-4 viste BDOC-verdier for råvann og koagulert vann. Hvilke BDOC-verdier som kan aksepteres for å unngå biologisk vekst og biofilmdannelse i ledningsnett vil avhenge av flere faktorer. Tabellene 6-5 og 6-6 viser forslag til grenseverdier ved ulike temperaturnivåer og for systemer med og uten rest-klor. For norske forhold uten restklor i ledningsnettet antyder disse tabellene at de maksimale BDOC-nivåer bør ligge i området 0.15-0.3 mg/L. Dette bør imidlertid verifiseres og dokumenteres nærmere.

Tabell 6-5 Indikatorverdier for biostabilt drikkevann (Zappia et al. 2008)

Parameter	Verdi µg/L	Kommentar	REF
AOC	< 10	Grenseverdi for opptak i biofilmer	1
AOC	< 50	Systemer med restklor	2
BDOC	200	Systemer uten restklor	3
BDOC	500	Systemer uten restklor, < 15 °C	3
BDOC	<150	Systemer uten restklor	4
Ref 1) Van der Kooij et al (1999); 2) LeChevallier et al. (1991); 3) Piriou et al. (1998); 4) Servaise et al. (1993)			

Tabell 6-6 Foreslåtte grenseverdier for AOC og BDOC for å oppnå et biologisk stabilt vann uten koliforme bakterier, økning av kimtall (biologisk vekst) eller reduksjon (mikrobielt forbruk) av BDOC (Rubulis et al. 2007 after Prevost et al. 2005), www.techneau.eu

Parameter Followed in the Distribution System	Threshold Values	Measurement Techniques	References
Coliform appearance	<0.05 mg C/L <0.10 mg C/L ≤0.15 mg C/L	AOC AOC BDOC _{sand}	LeChevallier et al. 1991 LeChevallier et al. 1991 Volk and LeChevallier 2000 Volk and Joret, 1994
HPC increase	<0.01 mg C/L	AOC	Van der Kooij, 1992
No BDOC decrease	≤0.15 mg C/L at 20 °C ≤0.30 mg C/L at 15 °C ≤0.15 mg C/L ≤0.25 mg C/L	BDOC _{sand} BDOC _{sand} BDOC _{susp} BDOC _{susp}	Volk, 1994 Volk, 1994 Servais et al. 1995 Niquette et al. 2001
No BDOC decrease	≤0.15 mg C/L	Modeling approach/ BDOC _{susp}	Laurent et al. 1997

Hvilke renseeffekter bør vi så kunne oppnå ved koagulering?

Basert på erfaringer fra et titalls koaguleringsanlegg, kan man grovt sett angi hvilke renseeffekter som normalt bør kunne oppnås med hensyn til de ulike NOM-fraksjoner. De høyeste verdiene oppnås normalt på råvann med høy SUVA (> 4), der en stor andel av DOC-innholdet utgjøres av hydrofob/ladet NOM, mens de laveste oppnådde renseeffektene gjelder for råvann med lav SUVA og en større andel hydrofil/nøytral NOM.

- VHA: høy (60-90 % avhengig av NOM-fordeling, SUVA)
- SHA: høy (50-80 % avhengig av NOM-fordeling, SUVA)
- CHA: varierende (40-90 % avhengig av NOM-fordeling, SUVA)
- NEU = lav (< 0-20 % - kan øke under koaguleringen)
- DOC_{tot}: moderat (50-75 % avhengig av NOM-fordeling, SUVA)

Med utgangspunkt i erfaringer og kunnskap om råvannets NOM-fraksjoner og/eller SUVA kan man derved gjøre grove prediksjoner av forventede restinnhold og renseeffekter ved optimal koagulering.

Eksempel A: Koagulering av råvann med høy SUVA (>4):

Forventet restinnhold av DOC: Res-DOC (mg/L) = 0.1 VHA + 0.2 SHA + 0.1 CHA + NEU

Forventet renseeffekt for DOC: REM_{DOC} (%) = 100 (DOC_{inn} - DOC_{ut})/DOC_{inn}
Ved å sette inn verdier for Res-DOC, fås følgende:

$$\text{REM}_{\text{DOC}} (\%) = 100 (\text{DOC}_{\text{inn}} - (0.1 \text{ VHA} + 0.2 \text{ SHA} + 0.1 \text{ CHA} + \text{NEU}))/\text{DOC}_{\text{inn}}$$

Med eksempelvis DOC_{inn} = 5 mg/L, hvorav VHA = 3 mg/L; SHA = 1 mg/L; CHA = 0.4 mg/L; og NEU = 0.5 mg/L fås følgende:

$$\text{--> Res-DOC (mg/L)} = 0.1 \cdot 3 + 0.2 \cdot 1 + 0.1 \cdot 0.4 + 0.5 = 1.4 \text{ mg/L}$$

$$\text{--> REM}_{\text{DOC}} (\%) = 100 (5 - 1.4)/5 = 72 \%$$

Eksempel B: Koagulering av råvann med lav SUVA (<3):

Forventet restinnhold av DOC: $\text{Res-DOC (mg/L)} = 0.4 \text{ VHA} + 0.5 \text{ SHA} + 0.6 \text{ CHA} + \text{NEU}$

Forventet renseeffekt for DOC: $\text{REM}_{\text{DOC}} (\%) = 100 (\text{DOC}_{\text{inn}} - \text{DOC}_{\text{ut}}) / \text{DOC}_{\text{inn}}$

Ved å sette inn verdier for DOC_{ut} , fås følgende:

$$\text{REM}_{\text{DOC}} (\%) = 100 (\text{DOC}_{\text{inn}} - (0.4 \text{ VHA} + 0.5 \text{ SHA} + 0.6 \text{ CHA} + \text{NEU})) / \text{DOC}_{\text{inn}}$$

Med eksempelvis $\text{DOC}_{\text{inn}} = 5 \text{ mg/L}$, hvorav $\text{VHA} = 3 \text{ mg/L}$; $\text{SHA} = 1 \text{ mg/L}$; $\text{CHA} = 0.4 \text{ mg/L}$; og $\text{NEU} = 0.5 \text{ mg/L}$ som i eksempel A over, fås følgende:

$$\text{--> Rest DOC (mg/L)} = 0.4 \cdot 3 + 0.5 \cdot 1 + 0.6 \cdot 0.4 + 0.5 = 2.4 \text{ mg/L}$$

$$\text{--> REM}_{\text{DOC}} (\%) = 100 (5 - 2.4) / 5 = 52 \%$$

Det skal påpekes at dette kun er illustrerende beregninger og at forutsetningene og beregningene bygger på et spinkelt grunnlag. Datagrunnlaget styrkes imidlertid raskt i takt med innsamlingen av data om NOM-fraksjoner og deres koagulerbarhet.

Beregningene over indikerer at dersom man koagulerer et råvann med NOM-sammensetning og SUVA-verdier som angitt, men ikke oppnår renseeffekter nær de beregnede, så kan det være en indikasjon på at prosessen ikke drives optimalt.

6.21 Spesielle forhold ved drift av kontinuerlig spykende filtre

Det skal her igjen påpekes at en velfungerende koaguleringsprosess er en grunnleggende forutsetning for at et koaguleringsanlegg skal fungere godt - uansett filtertype.

Det er likevel visse driftsmessige forhold som er spesifikke for kontinuerlig spykende oppstrøms sandfiltre (Dynasand). Noen er omtalt nedenfor. For mer utførlige omtaler henvises til leverandørens beskrivelser og anbefalinger.

Kontinuerlig spykende filtre drives på en annen måte enn tradisjonelle nedstrøms filtre. Slike filtre spyles kontinuerlig og produserer derved en konstant spylevannsstrøm. Man snakker følgelig ikke om filtersykluser og filtermodning i vanlig forstand. Man har heller ikke behov for egne reservoarer med vann til filterspyling. Brukt spylevann må imidlertid også her behandles og disponeres på vanlig måte, men det er en fordel at spylevannstrømmen er konstant – den kommer ikke batchvis.

Blant de viktigste driftsparametre i kontinuerlig spykende filtre er følgende: Luftstrøm og sandomsetningshastighet, spylevannstrøm (vaskevannføring) og filtreringshastighet. Disse omtales nærmere nedenfor.

Sandomsetningen i Dynasandfiltre reguleres via regulering av luftstrømmen i mammutpumpen, og man anbefaler en luftstrøm som gir en (nedadrettet) sandomsetningshastighet på 6-9 mm/min. Denne kan måles med en tilpasset, gradert målestav som følger anleggsleveransen. Normalt luftforbruk er ca. 140 normal liter/minutt pr standard filter á 5 m².

Vaskevannføringen bør være 1,5 – 2 ganger sandomsetningshastigheten. Med utgangspunkt i en filterenhet med 5 m² filterareal, skal det gis et illustrerende eksempel: Sandomsetningshastighet 7 mm/min x 5 m² filterareal = 35 l sand/minutt. Nødvendig vaskevannmengde blir da 35 x 1.5-2, dvs. 53 – 70 l/min (3.2-4.2 m³/t). Med en dimensjonerende filtreringshastighet på 8 m/t blir dimensjonerende vannstrøm 40 m³/t i nevnte filter (5 m²), og vaskevannstrømmen vil i dette tilfellet utgjøre 8-10 % av dimensjonerende vannstrøm inn på filteret.

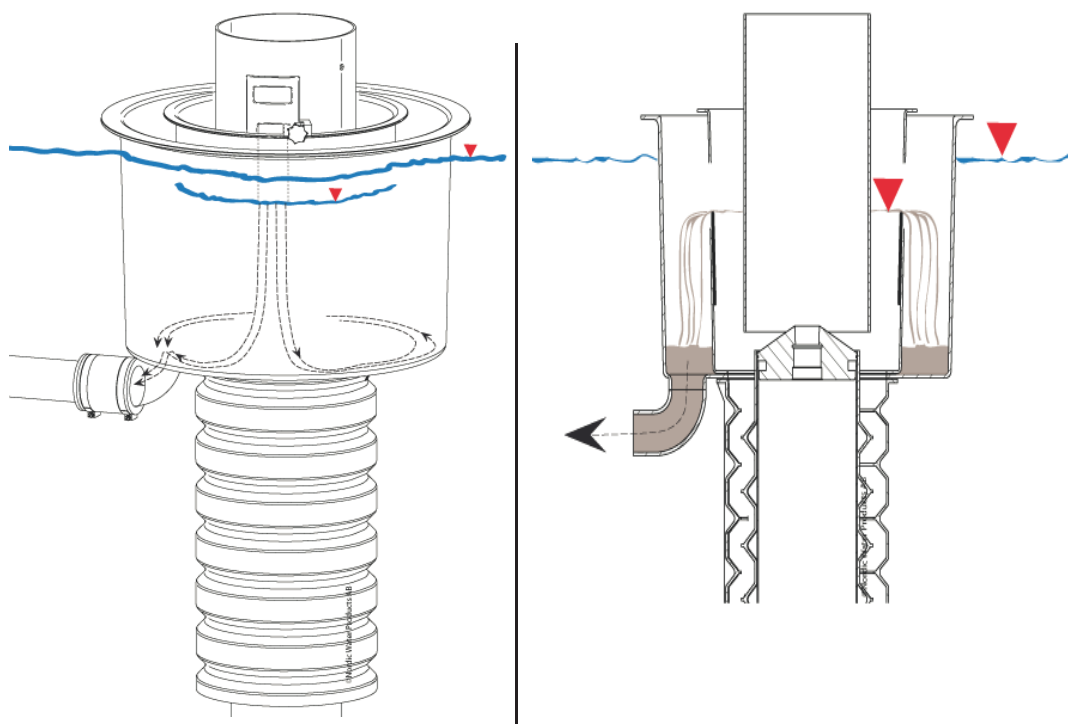
Vaskevannmengden varierer mye fra anlegg til anlegg, og ligger normalt innen området 5-15 %. I ekstreme tilfeller kan den imidlertid være så høy som 50 % av produsert vannmengde (Årnes vannverk). Vanligvis ledes brukt vaskevann til elv/vann/sjø (etter innhentet utslippstillatelse) eller til avløpssystemet. Dersom det er ønskelig å utnytte en større andel av råvannet kan en gjenvinne vaskevann i en lamellseparator. Det samme kan en gjøre dersom en vil redusere vaskevannmengden som går til eventuelle pumpestasjoner eller lignende. Vaskevann fra Dynasandfiltre er normalt lett fortykkbart, og ved behandling i lamellfortykker og etterfølgende Dynasandfiltre kan man oppnå en høy gjenvinningsgrad av vaskevann (> 90-95 %) ved at rejektet fra fortykkeren og "slamvannsfileret" sendes i retur til råvannsinløpet. Dette kan ofte oppnås uten tilsats av ekstra fortykkingskemikalier. For å unngå høy og/eller varierende stoffbelastning på filteret og slik sikre en stabil og god kvalitet på utløpsvannet, er det viktig at fortykkeren er tilstrekkelig dimensjonert og at den drives godt.

Vaskevannsstrømmen økes eller reduseres ved å senke eller heve nivået på vaskebeholderen i forhold til vannivået i selve filterbeholderen (Figur 6-35). Det er viktig å være klar over at sandomsetningen påvirker vaskevannføringen ved at sanden som synker ned gjennom sandvasken og tilbake i filteret fortrenger vaskevann. En justering av luftstrømmen/sandomsetningen vil derfor påvirke vaskevannsmengden (økt sandstrøm gir mindre vaskevannstrøm), og man bør derfor alltid kontrollere vaskevannføringen dersom man har endret luftstrømmen.

For å maksimere forholdet mellom produsert vann og vaskevann kan det være fornuftig å utforme anlegget med flere parallelle filterlinjer slik at enhetene kan belastes nær maksimalt. I perioder med varierende vannbehov, kobler man derfor gjerne filterenheter ut og inn (med rullerende drift for å sikre om lag samme driftstid over året) fremfor å variere vannføringen gjennom hver filterenhet. Det skal imidlertid påpekes at slik inn- og utkobling ikke bør skje for ofte, fordi utløpsvannkvaliteten (turbiditet, restkoagulant, etc) kan påvirkes negativt ved hver re-start av filteret.

Med driftsbetingelser som angitt over, synes den angitte sandomsetningshastigheten å være høy nok til å holde "slamfronten" under kontroll tilstrekkelig langt nede i filtersengen selv på anlegg med dårlig råvann og tilhørende høyt koagulantbehov. Siden vaskevannføringen er bestemt av sandomsetningshastigheten, vil også vaskevannføringen være uavhengig av innløpsvannstrømmen til filteret, og den vil også være uavhengig av råvannskvalitet og anvendt koagulantdosering.

Følgelig vil vaskevannføringen også være tilnærmet uavhengig av stoffbelastningen på filteret (g SS/m²t), dvs. uavhengig av produktet av filtreringshastighet (m³/m² t) og slaminnholdet (g SS/m³) i koagulert vann.



Figur 6-35 Skisse av vaskevannbeholder/sandvasker i Dynasansanlegg (Stokka 2012)

Stoffakkumuleringskapasiteten i Dynasandfiltre angis til 800 g/m²t ved behandling av typisk norsk og koagulert humusvann. Med en filtreringshastighet på 8 m/t, tilsier dette en maksimal stoffbelastning på 100 g SS/m². Med et filterareal på 5 m², utgjør dette en maksimal SS-konsentrasjon i innkommende koagulert vann på 25 mg/L. Dette skulle derved tillate bruk av koagulantdoser på opptil 6 mg Al/L og 10 mg Fe/L ved bruk av Al- eller Fe-baserte koagulanter, respektive (jfr. kap. 6.12). Dette burde være tilstrekkelig for de aller fleste norske råvann der koagulering er en aktuell metode.

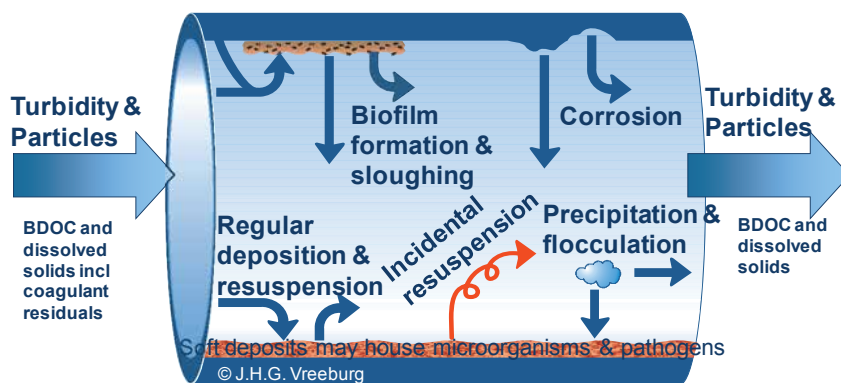
6.22 Vannbehandling og effekter på ledningsnett

Vannbehandlingen og driften av vannbehandlingsanlegg vil påvirke utløpsvannkvaliteten og nedstrøms prosesser i ledningsnettet.

Figur 6-35 viser aktuelle fysisk/kjemiske/biologiske prosesser og forhold på nettet som kan medføre hygienisk risiko ved at mikroorganismer inklusive patogener kan overleve - og i visse tilfeller sågar formere seg - i bløte avsetninger ("soft deposits") i ledningsnettet (Zacheus et al. 2001; Vreeburg et al. 2007).

Figuren beskriver følgende faktorer/prosesser:

- Partikkelavsetninger/nedslamming (pga partikler/turbiditet)
- Utfellingsprosesser (metaller som Fe, Al, Ca, etc)
- Korrosjon, herunder utløsning av stoffer fra rørmaterialet og dannelse av korrosjonsprodukter i vann og på rørvegg
- Biologisk vekst/biofilmdannelse (BOM/BDOC, etc) – utomhus og innomhus

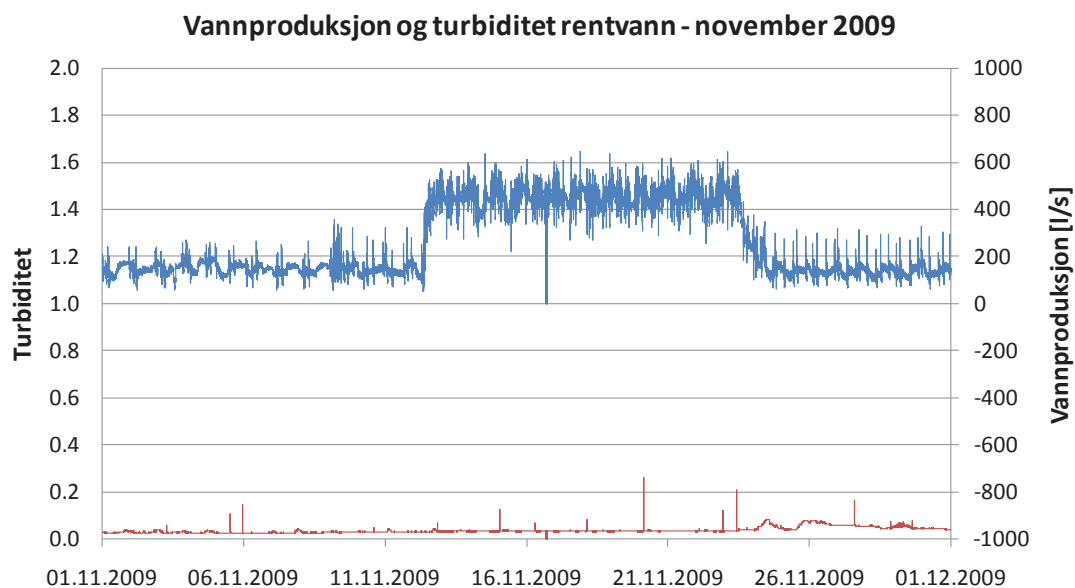


Figur 6-36 Hygienisk forringelse av vannkvalitet i ledningsnett grunnet korrosjon, partikkel-avsetninger/nedslamming, utfelling og mikrobiell vekst/biofilmdannelse (Modifisert etter Vreeburg et al. 2007).

6.22.1 Turbiditet og partikler/nedslamming

For partikkelavsetninger i ledningsnettet har turbiditet fra vannbehandlingsanlegget vist seg som en viktig bidragsyter (Vreeburg et al., 2007). Dette gjelder selv om turbiditeten er på et svært lavt nivå (0.1-0.2 NTU).

Figur 6-37 viser som et eksempel målte variasjoner i turbiditet ut i fra rentvannsbassenget på Skullerud Vannbehandlingsanlegg i Oslo i november 2009. Her er turbiditetstopper fra enkeltfiltre utjevnet, og turbiditeten ut fra rentvannsbassenget ligger jevnt på en verdi under 0.05 NTU, dog med noen topper imellom.



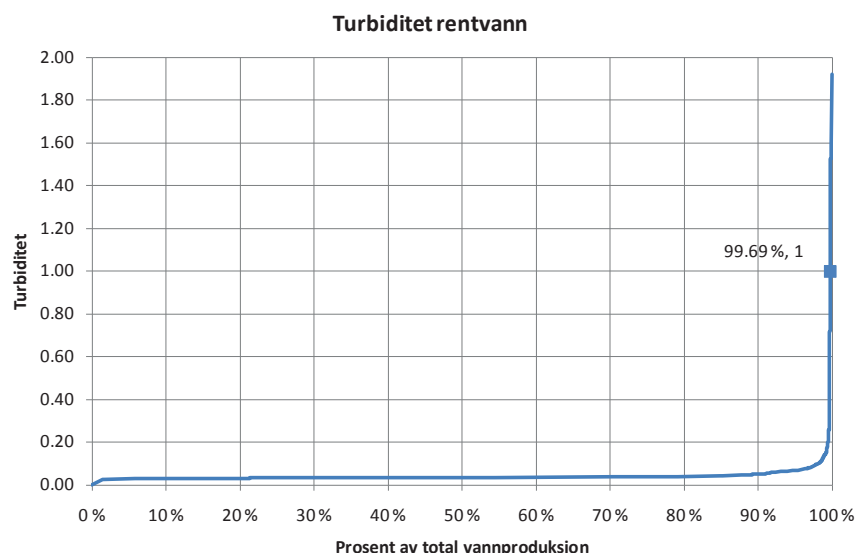
Figur 6-37 Eksempel på turbiditetsvariasjoner i rentvann fra Skullerud (november 2009) Rød kurve: utløpsturbiditet, blå kurve: vannføring.

For å vurdere totale utslipp til ledningsnettet fra et vannbehandlingsanlegg viser Figur 6-38 som et eksempel varighetskurven for turbiditet i rentvannet fra Skullerud VBA i 2009, dvs. det vannet som slippes ut på nettet. Arealet under denne kurven vil være representativt for det totale turbiditetsutslippet til ledningsnettet for dette året. Selv om turbiditetstopperne under filternes modningsperioder vil utjevnes i vannet fra rentvannstanken, anses disse toppene som de største bidragsyterne til det årlige

turbiditetsutslippet. Beregnet areal under kurven som omfatter den totale vannproduksjonen over årets 365 dager har en verdi på 4.35. Man har i dag ikke noe referansegrunnlag for vurdering av en slik tallverdi, men for å sette den inn i en sammenheng vil man - med en konstant turbiditet på 0.2 NTU (barriereindikatorverdien) - få et areal med verdi 10 under kurven. Med en konstant turbiditetsverdi på 0.1 NTU får arealet en verdi på 5 (dvs. nær det som fremgår av Figur 6-38). Med en turbiditetsverdi på 1 NTU (Drikkevannsforskriftens generell krav) får arealet en verdi på 50.

Vi vil foreslå at denne parameteren vurderes etablert som et mål på potensialet for partikkelavsetninger/nedslamming av ledningsnett fra partikler/turbiditetsutslipp fra vannbehandlingsanlegg. Figur 6-38 er kun et eksempel på hvordan varighetskurver kan fremstilles. Andre anlegg har valgt litt andre tilnærminger - med tilnærmet samme formål og nytteverdi (Aurevannverket, Bergen Vann).

Man vil også ha andre bidrag til partikkelavsetninger/nedslamming av ledningsnettet. Nedenfor følger en nærmere vurdering av potensialene for utfelling, korrosjon og biologisk vekst/biofilmdannelse.



Figur 6-38 Varighetskurve for turbiditet i rentvann fra Skullerud VHA, 2009

6.22.2 Utfellinger

Behandlet vann fra koaguleringsanlegg vil alltid inneholde en viss restmengde av koagulant. Selv om innholdet av jern eller aluminium ofte er lavere enn i råvannet, vil det likevel kunne være nok til at man kan få en etterfelling i ledningsnett med tilstrekkelig lange oppholdstider og gunstige pH- og temperaturforhold. Selv med et restkoagulantinnhold lavere enn barriereindikatorverdien på 0.15 mg Me/L, vil etterfelling av Al eller Fe likevel kunne utgjøre et bidrag til partikkelavsetninger på ledningsnettet. Forholdet kan illustreres som følger med aluminium som eksempel:

Dersom etterfellingen skjer etter ligningen $\text{Al}^{3+} + 3 \text{OH}^- \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3$ så gjelder følgende: 1 mol Al^{3+} reagerer med 3 mol OH^- og gir 1 mol $\text{Al}(\text{OH})_3$.

På mengdebasis blir dette som følger:

27 g Al^{3+} reagerer med 51 g OH^- og gir 78 g $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Dersom man igjen anvender Skullerud som eksempel der man i 2009 hadde en midlere restaluminiumkonsentrasjon på 0.06 g Al/m³, vil dette gi en konsentrasjon av aluminiumhydroksid på 0.17 g/m³ dersom all Al felles ut. Med en vannproduksjon lik Q_{DIM}

på 43 200 m³/døgn (15.7 mill. m³/år) vil dette på døgn- og årsbasis utgjøre et potensielt maksimalt bidrag til partikkelavsetning/nedslamming av ledningsnett på henholdsvis 7.5 kg/døgn og 2.7 tonn/år som aluminiumhydroksid (tørstoff). Med en midlere restaluminiumkonsentrasjon på 0.15 mg/L (barriereindikatorverdien) blir de beregnede utfellinger henholdsvis 18.7 kg/døgn og 6.8 tonn/år som aluminiumhydroksid.

Tallene over viser det totale *potensialet* for utfelling dersom all rest-Al feller ut. Med et pH på ca. 8 i nettet vil løseligheten av Al være større enn ved pH 6-6.5, og de utfelte mengdene blir følgelig lavere enn angitt over. Slik utfelling vil likevel kunne representere et betydelig bidrag til hygienisk betenkelige "soft deposits" på nettet. Dette er avsetninger som kan huse mikroorganismer og patogener og derved øke deres overlevelsessevne og levetid.

6.22.3 Korrosjon

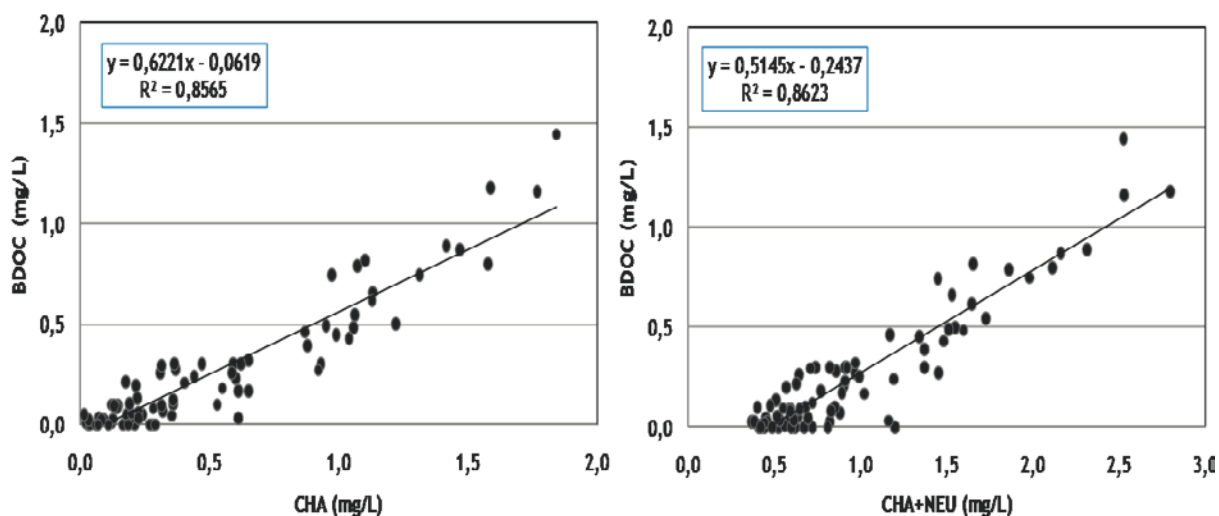
Selv om man har korrosjonskontroll som del av vannbehandlingen, vil man aldri redusere korrosjonen til null. Korrosjonsproduktene (rustknoller, belegg, etc.) vil bidra til økt ruhet i rørene, redusert tverrsnittsareal, redusert transportkapasitet, m.v. og vil også påvirke vannkvalitet og potensialet for mikrobiell vekst på nettet.

6.22.4 Biostabilitet

Resultater fra rå- og rentvannsanalyser av NOM-fraksjoner og BDOC ved et titalls ulike vannverk i Norge har vist at koaguleringsanlegg produserer et svært biostabilt vann, med BDOC-verdier nær null.

Disse undersøkelsene viste også at det var en svært god korrelasjon mellom biodegraderbart organisk karbon (BDOC) og innhold av de hydrofile NOM-fraksjoner (CHA/NEU), jfr. figur 6-39 (ingen korrelasjon ble funnet mellom BDOC og de hydrofobe fraksjoner VHA og SHA).

Hvilken BDOC-verdi man bør legge seg på for å unngå vekstproblemer på nettet avhenger av flere faktorer som temperatur, konsentrasjon av næringssalter primært fosfor, sporstoffer, restklorinnhold, osv. For typiske kaldtvannssystemer uten restklor er det likevel antydnet maksimalverdier på 0.2-0.4 mg BDOC/L. Ut fra kurvene i figur 6.14 innebærer dette at CHA og CHA+NEU-konsentrasjonene i rentvann bør holdes under henholdsvis 0.7 og 1.2 mg/L.



Figur 6-39 Korrelasjon mellom BDOC og CHA (til venstre), og mellom BDOC og CHA+NEU (høyre) i råvann og utløpsvann fra ulike rensetrinn i et titalls ulike vannverk i Norge med koagulering-filtrering eller ozonering-biofiltrering.

6.23 Oppsummering og sjekkpunkter

- Kartlegg optimal dose og pH (for det aktuelle spenn i råvannskvalitet) – Jfr. Optimaliseringshåndbokas prosedyrer
- Bruk erfaringsmodeller som et hjelpemiddel – Sjekk og recalibrer modellene ved behov!
- Bruk on-line turbidimetre på utløpet fra hvert filter - Et "must" for god drift!
- Unngå belastningsvariasjoner: Pumpestyring; Buffervolumer!
- Ta kontroll på filtermodningen: Øk dosen eller filterbelastningen i en kort periode for å korte ned tiden modningsvannet må sendes til avløp
- Kjør aldri så lange filtersykluser at det oppstår gjennombrudd i filteret – kartlegg når dette kan skje under ulike driftsforhold og belastninger!
- Ha kontroll på filtertilstand og trykktap – Effektiv filterspyling er et must!
- Unngå spyling med råvann – hvis mulig
- Utløpsvannkvaliteten må også være gunstig for nettet (partikler, utfellinger, biostabilitet, korrosjon). Kort sagt: Unngå "soft deposits" som løsner jevnlig og skaper farge samt bruksmessige problemer og klager – og som kan huse/øke levetiden på patogene mikroorganismer
- Kort sagt: Kjenn til anlegg, ditt nett og ditt råvann!

7. FILTERMATERIALER OG FILTERBUNNER

7.1 Valg av filtermaterialer

For norske koaguleringsanlegg er særlig følgende typer filtermaterialer aktuelle:

- Antrasitt (steinkull)
- Sand (med SiO_2 /kvarts som hovedbestanddel)
- Filtralite®
- Kalsiumkarbonat (marmor eller kalkstein)

Det finnes norske (og europeiske CEN) standarder for alle aktuelle typer filtermasse. Normalt vil disse gi en hensiktsmessig beskrivelse av generelle krav til filtermasse. Et spesielt unntak er innholdet av SiO_2 (silisiumdioksid, kvarts) i vanlig filtersand. Noen leverandører har sand som har lavere innhold enn det standarden beskriver, men som ellers er anerkjent som god kvalitet. Det kan derfor være hensiktsmessig å godta en lavere andel SiO_2 .

For andre typer av filtermasser som eksempelvis anthrasitt og Filtralite kan det være hensiktsmessig å sette krav til filtermaterialets motstand mot slitasje/nedknusning. Parameteren "Hardgrove indeks" anvendes ofte for å angi dette, og parameterverdien bør være mindre enn 40 °H.

Det har dessverre vært tilfeller der filtermasse levert i Norge ikke har oppfylt de kravene som var uttrykkelig spesifisert i tilbudet. Det er derfor viktig at vannverket kontrollerer at tilbudt filtermasse stemmer med spesifikasjonene i bestillingen. Man kan med fordel også ta ut prøver av filtermassen og få disse siktet.

7.2 Kombinasjoner av filtermaterialer

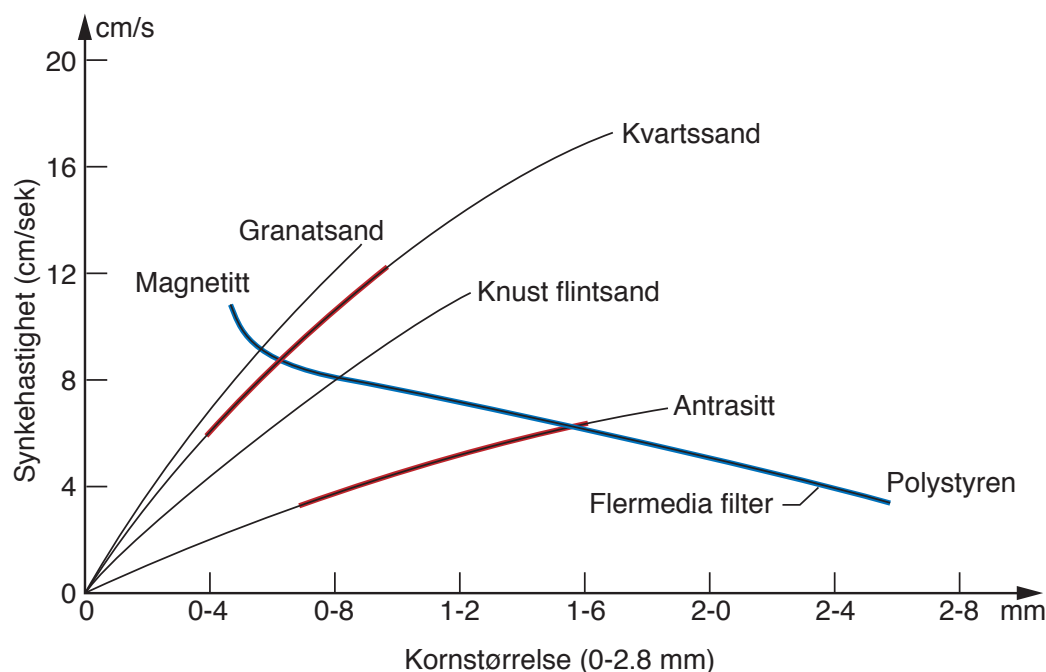
Ved valg av filtermaterialer i to- eller flermedia filtersenger eller ved utskifting av filterlag er det viktig å passe på følgende:

1. For å ivareta ønsket om en god utnyttelse av hele filtersengens dybde, tilstrebes en korngradering som øker med filterdybden. Et underliggende filterlag bør derfor ha mindre filterkornstørrelse enn laget over
2. For å hindre sammenblanding av lagene (dvs unngå overlappende synkehastigheter når korn i ulike lag sedimenterer tilbake på plass etter ekspansjonen under tilbakespylingen), må et underliggende filterlag ha filterkorn med større synkehastighet enn laget over

Kriteriene nevnt over innebærer at man ved design av flermediafiltre må kjenne kornstørrelser, densiteter og synkehastigheter for de filtermaterialer man ønsker å kombinere. Dette er vist i Figur 7-1 der synkehastighet (0-20 cm/s) er fremstilt som funksjon av kornstørrelse (0-2.8 mm) for en rekke aktuelle filtermaterialer med ulike densiteter (regnet fra høy til lav): magnetitt, granatsand, kvartssand, knust flintsand, anthrasitt og polystyren.

Valg av filtermaterialer for to- eller flermedia filtre langs en horisontal linje i denne figuren ville ha oppfylt kravet om ulike kornstørrelser i de ulike filterlag (kriterium 1 over), men lagene ville ha blandet seg fullstendig siden synkehastigheten ville ha vært den samme for alle filterkorn. På den annen side ville valg av materialer langs en vertikal linje i figuren ha oppfylt kravet om ulike synkehastigheter for korn i de ulike lag (kriterium 2 over), men filtersengen ville da ha hatt dårlig dybdevirkning siden kornstørrelsen er den samme i alle lag.

Utforming av flermedia filtersenger med kombinasjoner av filtermaterialer og kornstørrelser som oppfyller begge kriterier (1 og 2) nevnt over, må derfor skje langs en linje som faller mot høyre, dvs. langs linjen som går fra magnetitt til polystyren, og som er markert med blått i figur 7-1.



Figur 7-1 Sammenheng mellom kornstørrelse (0-2.8 mm) og synkehastighet (0-20 cm/s) for ulike aktuelle filtermaterialer (Ives, 1979)

Som et illustrerende eksempel kan man velge filterkornstørrelser for et to-media filter bestående av kvartssand og antrasitt som følger (markert med rødt på Fig. 7-1):

1. Kvartssand med kornstørrelse i området 0.4-1.0 mm vil ha synkehastigheter i området 6-12 cm/sek.
2. Anthrasitt med kornstørrelse i området 0.8-1.6 mm vil ha synkehastigheter i området 4-6 cm/sek.

En slik 2-media filterseng vil derved oppfylle begge de overnevnte valgkriterier. Slike filtersenger har da også vist seg å fungere godt i praksis, med god lagringsfordeling over dybden og uten uheldig blanding av filterlagene.

Med kornstørrelser av sand og antrasitt som angitt i eksempelet over, nærmer man seg imidlertid en situasjon der de minste sandkornene har samme synkehastighet som de største antrasittkornene (Jf. Fig. 7-1). Overlapping i synkehastighet mellom filterlag gir blandsoner mellom lagene, der finere korn fyller porene mellom grovere korn. Selv om dette kan gi bedre filtreringseffekt, vil det også generere høyere trykktap og andre driftsulemper.

Graderingen må også velges ut fra behovet for lagringskapasitet for fnokker. Dette gjelder i særlig grad det øverste filterlaget der man normalt vil finne de største avsetninger og lagringskapasiteter. Jo mer materiale (partikler, slam) som skal fjernes, jo grovere korngradering bør man vurdere for det øverste filterlaget. Samtidig bør man ikke anvende så grove graderinger at fnokker passerer "rett gjennom" antrasitten og legger seg i toppen av sanden under – med rask økning i trykktap og/eller tidlige gjennombrudd som resultat.

Antrasitt leveres også i graderingene 1.2-2.0 mm og 1.4-2.5 mm. Med grovere antrasittkorn kan i prinsippet også benytte grovere sandfraksjoner (jf. Fig. 7-1), men man risikerer da raskt å få dårligere utløpsvannkvalitet, spesielt økt restinnhold av turbiditet og metall i filterutløpsvannet. Bruk av polymer kan imidlertid være et godt verktøy for optimalisering av filterdriften i slike tilfeller.

I filtersenger med alkaliske bunnlag må det benyttes relativt finkornet sand for at denne ikke skal blande seg med den alkaliske filtermassen. Dette fordi kornene i den alkaliske massen jo løses opp med tiden. Som alkalisk filtermasse finnes forskjellige typer av masser, normalt med utgangsgraderinger i området 0.5 (1.0)-3.0 mm. Som sand brukes da normalt graderinger i området 0.4 til 0.8 mm.

7.2.1 Alternative filtermasser

Filtralite

Tradisjonelt består et tomediafilter av anthrasitt over kvartssand. Filtralite® kan være et alternativ til anthrasitt i slike 2-M filtre. Man kan også anvende Filtralite® som eneste filtermateriale, med Filtralite® i ulike kornstørrelser og ulike densiteter i de enkelte filterlag (Filtralite Mono-Multi®). Jevnfør også kapittel 1.4.6 om Filtralite®.

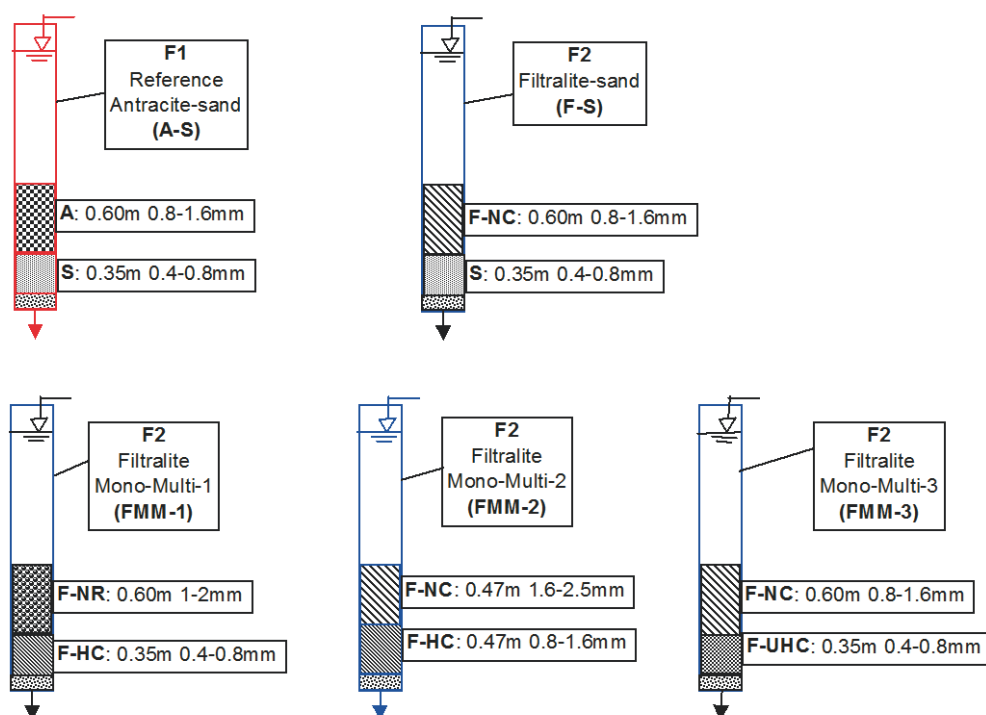
Filtralite er leire som er brent under høye temperaturer med tilsats av stoffer som avdrives under forbrenningen og gjør materialet porøst. Ved å variere produksjonsbetingelsene og tilsetningsstoffene kan Filtralite produseres i ulike kvaliteter med ulike egenvekter (densiteter). Selv om Filtralite kan anvendes som filtermateriale også i rund form, er det som knust materiale det har fått vesentlig anvendelse innen drikkevannssektoren.

Figur 7-2 viser et testoppsett for kontaktfiltrering, mens Figur 7-3 oppsummerer resultater fra omfattende pilotforsøk der Filtralite i ulike konstellasjoner ble testet mot et konvensjonelt anthrasitt-sandfilter som referanse (Eikebrokk, 2000, 2001).

Filtralite anvendes i dag ved flere vannverk, særlig i kombinasjon med sand eller som Filtralite Mono-Multi med utforming som FMM-2 i Figur 7-2. Erfaringene synes i stor grad å støtte resultatene vist i Figur 7-3:

- Filtralite kan erstatte anthrasitt med samme kornfordeling i kombinasjon med sand, og gi om lag samme forløp hva gjelder filtermodning og utløpsvannkvalitet
- Filtralite kan også anvendes som eneste filtermateriale, der man kombinerer to eller flere materialkvaliteter med ulik – og egnet – kornstørrelse og densitet (Filtralite Mono-Multi®)
- Filtralite kan i særlig grad gi kapasitetsøkning på anlegg der filtersykluslengden begrenses av trykktapet. Dette fordi Filtralite grunnet sin kornform, overflatestruktur og/eller porøsitet normalt gir lavere trykktap enn anthrasitt. Dette gjelder både det initielle trykktapet (ren filterseng) og hastigheten på trykktapsutviklingen (trykktapsøkning pr. tidsenhet); jfr. Figur 7-3
- Filtralite bør holdes neddykket i vann ca. 3 uker før anvendelse, slik at vann får tid til å erstatte luft i porene i filterkornene og slik at materialet derved oppnår sin endelige sluttdensitet. Dersom man tar i bruk materialet for tidlig, kan man risikere å tape filtermasse ved at lette korn med lav densitet der porene fortsatt i stor grad er fylt med luft, følger spylevannet ut av filterbeholderen. Dette gjelder i særlig grad den letteste og mest porøse varianten, Filtralite NC

Feil valg/kombinasjoner av Filtralite med hensyn på kornstørrelse og densitet (jfr. Fig. 7-1), og/eller med ujevn densitet i ulike leveranser fra fabrikken, har i noen tilfeller medført problemer med blanding av Filtralite og underliggende filterlag.

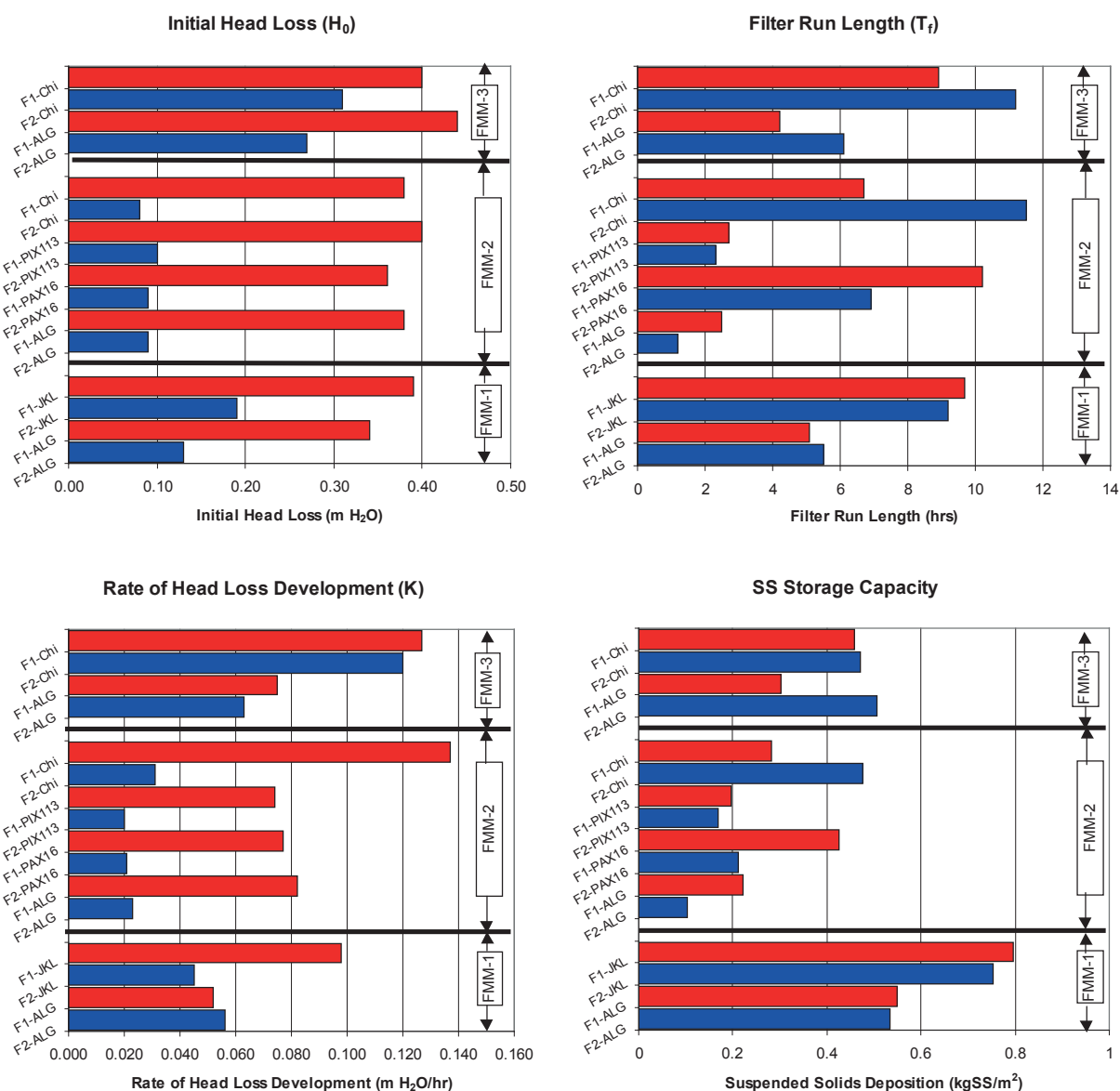


Figur 7-2 Parallelle pilotforsøk med kontaktfiltrering og testing av ulike filtersenger, alle med dybde 0.95 m: i) antrasitt-sand (F1: referansefilter), ii) Filtralite-sand, og iii) Filtralite Mono-Multi (FMM) i ulike utforminger: FMM-1 med runde, hele korn; FMM-2 med en kombinasjon av knuste korn med normal (NC: Normal density, Crushed) og høy (HC) densitet, og FMM-3 med en kombinasjon av knuste korn med normal (NC: Normal density, Crushed) og ultra høy (UHC) densitet (Eikebrokk, 2001).

Alternative alkaliske filtermasser

Det finnes forskjellige typer "vanlig" alkalisk filtermasse (CaCO_3). Forskjellen består i noe forskjellig geologisk beskaffenhet, og i forskjellige graderinger. For praktisk bruk er det særlig to forhold som har betydning:

- Forskjellige graderinger. Finere masser gir større kontaktflate mellom vann og kalk, og dermed raskere oppløsning av filtermassen. Det vil si at nødvendig oppholdstid i filtermassen reduseres.
- Også forskjellige kjemiske/mineralogiske egenskaper gir en viss forskjell i oppløsningshastighet.
- Forskjellig innhold av finstoff. Mye finstoff gir økt behov for spyling i forbindelse med innlasting av filtermasse, og det kan føre til raskere økning i trykktap over filteret under drift. Mye finstoff har også ført til problemer med:
 - o slamfortykket for spylevann har gått tett
 - o det har kommet mye finstoff (kalkstøv) inn på avløpsrenseanlegg der spyleslammet har blitt levert
 - o økte problemer med støv under påfylling, noe som er et problem for alle alkaliske filtermasser



Figur 7-3 Oppsummerende resultater fra parallelle pilotforsøk med kontaktfiltrering og testing av Filtralite Mono-Multi (FMM) i ulike utforminger og med ulike koagulanter: FMM-1 med runde, hele korn; FMM-2 med en kombinasjon av knuste korn med normal (NC: Normal density, Crushed) og høy (HC) densitet, og FMM-3 med en kombinasjon av knuste korn med normal (NC: Normal density, Crushed) og ultra høy (UHC) densitet i) antrasitt-sand. Et konvensjonelt antrasitt-sandfilter er hele tiden brukt som referanse, og resultatene fra dette referansefilteret er angitt med røde kurver. Alle filtersenger var 0.95 m dype med underliggende 30 cm støttelag av grus (1-2 mm; 2-5 mm og 5-10 mm). Testede koagulanter: Chi: Kitosan; ALG: Aluminiumsulfat; PAX18: Polyaluminiumklorid; PIX113: Jernklorid; JKL: Jernkloridsulfat (Eikebrokk, 2001).

7.3 Filterbunner og støttelag

Det finnes en rekke filterbunnløsninger på markedet. Nedenfor er omtalt en del varianter som benyttes i Norge. Det er vanskelig å si at den ene løsningen er bedre enn den andre; for alle gjelder det at de må konstrueres og monteres riktig, og at støttelaget må være tilpasset bunnløsningen.

En del enkle løsninger er ikke tilpasset spyling med luft. Det er viktig at filterbunnen er tilpasset aktuell spyleprosedyre og luft- og vannstrømmer som benyttes i anlegget.

7.3.1 Dysebunner

Dysebunner består normalt av plastdyser skrudd ned i hylser støpt inn i en falsk bunn av betong. Bunnen kan være helstøpt på stedet, eller, mer vanlig, bestå av betongplater på ca 1m*1m, som er montert på stolper eller bjelker. Dysene kan også være montert i en falsk bunn av stålplater, i GUP-elementer eller i rør med stor dimensjon. Dersom man skal benytte luftspyling i en dysebunn utstyres dysekaftet med en liten luftsliss.

En normalt dimensjonert dysebunn gir stor samlet lysåpning. Dette begrenser vannhastigheten ut av dysene under tilbakespyling, og gjør at man kan benytte støttelag med mindre korn, uten at dette fører til bevegelse i støttelaget. (Lavere vannhastighet betyr også lavere arbeidstrykk for spylepumpen.)

Slissene i dyser er fine, ned til noen få tidels mm. De kan derfor lett tettes igjen hvis det kommer sand fra filteret ned i dysene. Sandkorn kan kile seg fast i slissene og dermed redusere den hydrauliske kapasiteten.

Slissene kan også innsnevres på grunn av utfelling av metall. Dette kan være restmetall fra koaguleringsprosessen, men det kan også i sjeldne tilfeller skyldes mangan eller annet metall fra råvannet (ikke kjent fra Norge). Dette problemet kan oppstå i alle typer filterbunner, men i løsninger med større slissebredde og/eller høyere vannhastighet gjennom slissene vil det ikke ha like store konsekvenser.

Figur 7-4 viser utfelt jernhydroksid på dyser fra Gopledal vannverk i Larvik. Her har man filtersenger bestående av 70 cm anthrasitt med korngradering 0.8-1.6 mm over 50 cm sand med gradering 0.4-0.6 mm. Under sanden er det to støttelag av grus, hvert med 12-13 cm lagtykkelse og korngradering henholdsvis 1-4 mm og 4-8 mm. Anlegget har totalt 1400 filterdyser med spalteåpning 0.3 mm, fordelt på 6 filtre á 32 m².

På Gopledal oppstår sannsynligvis jernhydroksidutfelling i blandsonen i støttelag/dyseområdet der koagulert og filtrert vann med tidvis høyt restjerninnhold og lav pH (ca. 4.2) møter spylevann (rentvann) med høy pH (ca. 8). Utfellingen medfører høye trykktap i dyser og støttelag.

Både partikler og metallutfellinger som beskrevet over vil føre til at trykket under spyling øker. Rengjøring av filter/filterbunn med lut kan i større eller mindre grad fjerne utfelt metallbelegg. I flere tilfeller har dette likevel bare gitt kortvarig effekt og må gjentas så hyppig at metoden blir lite anvendbar i praksis. Slike observasjoner er gjort blant annet i Larvik (Gopledal vannverk), og i Nome (Lunde vannverk). Lunde vannverk hadde alkaliske oppstrømsfiltre, og forholdene i dysene var derfor annerledes enn ved Gopledal. Observasjonen av at rensing med lut bare gav kortvarig forbedring var imidlertid den samme. (Lunde vannverk er senere ombygget til Moldeprosess.)

Ved Gopledal vannverk løste man problemet med jernutfelling i dysene med å anvende to sett dyser. Etter ca. 5 år tømmes filtrene for filtermasse og et nytt sett dyser settes inn. Det andre settet rengjøres og lagres deretter fram til neste tømning og bytte av dyser.



Figur 7-4 Nye og gamle dyser (med utfelt jern) fra Gopledal vannverk (E. Mathiesen)

Både partikler og metallutfellinger i filterdyser som beskrevet over vil føre til at det totale trykktapet gjennom filtertrinnet øker. Trykket under tilbakespylingen vil også øke. Rengjøring av filter/filterbunn med lut eller syre kan i større eller mindre grad fjerne utfelt metallbelegg. Det er flere som har rapportert at lutvask bare gir kortvarig effekt (Larvik - Gopledal vannverk, Nome - Lunde vannverk før ombygging til Moldeprosess). Slik lutvask må gjentas hyppig, og synes ikke å være en varig løsning. Det finnes også ulike typer spesialvaskemidler på markedet, noen for fjerning av organisk stoff (biofilm) og noen for fjerning av uorganisk stoff/utfellingsprodukter (hydroksider, karbonater, mm) på filterkornene.

Oksalsyre har vist seg svært effektiv for fjerning av metallutfellinger (særlig Fe) på UV-rør (Gjerstad, 2010), og kan kanskje være et alternativ også for vask av filterdyser med utfelt jernbelegg.

Hvis problemet ikke blir løst på dette stadiet kan det føre til skader på dysene, at dyser løsner, at betongplatene som bunnen består av løsner, eller at tetningen mellom betongplatene løsner. Dette kan i neste omgang ødelegge spylingen av filteret og føre til at filtermateriale dreneres ned i rommet under filterbunnen. Dette kan til dels registreres ved at man ser uregelmessigheter i filteroverflaten under spyling (ekstra mye vann i ett punkt), eller at man finner sand i rentvannet eller ved inspeksjon under dysebunnen (Figur 7-5). Når det er kommet så langt må filteret tømmes og filterbunnen gis en full rehabilitering.



Figur 7-5 Filtersand som har samlet seg under dysebunnen i et filter. Øverst ses innløpet til dysene som stikker ned under betongplatene

7.3.2 Triton-bunner

Triton er en type filterbunn der metalltråd med trekantprofil er lagt side ved side slik at det dannes smale slisser som dekker mye av filterarealet. Det har vært et par tilfeller av at Triton-enhetene har løsnet, men disse skyldes så vidt man vet feil ved monteringen, ikke ved bunnløsningen i seg selv. Det bør imidlertid klarlegges hvor høy spylevannsmengde som kan anvendes ved bruk av slike bunnløsninger.

7.3.3 Spreaderør

Det finnes forskjellige varianter av spreaderør med slisser eller huller, fra enkle plastrør til mer forseggjorte konstruksjoner i stål. Riktig utført er dette en rimelig og effektiv løsning. Da slissene eller hullene kan ha betydelig større lysåpning enn dyser og Triton-bunner er det viktig at det ikke kommer filtermasse ned til spreaderørene. Filterkorn kan da lett gå inn i rørene og i verste fall fylle opp selve spreaderørene, som kan være vanskelige å få tømt. Det er derfor viktig med godt tilpassede støttelag der man anvender filtre med spreaderør.

7.3.4 Oppstrømsfiltre

Konvensjonelle oppstrømsfiltre med intermitterent spyling blir tradisjonelt i Norge bygget med "dyser" plassert med en avstand på opptil en meter. Gjennom disse dysene tilføres både råvann tilsatt koagulant, og spylevann.

Siden råvann med koagulant føres inn gjennom filterbunnen, er faren for gradvis gjentetting langt større enn i nedstrømsfiltre. Gjentetting av filterbunnen kan føre til ujevn fordeling av vann over filterarealet, noe som igjen kan føre til kanaldannelse i filteret. Det kan også føre til økende hydraulisk motstand og dermed redusert kapasitet.

Bruken av "dyser" med stor avstand øker faren for at filteret blir ujevnt spylt, ved at filtermassen blir liggende i ro i soner mellom dysene.

Problemer med oppstrømsfiltre synes å være relativt utbredt, selv om det også finnes anlegg som fungerer meget godt.

For kontinuerlig spykende oppstrømsfiltre henvises til kapitlene 6.22 og 8.11.

7.3.5 Tette støttelag

Det er rapportert tilfeller der støttelaget er utført med alt for grove korn slik at overliggende sandkorn kan trenge ned i støttelaget og fylle rommet mellom gruskornene med den følge at støttelaget blir svært tett med et høyt trykktap. Det er derfor viktig at man velger støttelag med en korngradering som er tilpasset det nederste filterlaget (normalt sand 0.4 – 1 mm eller 0.6-1 mm) og hindrer nedtrengning av sand i støttelaget/blanding av filterlag og støttelag. På samme måte må korngraderingene i filtre med flere støttelag velges slik at (grus)kornene i et underliggende støttelag er tilpasset kornstørrelsen i støttelaget over slik at man unngår sammenblanding av de ulike støttelag.

7.3.6 Funksjonskontroll av filterbunner

Når man har anledning bør man kontrollere filterbunner for lekkasjer og andre feil. Det bør gjøres i nye anlegg før innfylling av filtermasse, etter rehabilitering av filterbunner, og ellers hver gang et filter er tømt for filtermasse. Feil observeres lettest hvis filteret fylles med vann til ca. 20 cm over filterbunnen, og blåsemaskin for luftspyling startes. Luften skal fordele seg jevnt over hele filteret, uten uregelmessigheter av noe slag. Dette avslører lekkasjer i systemet ganske effektivt, men er selvfølgelig ikke noen garanti for at ikke lekkasjer oppstår etter noen tids bruk.

8. INSPEKSJON/VURDERING AV FILTERTILSTAND

Tilstanden på filtersenger og drift/ytelse av filteranlegg kan vurderes etter flere kriterier. En gjennomgang av noen av disse følger nedenfor:

8.1 Turbiditet

Granskning av data fra on-line turbiditetsmålere på utløpet fra hver filterenhet er et utmerket verktøy for å identifisere filterenheter med en ikke-optimal funksjon og/eller avvikende drift.

Dersom man ikke har on-line turbidimetre på anlegget, kan tilsvarende informasjon innhentes via hyppig prøvetaking og analyse. Slike undersøkelser bør gjennomføres i flere runder slik at man får med seg effekten av årstidsvariasjoner i råvannskvalitet, vannforbruk, filterbelastning, osv.

En kurve over turbiditet mot tid (se Figur 2-1) vil klart identifisere typiske faser i en filtersyklus: i) filtermodning, ii) stabil driftsfase, iii) perioder med belastningsøkninger, og iv) gjennombrudd. I tillegg vil en mangelfull koagulering gjenspeiles i en forringet utløpsvannkvalitet.

Slike typiske faser i en filtersyklus er viktige å overvåke i en driftsmessig og sikkerhetsmessig sammenheng fordi de vil avdekke perioder med redusert hygienisk barriereeffektivitet. Siden man vanskelig kan måle direkte på innhold av mikroorganismer/patogener og renseeffekter/log-reduksjoner, angir Drikkevannsforskriftens Veileder (Tabell C) indikatorer for barriereeffektivitet i koaguleringsprosesser. Sentrale parametere er turbiditet, restkoagulant, farge og TOC. Overskridelser av disse indikatorkravene vil følgelig indikere en barrieresvikt i vannbehandlingen.

For å få et bilde av barriereeffektiviteten og barrierestabiliteten i koagulering-filtreringssystemer kan det være nyttig å fremstille varighetskurver som viser andel av driftstid eller vannproduksjon der filterets utløpsturbiditet ikke har oppfylt indikatorkravet. Slik sett vil en varighetskurve som eksempelvis dekker et driftsår klart angi i hvilken grad anlegget i det aktuelle året har vært drevet med potensiell barrieresvikt. Et eksempel på en slik varighetskurve er vist i Figur 6-27. Slike varighetskurver kan i prinsippet lett genereres i driftskontrollsystemet

8.2 Trykktap

Vannets strømning gjennom et filter av granulært materiale vil medføre et tap av trykk. Selv strømning gjennom en helt ren filterseng vil innebære et trykktap (initielt trykktap, H_0), som øker med økende filtreringshastighet. Siden vannets viskositet avtar med temperaturen, vil det initielle trykktapet også i en begrenset grad øke med avtagende vanntemperatur.

Trykktapsutviklingen over tid har normalt et rettlinjete forløp i takt med at filterporene innsnevres som følge av partikkelavsetninger og utfelling av metallhydroksider på filterkornene med etterfølgende adsorpsjon av kolloidale partikler og løste stoffer som NOM, mikroorganismer, metaller, etc. Typiske trykktapsforløp ble vist i Figur 2-1 og 2-8.

Et trykktapsforløp som avviker fra det rettlinjede indikerer at filterdriften ikke er optimal: En utfllating av trykktapskurven med tiden indikerer at filterenheten går med gjennombrudd og/eller at koaguleringen har sviktet, mens en eksponentiell trykktapsutvikling indikerer at filteret samler partikler på overflaten uten den ønskede dybdevirkningen med avsetninger over hele filtersengens dybde. Sistnevnte kan for eksempel skyldes at man via en uheldig utformet flokkuleringsprosess og/eller en for høy polymerdosering har skapt for store og sterke fnokker som i stor grad avsettes på filteroverflaten og ikke evner å trenge ned i og utnytte de dypere deler av filterets poresystem.

Mange filteranlegg har installert trykksonder. Dersom slike sonder finnes kun på filterinnløp og filterutløp, vil de bare kunne vise det totale trykktap over hele filtersengen, jf. trykktapskurvene i Figur 2-1 og 2-8. Dersom man derimot har utplassert flere trykksonder langs filterbassengets totale dybde, for eksempel i grenseflaten mellom ulike filterlag, kan informasjonen fra disse trykkgiverne også brukes for å vurdere hvor avsetningene skjer og i hvilken grad man oppnår en ønsket god fordeling av avsetningene over hele filtersengens dybde (se Fig. 2-7). Dette kan være gode verktøy for å fremskaffe supplerende informasjon om filterdriften, og kan derved identifisere optimaliseringspotensialer.

8.2.1 Bruk av trykkdata

Data fra trykktransmitterne kan fremstilles grafisk der det rådende vanntrykket i det punktet der trykkgiverne er plassert fremstilles ved ulike tidspunkter (filtreringstider) i såkalte Michau-kurver, kfr. fig. 2-7. Dette forteller hvor avsetningene skjer, og er således et nyttig hjelpemiddel for å vurdere design og drift av filteranlegg.

Følgende ligninger er lagt til grunn for beregning av trykktap og trykktapsfordeling i filtersengen:

$$\Delta H_{i,t} = H_{s,i,t} - H_{i,t} \quad (8.1)$$

der $\Delta H_{i,t}$ = Trykktap ved transmitter nr. i og tid t
 $H_{s,i,t}$ = Statisk trykk (vanndybde) i transmitter nr. i og tid t
 $H_{t,i}$ = Avlest trykk i transmitter nr. i ved tid t

Endringer i vannstand (vanndybde) i filterbeholderen forekommer jevnlig, for eksempel som følge av spyling av parallelle filtre, endringer i vannføring, manøvrering av reguleringsventiler, etc. Det er selvsagt viktig at slike endringer i vannstand blir korrigert for, og ikke blir tolket som endringer i trykktap i filtersengen.

Transmitter nr. 1 er derfor plassert over topp filterseng. Dette for at denne giveren kan brukes for å korrigere signalet fra de andre trykktransmitterne for endringer i vannstand:

$$H_{s,i,t} = H_{s,1,t} + L_{1-i} \quad (8.2)$$

der $H_{s,i,t}$ = Statisk trykk (vanndybde) i transmitter nr. i og tid t
 $H_{s,1,t}$ = Statisk trykk (vanndybde) i transmitter nr.1 og tid t
 L_{1-i} = Avstand mellom transmitter nr. 1 og nr. i

Innsetting av ligning (8.2) i (8.1) gir følgende:

$$\Delta H_{i,t} = H_{s,1,t} + L_{1-i} - H_{i,t} \quad (8.3)$$

Denne ligningen kan anvendes for å finne trykktapsfordelingen over filtersengen til enhver tid ved å sette inn de registrerte trykktallene fra alle monterte transmittere ved det aktuelle tidspunkt.

Det totale trykktapet over hele filtersengens dybde fås fra to transmittere plassert henholdsvis over og under filtersengen. Ved å anvende trykktall for disse to transmitterne ved en filtreringstid t nær 0, for eksempel 5 minutter etter at filteret er satt i drift etter tilbakespyling og når vannføringen har blitt stabil, får man tall for det initielle trykktapet (H_0), dvs. en situasjon som gjelder for de rådende driftsbetingelser i en tilnærmet ren filterseng. Ved å sette inn verdier for sluttidspunktet, dvs. trykktallene som registreres umiddelbart før filteret tas ut for spyling, får man tall for det totale trykktapet like før spyling. Dette vil normalt være en situasjon der filteret er nær

tidspunktet for gjennombrudd eller trykkbegrensning (dvs. der turbiditeten er på vei opp eller trykktapet nærmer seg den tilgjengelige trykkehøyden i anlegget).

8.2.2 Trykktapsrelaterte driftsproblemer

Noen vannverk har observert en trend til økende trykktap over over tid – også i nyspylte filtersenger. Mange vannverk er dårlig utstyrt for å måle trykktap, og økt trykktap/trykktapsbegrensninger på filterdriften kommer derfor ofte til uttrykk ved at filteret må spyles oftere enn før og/eller ved at man ikke lenger evner å opprettholde ønsket (dimensjonerende) vannproduksjon.

Slike trykktapsrelaterte driftsproblemer kan ha flere årsaker (jf. kap. 6). Noen av de viktigste er omtalt nedenfor, sammen med forslag til tiltak. Årsaken er ikke sjelden en kombinasjon av flere av de nevnte forhold.

Økende råvannsfargetall. Når fargetallet i kilden øker, må normalt koagulantdosen økes tilsvarende for å oppnå god rentvannskvalitet (jf. kap. 6.5). Dermed vil det bli mer av både organisk stoff og spesielt utfelte metallhydroksider (fra koagulanten) som skal fjernes i filtrene, og trykktapet øker / filtrene går raskere "tette". Aktuelle løsninger kan være:

- Optimalisering av koagulantdosen eller utprøving av andre typer koagulanter
- Redusert polymerdose (der dette anvendes)
- Ny råvannskilde, eventuelt nytt inntak på dypere vann der svingningene i fargetall normalt er mindre
- Utskifting av filtermateriale til grovere fraksjoner eller mer egnede typer, f.eks. Filtralite til erstatning for anthrasitt, evt overgang til Filtralite Mono-Multi
- Utvidelse av filtertrinnet med flere enheter
- Forbehandling (sedimentasjon eller flotasjon) mellom koagulerings- og filtertrinn

Økt produksjon. Kapasitetsøkning i koaguleringsanlegg krever bruk av høyere filtreringshastighet, noe som gir raskere trykktapsutvikling og hyppigere filterspylinger. Dette kan vanskelig unngås når årsaken er økt filterbelastning/økt produksjon, men aktuelle løsninger er som følger:

- Optimalisering av koagulantdosen eller utprøving av andre typer koagulanter
- Utskifting av filtermateriale til grovere fraksjoner eller mer egnede typer, f.eks. Filtralite til erstatning for anthrasitt, evt overgang til Filtralite Mono-Multi
- Utvidelse av filtertrinnet med flere enheter
- Installasjon/utvidelse av forbehandlingen (sedimentasjon eller flotasjon) mellom koagulerings- og filtertrinn

Utilstrekkelig filterspyling. Dette vil normalt medføre at det initielle trykktapet i rent, nyspylt filter øker over tid, noe som i betydelig grad kan redusere filtersykluslengder og produksjonskapasitet. Aktuelle tiltak kan være:

- Installasjon av trykksønder for raskere problemidentifikasjon og bedre trykktaps- og driftskontroll
- Optimalisering av spylerutiner
- Overgang til andre spyleformer (f.eks. collapsed pulsed-basert filterspyling)

Utskifting av én-medium sandfiltre. Eldre vannbehandlingsanlegg kan være bygget med én-medium filtre, normalt med kvartssand som eneste filtermedium.

Det kan være mye å hente på å erstatte slike én-medium filtre med to-media filtersenger, eksempelvis sand og anthrasitt eller Filtralite, eventuelt Filtralite Mono-Multi.

Med et mer grovkornet filtermedium som topplag kan filterets gangtid ofte økes betydelig. Før ut skifting av filtermaterialer bør man imidlertid sjekke følgende forhold:

- At filterbassenget/-beholderen er dyp nok. Et tomediafilter bør ha en dybde på 90 cm eller mer, pluss støttelag (filtergrus) i bunnen. Tykkelsen på støttelaget er avhengig av type filterbunn, men er gjerne 20-40 cm dypt.
- At fribordet over filteret er tilstrekkelig stort til at filtermassen kan ekspandere under tilbakespyling uten å bli skylt ut i spylerenen. Dette kan lett bli et problem, også fordi en ny og lettere filtermasse vil ekspanderer mer enn den gamle filtersanden
- At spylehastigheten er stor nok for de nye filtermediene

8.3 Filtersykluslengde

Som vist i Figur 3-1, vil lengden av en filtersyklus begrenses av et eller begge av følgende forhold:

- 1) Når et turbiditetsgjennombrudd inntreffer, dvs at man etter en viss driftstid får en situasjon der utløpsturbiditeten overskrider en fastsatt grenseverdi, for eksempel barriereindikatorverdien på 0.2 NTU
- 2) Når trykktapet gjennom filtersengen har nådd en verdi som er lik den totalt tilgjengelige trykkehøyde, slik at man ikke lenger har noen drivende kraft for vannstrømning gjennom filtersengen. Tilgjengelig trykkehøyde vil eksempelvis være bestemt av innløppspumpens løftehøyde/pumpekaraktistikk, av nivåforskjell mellom filterbasseng og rentvannsbasseng, etc.

Ved koagulering med metallsalter (eksempelvis aluminiumsulfat eller jernklorid) av typisk norsk, humusholdig råvann og med bruk av konvensjonelle én- eller to-media filtersenger vil såvel avsetninger/fnokker som fastholdingskrefter i filteret være relativt svake, noe som innebærer at turbiditetsgjennombrudd ofte oppstår ved relativt lave totale trykktap (< 0.5 m vannsøyle). Dersom man i slike tilfeller anvender små mengder polymer (typisk 0.1 mg/L) som filtreringshjelpemiddel, vil man ofte kunne forlenge filtersykluslengden betydelig, eventuelt belaste filteret mer og fortsatt opprettholde relativt lange filtersykluser. Ved slik bruk av polymer er det ikke uvanlig at man kan oppnå trykktapsnivåer på 1.5-2 m uten at gjennombrudd oppstår. Polymer bør imidlertid anvendes med forsiktighet, siden bruk av for høye polymerdoser over tid kan bidra til dannelse av uønskede slamklumper (mudballs) i filtersengen.

Det er også nyttig at man minst én gang (tvangs)driver hver filterenhet helt frem til turbiditetsgjennombrudd oppstår eller til trykktapsbegrensning inntreffer, og at man da registrerer henholdsvis trykktap og utløpsturbiditet. Dette gir verdifull informasjon om filterets kapasitet og egenskaper, og vil være til hjelp bl. a. ved optimaliseringstiltak og for fastsettelse av alarm- og tiltaksgrenser.

Gjennomgang av data/tidsserier over filterbelastning og filtersykluslengde (tid mellom hver filterspyling) kan gi verdifull informasjon om filtersengens drift og tilstand. Ofte kan slik informasjon bidra til å avdekke avvik og svakheter i en filterenhet.

8.4 Vannproduksjon

Beregning av vannproduksjon fra de enkelte filterenheter vil gi informasjon om relative forskjeller mellom filterenheter, og om man ligger innenfor "normale" grenser for vannproduksjon. Slik sett kan dette bidra til å avdekke avvikende filterenheter.

Brutto vannproduksjon pr. filtersyklus kan enkelt beregnes som følger:

$$Q_{\text{sykl}} = v_f \cdot t_f \quad (8.4)$$

der Q_{sykl} = Brutto vannproduksjon pr. syklus (m^3/m^2 filterflate)

v_f = Filtreringshastighet (m^3/m^2 filterflate og time; dvs. m/t)

t_f = Filtersykluslengde (t), dvs. produksjonstid mellom hver filterspyling

Som et beregningseksempel vil et filter som drives med en filtreringshastighet på 7 m/t i 20 timer gi en brutto vannproduksjon på $140 \text{ m}^3/\text{m}^2$ filterflate.

Dersom vannproduksjonen fra dette filteret plutselig eller gradvis skulle avta fra denne verdien uten at det foreligger "naturlige" årsaker til dette, bør årsakene finnes og korrigeres snarest mulig fordi dette kan være en indikasjon/tidlig varsel om utilstrekkelig tilbakespyling og påfølgende slamakkumulering og/eller mudballdannelse i filtersengen, forstyrrelser av filterlag, lagdeling, støttelag, dårlig dysefunksjon, etc.

"Naturlige" årsaker til en redusert brutto vannproduksjon kan eksempelvis være at filtersykluslengden er redusert, for eksempel som følge av en bevisst økning av filtreringshastighet for å øke anleggets produksjonskapasitet, at koagulantdosen og stoffbelastningen på filteret har økt som følge av en forringelse av råvannskvalitet, at eventuell forbehandling/forseparasjon har sviktet, etc.

Ved å lagre slike beregningsdata over utløpsturbiditet, trykktap, filtersykluslengde og spesifikk vannproduksjon for hver filterenhet vil man over tid skaffe seg en database av uvurderlig betydning for overvåking og optimalisering av anlegget.

8.5 Produksjonseffektivitet

I kapitlet over viste vi hvordan man kan beregne brutto vannproduksjon i hver filtersyklus fra en filterenhet. De fleste koaguleringsanlegg forbruker imidlertid noe av det produserte vannet til filterspyling.

Netto vannproduksjon pr. filtersyklus kan beregnes som følger:

$$Q_{\text{net, sykl}} = v_f \cdot t_f - v_s \cdot t_s \quad (8.5)$$

der $Q_{\text{net, sykl}}$ = Netto vannproduksjon pr. syklus (m^3/m^2 filterflate)

v_s = Spylevannshastighet (m^3/m^2 filterflate og time; dvs. m/t)

t_s = Varighet av filterspyling med vann (t)

Forholdet mellom brutto og netto vannproduksjon pr filtersyklus gir derved et uttrykk for produksjonseffektiviteten, eller om man vil et uttrykk for den effektive filtreringshastigheten.

$$V_{\text{eff}}/v_f = Q_{\text{net, sykl}}/Q_{\text{sykl}} = (v_f \cdot t_f - v_s \cdot t_s) / v_f \cdot t_f$$

Bruken av denne ligningen skal belyses med et eksempel. Med samme filtreringshastighet og filtersykluslengde som i eksempelet over (henholdsvis 7 m/t og 20 t), og med en vannspylehastighet på 30 m/t og en vannspyletid på 7 min. får vi følgende:

$$Q_{\text{net, sykl}} = 7 \cdot 20 - 30 \cdot 7/60 = 140 - 31 = 109 \text{ m}^3/\text{m}^2$$

Dette gir en produksjonseffektivitet på: $109/140 = 0.78$ (78 %), dvs. en effektiv filtreringshastighet V_{eff}/V_f på $7 \cdot 0.78 = 65.5 \text{ m/h}$.

Ved jevnlig å foreta slike beregninger, kan avvikende filterenheter og avvikende filtertytelse identifiseres.

8.6 Modningsvann til avløp

Mange koaguleringsanlegg drives slik at filtermodningsvann sendes til avløp i en viss tid etter hver filterspyling, noe som også bidrar til redusert produktivitet.

For slike anlegg kan netto vannproduksjon fra en filtersyklus beregnes som følger:

$$Q_{\text{net, m, sykl}} = v_f \cdot (t_f - t_m) - v_s \cdot t_s \quad (8.6)$$

der $Q_{\text{net, m, sykl}}$ = Netto vannproduksjon pr. syklus (m^3/m^2 filterflate)

t_m = Periode (t) med sending av modningsvann til avløp ("førstefiltrat")

Et illustrerende beregningseksempel med forutsetninger som over, og med kjøring av modningsvann til avløp i 20 minutter med samme filtreringshastighet som under normal drift, gir følgende resultat:

$$Q_{\text{net, m, sykl}} = 7 \cdot (20 - 20/60) - 30 \cdot 7/60 = 138 - 31 = 107 \text{ m}^3/\text{m}^2$$

Dette gir en produksjonseffektivitet på $= 107/140 = 0.76$ (76 %), dvs. en effektiv filtreringshastighet V_{eff}/V_f på $7 \cdot 0.76 = 65.3 \text{ m/h}$.

8.7 Netto vannproduksjon

Beregningene ovenfor viser vannproduksjonen i en filtersyklus. Siden filtersykluslengdene normalt varierer innenfor området 8-24 timer, vil dette innebære et normalt antall filtersykluser pr. døgn på 1-3.

For å beregne et filters produksjonskapasitet pr. tidsenhet, eksempelvis som m^3 vann produsert pr. døgn pr m^2 filterflate, må man i tillegg til ovenstående beregninger ta hensyn til antall filtersykluser pr. døgn, samt at anlegget er uproduktivt under perioder med luftspyling, ventilmanøvrering, etc.

En ligning for beregning av netto vannproduksjon vil derved bestå av to ledd: 1) antall sykluser pr døgn ($24/T_p$), og 2) netto vannproduksjon pr filtersyklus ($v_f \cdot (t_f - t_m) - v_s \cdot t_s$):

$$Q_d = 24/t_p \cdot (v_f \cdot (t_f - t_m) - v_s \cdot t_s) \quad (8.7)$$

der Q_d = Netto vannproduksjon pr. døgn ($\text{m}^3/\text{døgn}$ pr. m^2 filterflate)

t_p = Total tidsperiode (t) mellom hver filterspyling, dvs $t_p = t_f + t_s + t_{\text{add}}$

t_{add} = Tid (t) for luftspyling, ventilmanøvrering, etc

Produksjonskapasiteten i et bestemt filteranlegg med en gitt samlet filterflate vil da være gitt av ligningen:

$$Q_p = A_{\text{tot}} \cdot Q_d \quad (8.8)$$

der Q_p = Produksjonskapasitet ($\text{m}^3/\text{døgn}$)

A_{tot} = Anleggets samlede filteroverflate (m^2)

8.8 Filterdybde og kornstørrelser (L/d-forhold)

Det er blitt hevdet at filtre med det samme forholdet mellom filterdybde (L) og effektiv kornstørrelse (d_{10}) vil gi samme utløpsvannkvalitet ved filtrering av samme råvann med samme filtreringshastighet. Kawamura (1999) hevdet at L/d-forholdet bør være > 1000 for så vel én-medium sandfiltre som to-media anthrasitt-sandfiltre. Dette gjelder imidlertid kun når $d > 1.5$ mm (sjelden tilfellet). Videre bør L/d-forholdet være > 1200 dersom man anvender polymer som filtreringshjelpemiddel.

Beskrivelser for etablering av L/d-forhold er beskrevet senere i rapporten, og vesentlige endringer i L/d-forhold over tid bør undersøkes nærmere.

Alle de overfor nevnte beregninger og forundersøkelser kan gi indikasjoner på at noe er galt eller er på vei til å bli galt i filtre. Slike vurderinger kan imidlertid ikke erstatte behovet for fysiske undersøkelser av filtertilstand, noe som er nærmere beskrevet nedenfor.

8.9 Visuelle filterinspeksjoner

Visuelle filterinspeksjoner er enkle og lite tidkrevende, men kan likevel gi nyttig informasjon om filtertilstanden.

Filtre som skal inspiseres bør først tilbakespyles og vannet bør dreneres slik at vannstanden senkes til et nivå under topp filterseng. Noen eksempler på ting man bør se etter følger nedenfor, og det er også viktig å avmerke hvor på filteroverflaten (legg gjerne ut en markør) man ser hauger, kratere, slamklumper, revner/sprekker, etc:

- Hauger. Forekomst av hauger på filteroverflaten kan være et tegn på forstyrrelser i støttelaget og tilhørende økt spylevannstilførsel til områder med redusert støttelag
- Kratere. Kratere på filteroverflaten kan indikere forstyrrelser i støttelaget og tilhørende redusert spylevannstilførsel til områder med økt tykkelse på støttelaget. Det kan også være et tegn på svikt i filterbunn og/eller filterdyser
- Slamklumper ("mudballs"). Funn av slamklumper på filteroverflaten indikerer at filterspylingen ikke er god nok: Det er også et tegn på at det sannsynligvis finnes større mudballs lenger nede i filtersengen, noe som påvirker filtreringen og filtersengen negativt
- Revner/sprekker ("Krakeleringer"). Forekomst av sprekker og krakeleringer på filteroverflaten indikerer forekomst av sammenkittede filterkorn. Dette er et tegn på at filterspylingen ikke har vært god nok. Dette gjør at vannet tar minste motstands vei gjennom sprekkene og ikke gjennom selve filtersengen, noe som selvsagt er uheldig for vannkvalitet og barrierefunksjon
- Redusert filterdybde langs bassengveggen. Dette er nok en indikasjon på forekomst av slamklumper nede i filtersengen, eksempelvis som følge av økt tykkelse på - eller sandinntrengning/gjentetting - av støttelaget, med tilhørende redusert tilførsel av spylevann til dette området
- Alger. Tydelig forekomst av alger på filteroverflate, rør/renner eller bassengveger bør fjernes siden de ellers kan bidra til å tette filteroverflaten
- Strukturelle defekter. Eventuelle defekter i belegg/puss/betongvegger, korrosjon i armering, rørføringer, og renner vil bare forverres med tiden og bør derfor repareres jo før jo heller
- Filterkorn i spylevannsrenner. Dette er en indikasjon på at den anvendte spyleintensitet er for høy og/eller at fribordet er for lavt. I anlegg med flermediafiltre er det viktig å merke seg hvilken type filtermedium man finner
- Filterdybde og lagtykkelser. Sjekk filterdybden ved å anvende en tilstrekkelig lang stang påmontert en endeplate som forsiktig manøvreres ned i filtersengen inntil den stopper ved toppen av støttelaget. Mål avstanden fra endeplaten til toppen av filtersengen – og derved filterdybden – flere steder i filteret. Om mulig bør man

også forsøke å få endeplaten ned gjennom støttelaget slik at man også kan måle tykkelsen på dette

- Nivå på spylevannsrenner. Bruk et vater for å sjekke at spylerennene er horisontale og at rennene ligger på samme nivå. Sjekk at nivåene er korrekte ved å la vannet stige sakte over rennekanten
- Fribord. Mål avstanden mellom toppen av filtersengen og overløpskanten i spylerennene. Et avtagende fribord over tid kan indikere at det dannes organiske eller uorganiske belegg på filterkornene eller at slam akkumuleres i filtersengen som følge av utilstrekkelig filterspyling. Et økende fribord indikerer tap av filtermateriale gjennom defekter i filterbunn/filterdyser eller ved filterspyling.

Etter en slik filterinspeksjon med en tilhørende potensiell kontamineringsfare, bør man vurdere hvorvidt filtersengen bør desinfiseres før den igjen settes i produksjon.

Nedenfor skal beskrives mer i detalj noen sentrale forhold knyttet til filtertilstand og inspeksjoner/analyser av denne.

8.9.1 Kontroll av filterseng

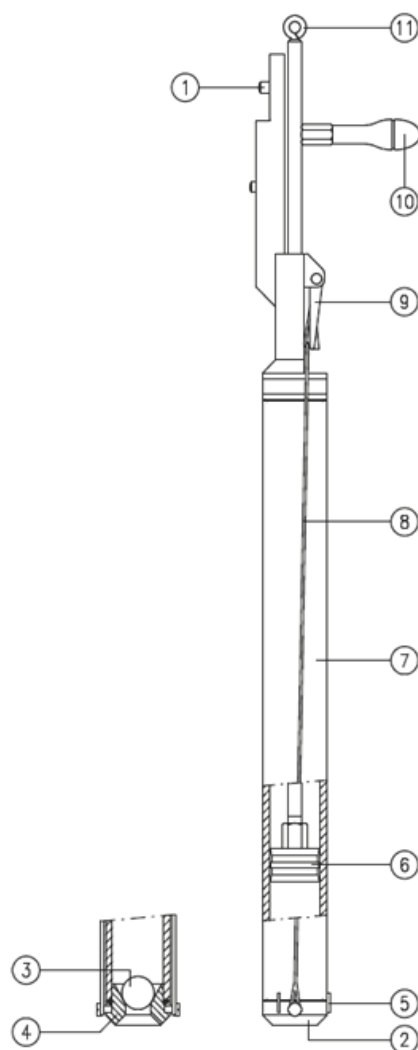
For å hindre uheldige langtidseffekter som eksempelvis mudballdannelse, utilfredsstillende tilbakespyling, økt trykktap, redusert utløpsvannkvalitet og redusert kapasitet bør filtersengens tilstand kontrolleres jevnlig. Alle driftsoperatører bør derfor ha tid til å grave i filtre av og til. Dette vil gi kunnskap om filterenes tilstand som er nyttig ikke bare for å løse akutte problemer, men også for forståelsen av hva som skjer i filteret, og dermed for optimal drift på lang sikt.

Det finnes det ulike verktøy for dette formålet, for eksempel spesielle prøverør for uttak og analyse av kjerneprøver (Hess et al., 2002). Figur 8.1 viser et eksempel på et instrument for uttak av kjerneprøver (Eijkelkamp Multisampler). Det brukes også forskjellige typer hjemmelaget utstyr, bestående av et plastrør (evt. stålrør) med ca. 5 cm diameter der man har en ball eller annen gjenstand festet i en snor som går ned gjennom røret. Når røret er stukket ned i filtermassen trekker man i snoren slik at ballen stenger nedre ende av røret.

Det bør tas ut prøver av filtermassen, særlig av antrasitt, for sikting. Dette vil vise om filtermassen blir knust ned over tid. Det er viktig å være bevisst på om man faktisk har en representativ prøve av hele laget med filtermasse. En prøve tatt ut øverst vil selvfølgelig være finere enn en prøve tatt ut nederst i laget.

Ved Krokaraheia vba i Strand kommune (drevet av IVAR) har man montert et fast pleksiglassrør ned i filteret. Det har diameter stor nok til å senke ned et lite kamera for inspeksjon.

Man kan også få god informasjon ved installasjon av trykksensorer for å måle trykk ved ulike filterdybder (Michau 1954). Siden trykkgradienten er proporsjonal med den lokale avsetning, vil dette illustrere hvor avsetningene har skjedd i filtersengen, og i hvilken grad man har oppnådd målet om en jevn lagring av partikler over hele filtersengens dybde. Figur 2-7 viste et eksempel på slike såkalte Micheau-kurver for to-media nedstrøms filtersenger. Mange anlegg som har installert trykksensorer på sine filteranlegg utnytter i liten grad den informasjonen disse kan gi (jfr. kap. 8.2).



Figur 8-1 Utstyr for prøvetaking av slam, sedimenter og filtermasser: Multisampler fra Eijkelkamp (www.eijkelkamp.com).

8.9.2 Undersøkelse av filtersengen under tilbakespyling

For svak eller for kortvarig filterspyling kan medføre beleggdannelse på toppen av filteret, og at filtermassen generelt ikke blir skikkelig rengjort. En annen mulig feil ved spylingen er at den ikke er jevnt fordelt over hele filterarealet. Dette kan bl.a. skyldes gjentetting av filterbunnen, skader på filterbunnen, eller forskjøvet støttelag. Ved slik ujevn spyling vil noen områder av filteret ikke bli spylt, og dermed vil disse utgjøre tette og døde soner i filtersengen. Den gjenværende del av filterarealet må ta unna mer vann, og vil følgelig raskere bli "tettet" av utfelt stoff (Jf. også punktlisten i innledningen til kap. 8.9.)

Det er viktig å observere filteret under spyling, spesielt under spyling med luft (Figur 8.2). Luften skal komme opp jevnt fordelt over filterflaten. Uregelmessigheter som "vulkaner", eller det motsatte; områder med mindre luft enn resten av filteret, viser at noe er feil. Mest sannsynlig er det i selve filterbunnen feilen sitter.



Figur 8-2 Filter under tilbakespyling med luft

Også under spyling med vann kan man vurdere tilstanden i filteret. Hvis spylingen starter med forholdsvis rent vann øverst i filteret, vil man etter hvert se slammet som beveger seg oppover som en front i det rene vannet. Hvis enkelte deler av filteret forblir "rene" mye lenger enn andre, kan det tyde på at disse områdene mottar for lite spylevann, og kanskje ligger som dødsoner både under spyling og produksjon.

Under spylingen kan man stikke en lekt eller annen lang, lett stang ned i filteret. Den skal fortrinnsvis stanse når den kommer til støttelaget. I fluidiserte ("kokende") filtermasser er det ingen motstand. På denne måten kan man kjenne om støttelaget ligger på plass eller om det er kraftig forskjøvet, eventuelt om det er områder som ikke fluidiserer i det hele tatt. Her bør man utvise forsiktighet dersom det er plastdyser i filterbunnen. Disse kan lett skades av en lekt som stikkes ned.

8.9.3 Problemer med filtermasser

Typiske problemer med filtermasse under drift av anlegg kan være:

1. Tap av masse under tilbakespyling
2. Nedknusing av antrasitt og andre filtermasser
3. Blanding av filtermasser
4. Belegg fører til at filtermassen "vokser"

Tap av filtermasse under tilbakespyling kan ha flere årsaker:

1. Dette kan skyldes for høy spylehastighet i forhold til fribordet (avstand mellom filtermasse og spylerenne). Eventuelt kan det bety at fribordet er for lite fordi det er fylt mer filtermasse i filteret enn forutsatt. I Moldeprosessanlegg kan dette skje ved at det fylles på for mye alkalisk masse ved etterfylling. Spesielt kan det bli trukket med antrasitt fra området nærmest spylerenne, fordi den vertikale vannhastigheten nødvendigvis øker opp langs siden av spylerenne (vannet trenges til side fra det volumet renne opptar).
2. Etter spyling med luft er det en del luftbobler igjen i filtermassen. I begynnelsen av spylingen med vann vil boblene løsne, og vil da trekke med seg noe filtermasse opp og ut i renne.

Punkt 1 kan løses ved å senke spylehastigheten, men dette kan også ha flere uheldige virkninger. Man skal derfor ha god kontroll med hva man gjør, og følge opp anlegget i ettertid, hvis man reduserer spylehastigheten.

Det er også mulig at man kan redusere mengden filtermasse i filteret noe uten at det går merkbart ut over filtereffekten.

Hvis årsaken er luftbobler i det vannspylingen starter, kan det være nødvendig å programmere inn "rykk" i spyleprosedyren. Det vil si at spyling med vann startes og stoppes en eller to ganger før nivået blir så høyt at det går vann i spyleren. Om nødvendig senkes vann-nivået i filteret igjen før hovedspylingen starter. Dermed blir det meste av luftboblene drevet ut, og opphvirvlet filtermasse synker ned igjen, før vannet begynner å gå i spyleren.

Nedknusning

Filtermasser slites over tid, men antrasitt slites langt raskere enn kvarts-sand. Slitasjen er også avhengig av materialkvalitet og av hyppighet, styrke og varighet på tilbakespyling. Problemet med slitasje er først og fremst at det dannes mer finstoff. Det kan gi et belegg på toppen av filteret, og det kan gjøre at hele antrasittlaget blir mer finkornet. Det fører igjen til at nesten alle fnokker filtreres ut i de øverste cm av filteret, som "går tett" mye raskere enn forutsatt.

Ved FJELLVARs Fjæreide vannbehandlingsanlegg førte dette til at kapasiteten sank fra 14 400 til 8 500 m³/d i løpet av 6 år. Dette er uvanlig raskt. Andre anlegg kan drives lenger uten problemer, og noen vil aldri oppleve problemer med dette. Her gjelder regelen om at hvis alt fungerer bra, er det ikke nødvendig å gjøre noen forandringer.

Det kan også hende at partikler under en viss diameter blir spylt ut etter hvert (og det skal de, hvis spylingen fungerer godt). Det vil føre til at tykkelsen på det øverste filterlaget avtar over tid, men det er normalt å foretrekke framfor at finstoffmengden i filteret øker.

Ved anskaffelse av antrasitt, Filtralite eller andre "lette" filtermaterialer bør det stilles krav til motstand mot nedknusning. Til dette benyttes enheten Hardgrove indeks, og det anbefales at denne skal være <40 °H.

Det er betydelige variasjoner i kvaliteten på antrasitt som er levert til norske vannverk. Flere vannverk som benytter Filtralite rapporterer at denne i praksis er noe hardere enn antrasitt. Dette er i tråd med resultater av nedknusningsforsøk.

Bytte av antrasitt er normalt forholdsvis enkelt, og utgjør en beskjeden kostnad hvis det gjennomføres f.eks. hvert tiende år. Ofte bytter man også de andre filtermassene med det samme, og benytter anledningen til en kontroll av støttelag og filterbunn. Se for øvrig eget avsnitt om fjerning og innlasting av filtermasse.

Belegg på toppen av filtersengen

Over tid kan det dannes et belegg på toppen av filteret. Dette kan bestå av finstoff fra nedknust filtermasse, utfelt humus, utfelte metallforbindelser, diverse partikler fra råvannet, og eventuelle uoppløste rester og finstoff fra alkalisk masse. Slike belegg kan utgjøre en ganske tett hinne og ha en tykkelse på opptil flere centimeter (Figur 8-3).

Det hender også at det tidvis dukker opp store mengder alger eller smådyr i råvannskilden, og at dette tetter filteret. Det kan også hende at større mengder slam fra inntaksledningen løsner og legger seg på filteret.

Belegget kan fjernes fysisk ved at filteret tømmes og det skrapes av 2-5 cm fra toppen av filteret. Dette kan gjøres etter behov eller som en årlig rutine. Etterfylling med ny filtermasse er ikke nødvendig ved en enkelt gangs skraping. Men når man først arbeider i filteret bør også tilstanden lenger ned i filteret undersøkes.

I noen tilfeller kan belegget fjernes ved å forbedre spylingen slik at det spyles kraftigere og mer langvarig med vann. Det kan hende at spylingen over tid har blitt redusert (bevisst eller ubevisst), og at nettopp dette er årsaken til at det dannes beleg.



Figur 8-3 Belegg på filteroverflaten. Dette belegget ble fjernet manuelt ved avskrapning med godt resultat (Foto: T. Monstad)

Blanding av filtermasser

Blanding av filterlag (Figur 8-4) der mindre korn fyller tomrommet mellom større filterkorn kan medføre svært tette filtersjikt. Dette kan medføre høye trykktap og korte filtersykluser.



Figur 8-4 Snitt gjennom en filterseng med en blandsone mellom antrasitt og kvartssand (Foto: F. Ordning)

Under tilbakespyling, særlig med luft, blir de forskjellige typene filtermasse blandet. Siste fase av spylingen bør derfor være spyling med vann med hastighet over et visst minimum, avhengig av type og gradering på filtermasser. Dette sikrer at lagdelingen (stratifiseringen) gjenopprettes. En sone der sand og antrasitt blandes vil ha lite porevolum og derfor gå ekstra raskt tett. Erfaringene med Moldeprosessen har vist at dårlig lagdeling også kan gi dårligere rentvannskvalitet.

En annen årsak til at filtermasser blandes kan være at spylevannet ikke blir spredd jevnt over filterbunnen. Når spylingen varierer over filterflaten kan det oppstå forskjellige uregelmessigheter, som til dels er selvforsterkende. Kontroll og rehabilitering av filterbunnen er da nødvendig.

"Voksende" filtermasse

Det hender at filterkornene vokser fordi metall fra koagulantene legger seg på kornene. Årsaken er utilstrekkelig tilbakespyling. Å øke varighet og/eller hastighet på spyling, ikke minst spyling med luft, er en opplagt løsning. Det kan hindre videre vekst, og det kan også fjerne etablert belegg. For å fjerne etablert belegg kan det også være aktuelt å vaske filteret med lut. Figur 8-5 illustrerer ulike stadier og effekter under tilbakespyling av et tremediafilter.



Figur 8-5 Tilbakespyling av et tremediafilter. Til venstre; omblending under spyling, i midten: dårlig lagdeling pga for lav spylehastighet, til høyre: god lagdeling; antrasitt øverst, kvartssand i midten og marmor nederst (Foto: J. Brandt).

8.9.1 Filtermassen flytter seg mellom filtre

Når en filterspyling er ferdig står vannet opp til kanten av spylerenne. Før innløpsventilen til filteret åpnes må vannstanden senkes til normalt driftsnivå. Hvis ikke vil vann fra filteret kunne renne tilbake i råvannsledningen og følge med inn i de andre filtrene. Siden det ofte ligger igjen litt filtermasse i innløpsrøret kan dette over tid føre til

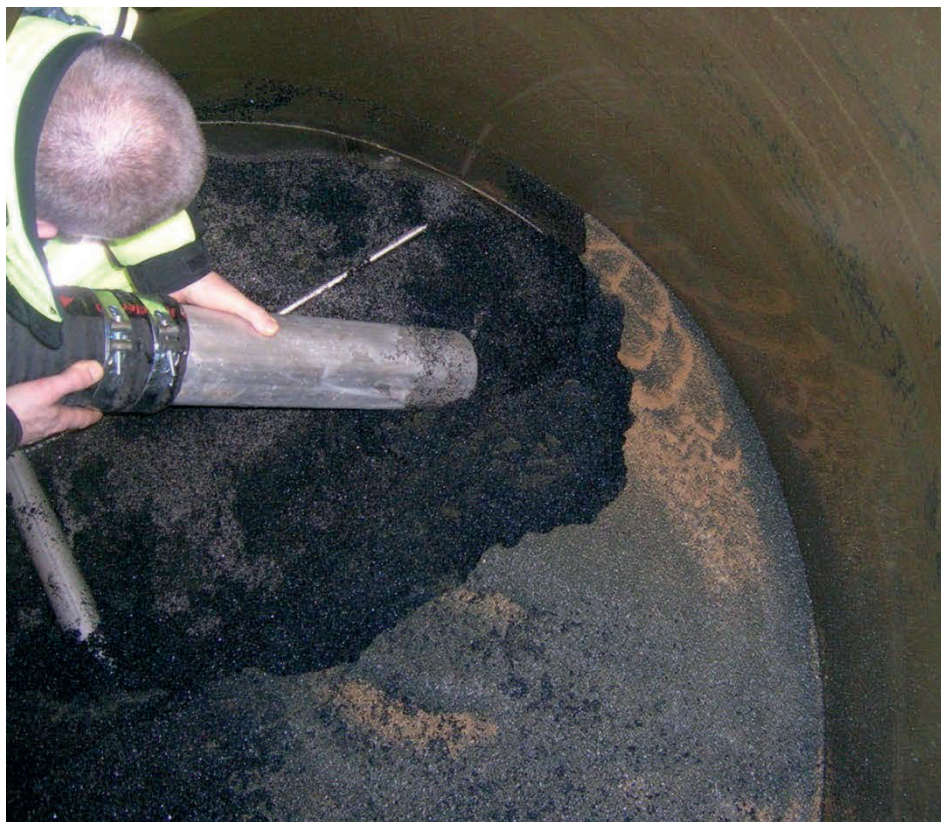
at filtermasse flyttes mellom filtrene, gjerne med netto tilførsel av masse til det filteret som ligger sist på råvannsstokken. Dette vil ikke skje i filtre med innløpsrenner.

8.9.2 Tømming og inspeksjon av filtre

Normalt er det hensiktsmessig å tømme filtre ved hjelp av slamsugebil (Figur 8-6). (NB: alle slanger som trekkes inn i vannverket må være helt rene!) Oppsugingen av filtermasse på denne måten er ganske nøyaktig, slik at man kan stoppe på et bestemt dyp og bare fjerne de øverste filterlagene. Slamsugebil suger også lett opp støttelaget ved behov. Ulempen er at filtermassen ikke kan legges tilbake eller plasseres i et annet, tomt filter.

Det finnes ejektorpumper beregnet på tømming / flytting av filtermasse. Disse krever tilgang på vann med godt trykk og i tilstrekkelig mengde, noe som kan begrense bruken. Mammutpumper har vært benyttet, men dette vil i de fleste tilfeller være en forholdsvis tungvint metode.

Arbeidet tar noe tid. FJELLVAR erfarte ved Fjæreide vannbehandlingsanlegg at det tok en dag å få tømt et filter for 24 m³ antrasitt og kvartssand med sugebil, og Vågsøy kommune erfarte at det tok en dag å tømme et filter med 25 m³ filtermasse med ejektor.



Figur 8-6 Tømming av filter ved hjelp av 6" sugeslange fra sugebil (Foto: F. Ording)

Før et filter fylles med masse, bør det gjøres en testkjøring av vann- og luftspylingen. Spesielt bør man benytte anledningen til å kontrollere at spyling med luft fungerer godt, dvs at luften fordeler seg jevnt og at det ikke er lekkasjer. Kjør en luftspyling med vann stående ca 20 cm over toppen av filterbunnen.

8.9.3 Dannelse av "mudballs"

"Mudballs", eller slamklumper, opptrer i enkelte vannbehandlingsanlegg (Figur 8-7). Årsaken er ikke særlig godt kjent, men det kan ha sammenheng med overdreven polymerbruk og/eller generelt høy belastning og mangelfull spyling av filteret.

Siden slamklumpene befinner seg nede i filtermassen kan de til dels bygge seg opp mye før de oppdages. I de verste tilfellene kan størrelsen være som en basketball.

Filtervask med lut og ekstra spyling er normalt ikke tilstrekkelig til å fjerne slamballer. De må fjernes fysisk fra filteret, eventuelt knuses i filteret. Når de er knust vil restene kunne spyles ut. Flere vannverk har anvendt en pumpe til dette formålet, der slamklumpene knuses ved å rette pumpestrålen mot bassengveggen (Vansjø vannverk, Bærum Vann, Skullerud).



Figur 8-7 Slamklump (mudball) fra et filter (Foto: J. Røstum)

8.9.4 Innlegging av nye filtermaterialer

Det vises til kapittel 1.4.5 og 1.4.6, samt 7.1 og 7.2 for omtale av filtermaterialer.

Ved innlegging av nye filtermasser i et tomt filter bør man bl.a. ta hensyn til følgende:

1. Hvis det skal legges inn nytt støttelag, bør dette legges forsiktig ut over filterbunnen - ikke slippes ned. Støttelaget må jevnnes ut nøyaktig for hånd. (Det flyter ikke godt nok utover ved tilbakespyling.) Hvis det brukes spredør i bunnen av filteret, sørg for at støttelaget også kommer godt inn under spredørørene
2. For å redusere faren for innblanding av filtermasse i støttelaget, bør det stå vann noe over støttelaget når filtermassen legges i. Vannet kan også redusere støvplage. Filtermassen må ikke *slippes* ned i filteret
3. Fyll i ett og ett lag (type/fraksjon) filtermasse. For hver fraksjon foretas en tilbakespyling med vann. Selv langvarig spyling vil ikke alltid ikke gi

tilfredsstillende fjerning av finstoff eller "støv". Hvis det samler seg et lag finstoff på toppen av filtermassen bør dette derfor fjernes manuelt ved avskrapning.

4. I prinsippet kan det aksepteres en viss mengde finstoff fra alkaliske filtermasser i Moldeprosessanlegg og liknende. Finstoffet vil etter hvert gå i oppløsning. Hvis det er for mye kan det likevel i en periode skape problemer. Det kan blande seg inn andre filtermasser (sand og antrasitt) og føre til at pH i vannet øker allerede i disse filterlagene. Det kan også føre til at trykktapet øker mer enn forutsatt under drift. Alkalisk finstoff bør derfor i hovedsak fjernes. Som nevnt over kan det være vanskelig å fjerne det selv med langvarig spyling. Det kan derfor med fordel fjernes manuelt, og det kan være nødvendig med flere spylinger og avskrapninger.

Ved prosjektering av nye behandlingsanlegg bør det legges opp til lett adgang til filterhallene, slik at filtermasse (både første gang og ved eventuell framtidig etterfylling) kan lastes inn med begrenset manuell innsats.

Alternative metoder for påfylling:

1. Innblåsing av filtermasse fra bil. Dette kan benyttes hvis det er snakk om større mengder, men tilbys ikke for alle typer filtermasser. Det kan imidlertid føre til enorme støvproblemer hvis det gjøres tørt, særlig med alkaliske filtermaterialer. Det må derfor tilsettes tilstrekkelig med vann til innblåsningsrøret for å hindre støving.
2. Innlasting med storsekk (Figur 8-8). Dette forutsetter at det er montert løpekatt med kran/talje i taket.
3. Bæring av filtermasser i småsekk. Dette er fleksibelt og krever lite utstyr. For mindre mengder filtermasse kan det være en god løsning. *Unngå farlige operasjoner som f.eks. å klatre opp en stige og tømme sekkene mens man står i stigen.*
4. Bruk av ejektorpumpe. Utstyr med en "trakt" og en ejektorpumpe finnes på markedet. Det har en løftehøyde på flere meter, og gir en enkel og renslig transport av filtermasser. Det krever imidlertid tilførsel av vann i tilstrekkelig trykk og mengde, og det har forholdsvis liten kapasitet.

Uansett metode, unngå søl i så stor grad som mulig. Spesielt bør det hindres at antrasitt knuses og tråkkes utover, da dette kan gi flekker som er nesten umulig å fjerne.



Figur 8-8 Fylling av alkalisk filtermasse fra storsekk (Foto: J. Røstum)

8.10 Kontinuerlig spykende filtre

Sandsomsetningen i kontinuerlig spykende filtre bør undersøkes en gang pr måned for å kontrollere at fremmedlegemer (verktøy, filler eller lignende) ikke blokkerer denne. Hvis en gjenstand skulle falle ned i filteret, vil denne kunne blokkere mammutpumpen og hindre sandtransporten. Mammutpumpen evner å suge opp mindre gjenstander, men dersom den aktuelle gjenstanden er stor, bør vanninnløpet stenges og mammutpumpen stoppes. Filteret bør så tappes helt for vann, slik at gjenstanden manuelt kan fjernes via bunnventilen. Alternativt kan man anvende slamsuger.

Videre bør man kontrollere at filtersanden fordeles jevnt over hele filtertverrsnittet. Det er viktig at filterenhet, stigerør og sandvasker står vertikalt (nivellering kreves) – uten helning til den ene eller andre siden. Videre bør man jevnlig kontrollere og eventuelt justere luftstrøm/sandsomsetningshastighet og vaskevannstrøm.

Sandfylling skjer normalt via bulk eller storsekk. Før sandpåfylling bør man kontrollere at sandvask, filtertank og bunn-kon er rengjort og at mammutpumpen er montert i henhold til leverandørens spesifikasjoner og anvisninger. Filterbeholderens bunn-kon bør på forhånd være fylt med vann for at sanden lettere skal kunne fylle hulrommet under sandfordelingskonen.

Etter sandfylling skal sandsengen planeres, og det skal sjekkes hvorvidt avstanden fra toppen av den planerte filtersengen til filterbeholderens øvre kant er i henhold til leverandørens spesifikasjoner (1800 ± 30 mm). Ved drift danner sandsengen en kon, og avstanden mellom toppen på denne konen og sandvaskerens nedre del bør være i henhold til leverandørens spesifikasjoner (minst 100 - 150 mm).

Dersom filteret inneholder for mye sand blokkeres utløpet på sandvasken. Overskytende sandmengde kan pumpes ut via mammutpumpen og/eller overføres til et filter som har for lite sand.

Prosedyrer for de overnevnte operasjoner (installasjon/nivellering/montering, sandpåfylling, rengjøring, sanduttak, oppstart og omstart, justering av vaskevannstrøm,

tiltak ved driftsstopp og driftsforstyrrelser, fjerning av gjenstander fra filtersengen, etc) finnes i leverandørens drifts- og vedlikeholdsmanualer (www.nordicwater.se). Her finnes også anbefalte driftforhold samt viktige kontroll- og målepunkter for slike kontinuerlig spykende sandfiltre.

For nærmere omtale av drift av kontinuerlig spykende filtre henvises til kapittel 6.22.

8.11 Oppsummering og sjekkpunkter

- Logg trykktapet over filtersengen
 - Vær obs på trender til økende trykktap i nyspylt filter (H_0).
 - Se etter trender til raskere trykktapsutvikling
 - Se etter trender til økende trykktap i støttelag, filterbunn/filterdyser
 - Mål trykk ved ulike filterdyp, og få et bilde av lagringsfordelingen i sengen
- Sjekk filtre og filtersenger jevnlig
 - Ta ut profil av filtermassen med rør
 - Ta ut filtermasse under spyling
 - Observer filteret under spyling
 - Grav i filteret
- Sjekk filteret for mudballs (særlig i grenseflaten mellom filterlag) og fjern eventuelt slike

9. KOAGULERINGSANLEGG OG KLIMAENDRINGER

Klimaforandringer vil i betydelig grad kunne påvirke råvannskvaliteten i årene som kommer. Foruten økt globalisering/reisevirksomhet, økt innhold av NOM, vil mer nedbør og mer intense nedbørepisoder gjøre at eventuelle patogener fra naturlige og menneskeskapte forurensningskilder lettere kan havne i en råvannskilde. Smittepresset vil således kunne øke. For norske koaguleringsanlegg kan viktige effekter av klimaendringer være følgende: i) Økende farge/NOM-innhold i mange drikkevannskilder, ii) Risiko for økt innhold av alger og mikroorganismer, inklusive patogener.

Temperaturøkninger og mildere vintre vil gi økt frekvens på vinterflommer og dårligere (kortere) termisk sjiktning i vannkilder. Økt temperatur og næringssalttilførsler fra nedbørfeltet kan videre medføre økt algevekst. I sum kan dette innebære redusert hygienisk sikkerhet i vannkilde og nedslagsfelt.

Klimaforandringene vil derved kunne gi redusert UV-transmisjon og redusert mikrobiologisk og fysisk/kjemisk kvalitet på råvannet. Videre vil kvalitetsvariasjonene kunne bli større. Dette påvirker dimensjoneringsgrunnlaget for UV-anlegg, og vil også på sikt kunne bevirke at kravene til barrierehøyde og inaktiveringsgrad vil øke, noe som også vil kunne innebære skjerpede krav til UV-dose i forhold til dagene dosekrav (40 mJ/cm²).

I forhold til de mulige effekter av klimaforandringer vil de vanligste vannbehandlings-metodene som koagulering, membranfiltrering, m.v. kunne fjerne en stor andel av så vel patogene organismer som UV-absorberende stoffer dersom driften er god. For farge og UV-transmisjon vil de nevnte metoder normalt gi reduksjoner på 85-90 % eller høyere. Reduksjonen i organisk stoff (TOC, DOC) vil normalt være langt lavere, gjerne 50-70 %.

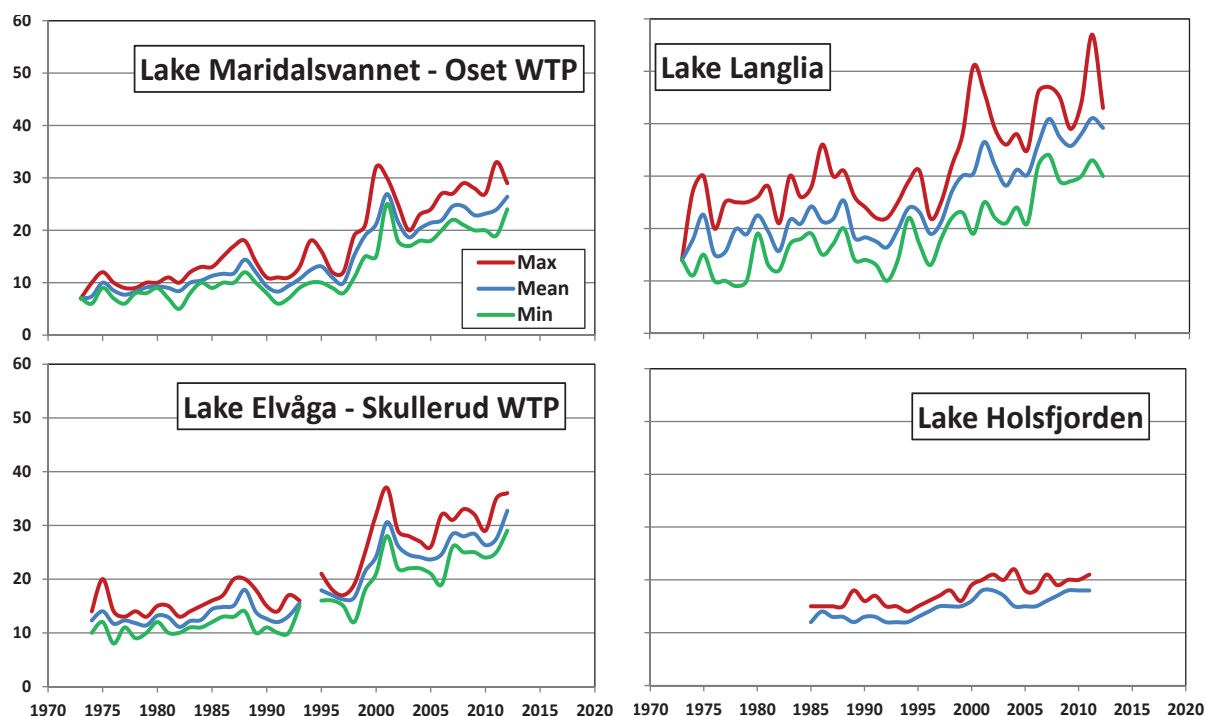
Ut fra dette er det en risiko for at pågående klimaforandringer også kan gi større biologiske vekstproblemer på nettet, noe som også kan påvirke valget av vannbehandlings- og desinfeksjonsmetoder. Kravene om et biologisk stabilt vann med et lavt vekstpotensial vil ventelig øke. Videre vil kravene til UV-dose kunne bli skjerpet i fremtiden som følge av redusert råvannskvalitet og økt fokus på "nye" patogener med høy UV-resistens.

En vurdering av slike forhold bør inngå som en del av grunnlaget for valg, dimensjonering og drift av vannbehandlings- og desinfeksjonsanlegg samtidig som det er viktig å se råvannskaraktistika, vannbehandling, desinfeksjon og distribusjon i sammenheng.

9.1 Endringer i råvannskvalitet - NOM/fargetall

Det er observert en trend til økende fargetall i drikkevannskilder i blant annet Sør-Norge, Sør-Sverige, og Skottland. Figur 9-1 og 9-2 viser eksempler på klare tendenser til økende fargetall/NOM-innhold i henholdsvis Oslos vannkilder og i Aurevann i Bærum. For enkelte kilder er fargetallet 2-3 ganger høyere nå enn på 1970- og 80-tallet, og for alle vannkildene er det registrert en betydelig fargetallsøkning i perioden.

De klare trender til fargetallsøkning som illustrert i Figur 9-1 og 9-2 følges av en tilsvarende økning av koagulantbehov og slamproduksjon. Men siden årstidsvariasjonene i råvannskvalitet (farge) også har blitt større, vil kravene til god driftsoppfølging og driftskontroll følgelig øke.



Figur 9-1 Årsmiddelverdier for fargetall i Oslos vannkilder i perioden 1974-2012 (Eikebrokk 2011, basert på data fra Wold, VAV og Bjerke, ABV)



Figur 9-2 Årsmiddelverdier for fargetall i Aurevann i perioden 1972-2012 (Sogn, 2012)

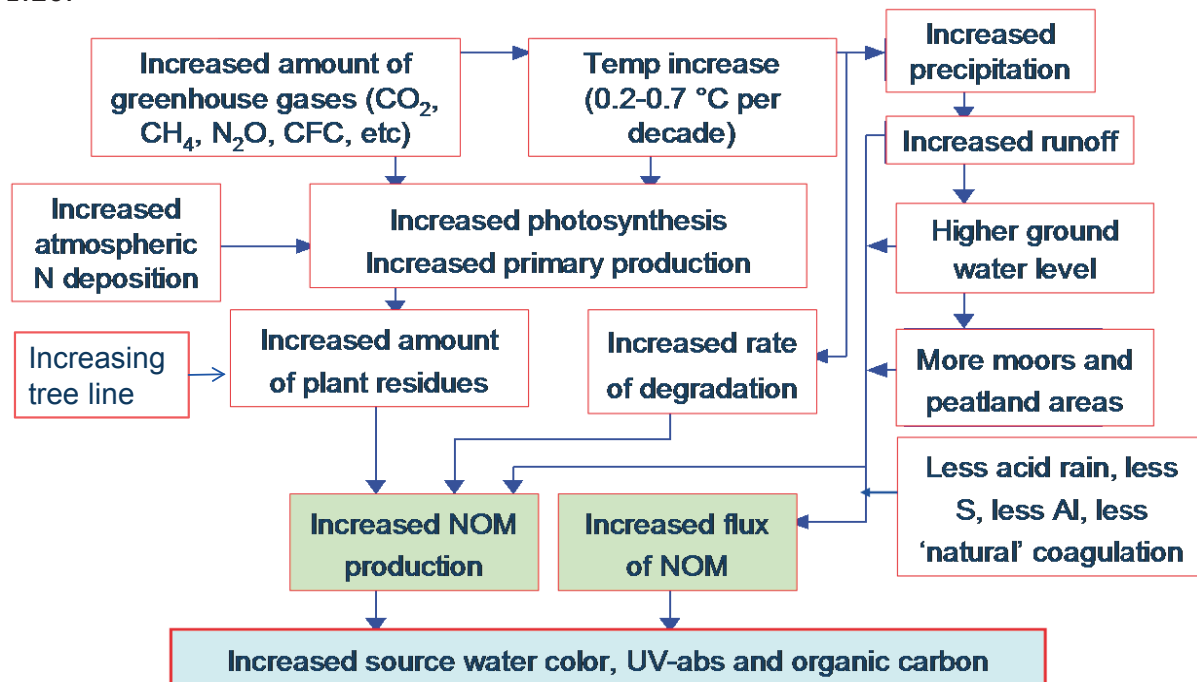
Hovedårsakene til NOM-økningen anses å være klimaendringer med økt temperatur, økt nedbør, økt biologisk omsetning, og økt primærproduksjon. I tillegg vil redusert tilførsel av sur nedbør, med tilhørende økt pH og redusert utløsning av metaller (Al, Fe) fra berggrunn og jordsmonn kunne medføre at "naturlig" koagulering og tilbakeholdelse i jordsmonn og vannkilder kan være redusert.

Ut fra modellstudier viste Haaland et al. (2010) at man kunne forklare 75-93 % (R^2) av de målte variasjoner i innhold av løst organisk materiale målt som farge i Oslos 4 drikkevannskilder i perioden 1983-2008. Den anvendte modellen var basert på kun to parametere (forklaringsvariable), nemlig økt nedbørmengde og redusert tilførsel av sur nedbør. Siden potensialet for ytterligere reduksjoner i tilførselen av sur nedbør nå er nær

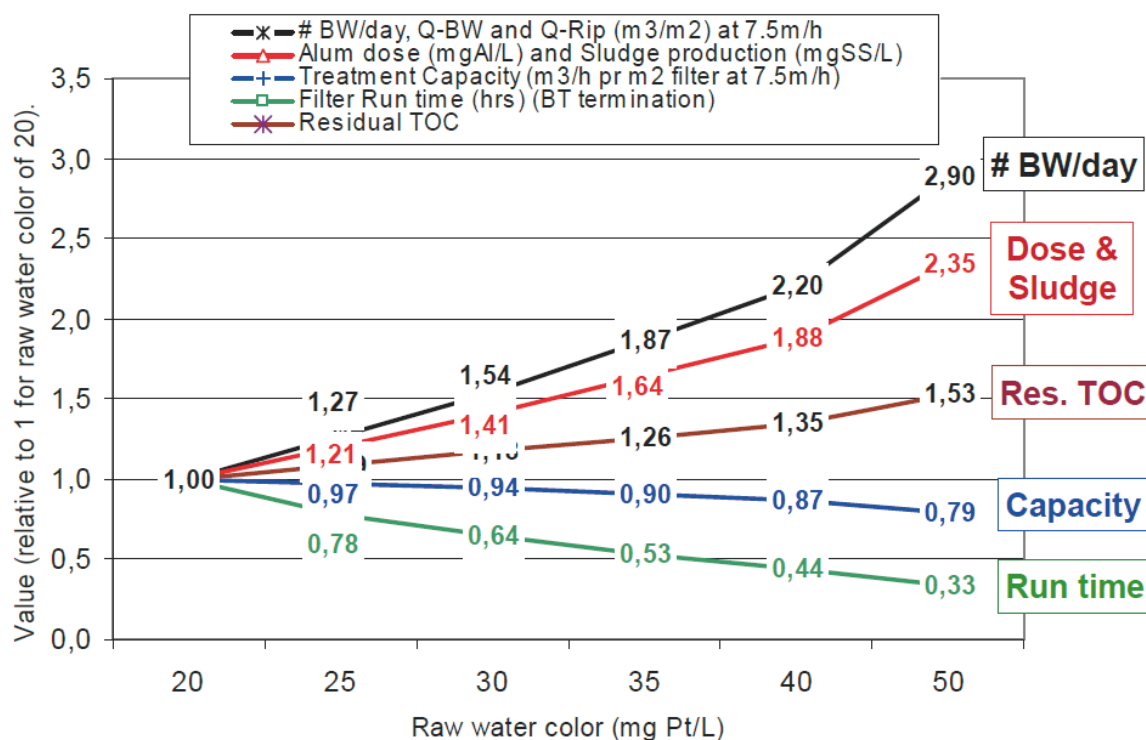
oppbrukt, kan disse modellprediksjonene innebære en utflating av kurvene for fargetallsutvikling i forhold til det man har registrert de siste tiår (jf. Fig. 9-1). Dette vil først og fremst kunne gjelde for lokaliteter der hyppigere forekommende og større flommer, lengre vekstsesong, økt primærproduksjon, økt skogvolum, økt andel løvtrær, høyere tregrense, mer algeprodusert NOM, m.m. ikke er spesielt relevante faktorer. Det skal også nevnes at mer regn på senhøsten og mer avrenning på vinterstid på grunn av mildere vintre og økt snøsmelting muligens kan bidra til redusert fargetall i noen innsjøer.

Ut fra de mulige årsakssammenhenger som er nærmere illustrert i Figur 9-3, er det i praksis lite man kan gjøre annet enn å tilpasse vannbehandling og driftsforhold best mulig til disse endringene. NOM- og fargeproduksjonen fra ulike typer organisk materiale (løv, barnåler, mose, etc) varierer betydelig mellom ulike treslag/arter, og man kan i teorien tenke seg en selektiv fjerning av de mest NOM-produktive treslag fra nedbørfeltet til drikkevannskilder. Det antas imidlertid at slike løsninger har sine praktiske begrensninger.

I Figur 9-4 er det foretatt en kvantifisering av noen viktige effekter på driftsforhold og vannkvalitet man kan forvente i koagulerings-kontaktfiltreringsanlegg som følge av klimaendringer og endringer i råvannskvalitet (økt farge, UV-abs, TOC) (Eikebrokk et al., 2004). Basert på modellerte sammenhenger ut fra en lang rekke pilotforsøk viser denne figuren hvilke forandringer man må påregne dersom råvannsfargetallet øker fra en referanse-/utgangsverdi på 20 mg Pt/L. Eksempelvis vil en økning i råvannsfarge fra 20 til 35 mg Pt/L under nær optimale driftsbetingelser medføre at antall filtersykluser pr. tidsenhet samt mengden modnings- og spylevann vil øke med en faktor på 1.87, at koagulantbehov og slamproduksjon vil øke med en faktor på 1.64, at filtergangtiden vil reduseres med en faktor på 0.53, at behandlingskapasiteten/vannproduksjonen vil reduseres med en faktor på 0.90, og at restinnholdet av TOC vil øke med en faktor på 1.26.



Figur 9-3 Mulige årsaker til observerte endringer i råvannsfarge (Eikebrokk 2010, modifisert etter Forsberg 1992, Liltved 2002)



Figur 9-4 Modellerte effekter på drift og vannkvalitet av økt råvannsfarge på koagulerings-kontaktfiltrering. Det er vist hvordan spylefrekvens, koagulantbehov, slamproduksjon, rest-TOC, produksjonskapasitet, og filtergangtid før gjennombrudd påvirkes av en trinnvis økning av råvannsfarge fra en referanseverdi på 20 mg Pt/L og opp til 50 mg Pt/L (Eikebrokk et al., 2004)

9.2 Andre effekter av klimaendringer

Klimascenariene forespeiler som kjent et generelt varmere, villere og våtere klima i Norge, men med store lokale variasjoner. Høyere temperatur vil kunne gi økt algevekst med dertil hørende problemer med lukt/smakstoffer og algetoksiner. Videre vil økt primærproduksjon med økt skogvolum, økte vekstrater og økt andel løvskog/barskog samt høyere tregrense kunne gi økt mengde organisk stoff og økt biologisk omsetning av organisk avfall som løv og barnåler.

Videre vil en fortsatt reduksjon i tilførselen av sur nedbør gi mindre utløsning av aluminium- og jernforbindelser fra berggrunn og jordsmonn. Den naturlige koagulerings/utfellingen av stoffer vil derved reduseres ytterligere, noe som også bidrar til økt NOM/farge i vannet. Videre vil økt nedbørmengde og økt nedbørintensitet bidra til økt avrenning fra nedbørfeltet. Dette kan bidra til økt avrenning og økte konsentrasjoner av NOM, partikler (turbiditet) og mikroorganismer.

NOU 2010:20 "Klimatilpasning" peker på endringer i nedbørforhold og temperatur som en følge av klimaendringene. Prognosene viser at det blir mer ekstremvær og generelt større variasjoner.

Det er beregnet følgende endringer i klimaet i år 2050 sammenliknet med år 2000¹:

- Årsmiddeltemperaturen vil øke med 0.2-0.5 °C pr. tiår. Økningen vil være størst om vinteren, og større i innlandet enn langs kysten.

¹ Kilde: RegClim: *Klimaet i Norge om 50 år*, www.nilu.no/regclim

- Høstnedbøren ventes å øke mellom 5 og 35 %, og det er ventet flere dager med store nedbørmengder.
- Antall dager med snøfall ventes å synke med mellom 10 og 20.
- Midlere vindhastighet vil øke litt de fleste steder i vinterhalvåret

Det vil være store regionale forskjeller.

For koaguleringsanlegg ventes dette først og fremst å få følgende konsekvenser:

- Økende fargetall. Mer nedbør og kortere perioder med frossen mark om vinteren kan føre til større utvasking av NOM. Høyere temperatur vil gi økt planteproduksjon, til dels med forskyvning fra bartrær til løvtrær, noe som også gir økt avrenning av NOM.
- Svakere temperatursprangsjikt. Kortere periode med islagt vann vil forlenge "høstomveltningen". Innsjøer som ikke islegges kan ha en periode på inntil 6 måneder uten temperatursprangsjikt. Kraftigere vind, og i noen grad kraftigere nedbør, vil også bidra til å svekke sprangsjiktet. Svakere sprangsjikt vil gi en lengre periode med raske endringer i råvannskvalitet og forhøyet innhold av uønskede mikroorganismer. Det kan også se ut til at den uheldige påvirkningen av råvannskvaliteten strekker seg dypere enn tidligere.
- Flere tilfeller av storflom eller ras. Flom og jordras i kilden eller lenger oppe i vassdraget kan øke partikkelinnholdet i vannet kraftig.
- Økt innhold av næringssalter samt høyere vanntemperatur kan øke forekomsten av lukt/smak- eller giftproduserende cyanobakterier (blågrønnalger) og andre alger.

På den positive siden kan enkelte anlegg oppleve at laveste vanntemperatur blir noe høyere. Dette kan påvirke separasjonsprosesser positivt, særlig hvis det betyr at man unngår temperaturer under 1-2 °C. Faren for isdannelse pga underkjølt vann kan reduseres.

De praktiske utfordringene for eksisterende koaguleringsanlegg kan bli følgende:

- Økende fargetall gir økt koagulantbehov, noe som medfører raskere trykktapsutvikling i filtrene, kortere filtersykluslengder og dermed lavere kapasitet for anlegget ved maksimal produksjon (gitt at filtersyklusene er trykktapsbegrenset). Forbedring av den kjemiske prosessen (f eks type og dose av koagulant) og av filtermaterialet (type og gradering) kan redusere problemet. I noen tilfeller kan en utvidelse av filterarealet være nødvendig.

MOVAR har tatt i bruk flotasjon som forbehandling for å redusere belastningen på filtrene. Dette er mest aktuelt for store vannverk som har kompetanse og personell til å drive flere prosessstrinn.

- Raskere variasjoner i råvannskvaliteten kan gjøre drift av anlegg med "følsom" kjemikaliedosering mer krevende. For å gjøre anleggene mer robuste i forhold til dette kan det være aktuelt med bytte av koagulant, bedre overvåking og styring av prosessen, bedre filterstyring (jevn drift uten belastningsøkninger/"rykk"), og hvis ikke andre tiltak er tilstrekkelig, poleringsfilter etter hovedfilteret.
- Kvaliteten ("høyden") på den hygieniske barrieren i filteret må være stabil og god. Større mengder mikroorganismer i råvannet, og eventuelle nye smittestoffer, gjør dette nødvendig. For øvrig kan man konstatere at myndighetene stadig skjerper kravene til konstant god barrierevirkning. I tillegg til forhold nevnt i de forrige

punktene er det viktig å ha god kontroll med modningsperioden, slik at vannet ikke går til forbruker før det har oppnådd den nødvendige kvalitet.

- Storflom og ras kan føre til en plutselig overbelastning som gjør at filterne må spyles ekstra ofte, og at rentvannskvaliteten blir betydelig dårligere. Dette berører ikke den *daglige* driften i stor grad, men det kan gi større utfordringer enn man har opplevd tidligere. Ved vurderinger av kapasitet, ved utvidelse eller nyanlegg, bør spesielt anlegg med bekke- og elveinntak dimensjoneres romslig, slik at de kan håndtere ekstra dårlig råvannskvalitet.
- Alger kan føre til gjentetting av filtre. I ekstreme tilfeller kan det bli nødvendig å installere et forfilter (trykksil). Lukt/smak/gift fra Cyanobakterier kan gjøre det aktuelt med et poleringstrinn i form av aktivkullfilter (Figur 9-5), eventuelt kombinert med ozonering eller andre tiltak. I første omgang kan det være både bedre og billigere å føre en bedre styring med vannføringen og med forurensningskilder (særlig landbruksutslipp) i vassdraget. Aurevann vannverk i Bærum har i betydelig grad redusert forekomsten av algeprodusert lukt/smak i inntaksvannet ved systematisk uttak/overføring av bunnvann fra dammer i lenger oppstrøms i kildevassdraget. Videre forsøker man å drive dammene på høyeste regulerte vannstand (NRV) under perioder med algeoppblomstring slik at alger i betydelig grad "skummes av" via overløpsvannet.



Figur 9-5 Ettermonterte poleringsfiltre med aktivt kull ved Åby vattenverk i Norrköping i Sverige (Foto: F. Ording).

Når det gjelder konkrete forslag til optimalisering som nevnt over, vises det til de aktuelle kapitlene/avsnittene i denne rapporten.

Andre klimaeffekter som har vært påpekt er:

- Lengre beitesesong/mer utegang for husdyr
- Større mengder avløpsvann i overløp i stedet for til renseanlegg

Forhold vedrørende husdyr kan være aktuelt ved enkelte vannverk, men den generelle utviklingen i landbruket i Norge tilsier at påvirkningen fra husdyr alt i alt heller vil bli redusert enn å øke i framtiden.

Hyppigere storflommer og oversvømmelser kan føre til tilfeller av omfattende kloakkutslipp, og vannverk langs vassdrag der dette er aktuelt må være forberedt på slike situasjoner. Innskjerping av kravene mht overløp fra forurensningsmyndighetenes side vil trolig hindre at de samlede utslippene øker i forhold til i dag. Men siden mange av våre vannkilder er tilnærmet uberørt av menneskelig aktivitet, er dette problemet mindre i Norge enn i mange andre land.

10. TROUBLESHOOTING

Som en oppsummering skal angis aktuelle tiltak mot noen vanlig forekommende driftsproblemer: "Hva gjør man dersom.....?"

Driftsproblem	Aktuelle tiltak/løsninger
1. Utløpsvannet fra filteret inneholder for mye rest-koagulant (>0.15 mg Me/L) og/eller for høy turbiditet (>0.2 NTU)	i) Sjekk koagulantdoserings-pumpene og doseleveransen ii) Sjekk koagulerings-pH meter iii) Øk koagulantdosen iv) Juster koagulerings-pH v) Reduser filtreringshastigheten vi) Reduser minimumsstørrelsen på filterkornene (normalt i sandlaget) vii) Sjekk funksjonen på eventuelle forseparasjonstrinn (flokkulering, sedimentering, flotasjon)
2. Utløpsvannet fra filteret har for høy farge (>5 mg Pt/L), UV-absorbans ($>3-4$ m ⁻¹), og/eller TOC (>3 mg/L)	i) Øk koagulantdosen ii) Juster koagulerings-pH iii) Reduser filtreringshastigheten iv) Sjekk evt forseparasjonstrinn v) Sjekk råvann og filterutløpsvann mht NOM-fraksjoner (mye NEU?) vi) Vurder supplerende rensetrinn (GAC; MIEX, etc)
3. Filtersyklusene er for korte ($<6-8$ t)	
a. pga raske turbiditetsgjennombrudd (>0.2 NTU)	i) Reduser filtreringshastigheten ii) Unngå overdosering av koagulant og tilhørende unødig høy stoffbelastning på filteret iii) Tilsett (evt øk dosen av) polymer på filterinnløpet (NB! forsiktig med doser >0.15 mg/L) iv) Sjekk at ferdig uttynnet (<0.1 %) polymerdoseringsløsning ikke er for gammel ($>1-2$ døgn) v) Sjekk hvorvidt tilbakespylings-rutinene og filtersengens tilstand er tilfredsstillende vi) Filtersengen er for grovkornig: Reduser minstekornstørrelsen (normalt i sandlaget)
b. pga høye trykktap/rask trykktapsutvikling	i) Reduser filtreringshastigheten ii) Unngå overdosering av koagulant og tilhørende unødig høy stoffbelastning på filteret iii) Reduser en eventuell polymerdose iv) Sjekk trender i initielt trykktap (H_0) og trykktapsutvikling: hvis økende med tiden sjekk også

11. FORHOLD VI BØR VITE MER OM

- Vi vet for lite om log-reduksjoner av mikroorganismer generelt – og virus spesielt – ved typisk norske koaguleringsprosesser
- Det er sannsynlig at høye koagulantdoser og god pH-kontroll slik vi anvender gir bedre log-reduksjon enn konvensjonell koagulering
- Kontaktfiltrering kan være mer effektiv som barriere enn konvensjonell filtrering og direktefiltrering pga kontakten mellom mikroorganismer/cyster og store mengder utfelt metallhydroksid, som er en svært effektiv adsorbent, i filtersengen
- Vi vet for lite om log-red/adsorpsjon til metallhydroksider i alkaliske filterlag
- Rapporterte erfaringer fra utlandet med andre råvann/metoder kan ofte være misvisende
- Vi bør generelt øke kunnskapsnivået om barriereeffektivitet og log-reduksjoner i norske koaguleringsanlegg – med utstrakt bruk av kontaktfiltrering, alkaliske filtre/filterlag – og utelukkende "enhanced coagulation"-prosesser med høye koagulantdoser og streng pH-styring. For slike sær-norske anlegg holder det ikke å "importere" kunnskap fra USA eller andre land. Den er ikke tilstrekkelig relevant fordi anleggene er utformet og drives så forskjellig. I tillegg er råvannskvalitet og operatørstab steds-spesifikke.
- Vi vet også for lite om hvilke BDOC-nivåer som kan aksepteres for å unngå problemer med biologisk vekst undertypisk norske forhold med lav vanntemperatur og klorfrie distribusjonssystemer.

12. REFERANSER

- American Water Works Association – AWWA (1980). Committee Report: The status of direct filtration. *Journal of AWWA*, July 1980
- Bishop, M. and Becker, W. (2012). Filter performance – A key component for LT2ESWTR compliance. *Opflow*, AWWA, Apr 2012
- Chow C., Fabris R., and Drikas M. (2004). A rapid fractionation technique to characterize natural organic matter for the optimization of water treatment processes. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 53(2), 85-92
- Edzwald, J.K. and Tobiasson, J.E. (1999). Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *Water Sci. Techn.* 40, 9, 71-79
- Edwards, M. (1997). Predicting DOC removal during enhanced coagulation. *Journal AWWA*, 89:5:78
- Eikebrokk, B. (1982). *Koagulering-filtrering for fjerning av humus fra drikkevann. Doktorgradsavhandling, Inst. For Vassbygging, NTH (nå NTNU), Trondheim 1982*
- Eikebrokk, B. (1984). *Oppstrøms direktefiltrering for fjerning av humus fra drikkevann. Prosjektrapport 6/84, NTNFs Program for VAR-teknikk. ISBN 82 – 7337-006-2*
- Eikebrokk, B. (1996). Removal of humic substances by coagulation. In: H.H. Hahn, E. Hoffmann and H. Ødegaard (Eds): *Chemical Water and Wastewater Treatment IV*, pp 173-187, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. ISBN 3-540-61624-1
- Eikebrokk, B. (2000). Pilot scale testing of Filtralite as an alternative to anthracite in dual media filters treating coagulated humic waters. SINTEF report STF22 F00311, Trondheim, Norway.
- Eikebrokk, B. (2000b). Optimalisering og videreutvikling av koagulering/filtrering. In: *Drikkevannsforskning mot år 2000*, pp. 79-97. ISBN 82-566-1007-7
- Eikebrokk, B. (2000c). Effects of coagulant type and coagulation conditions on NOM removal from drinking water. In: H.H. Hahn, E. Hoffmann and H. Ødegaard (Eds): *Chemical Water and Wastewater Treatment VI*, pp 211-220, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. ISBN 3-540-67574-4
- Eikebrokk, B. (2001). Fjerning av humus (NOM). Den 1. Nordiske Vannforsyningskonferansen, Kristiansund, Norge, 26-28 mai, 2001
- Eikebrokk, B. (2001b). Driftoptimalisering for NOM-fjerning: *Fokus på koagulanter og filtermaterialer*. Vannforsyningskonferansen 2001, Haugesund, 29-31 Mai
- Eikebrokk, B. (2001). Experimental testing of Filtralite for the removal of NOM from drinking water by contact filtration. SINTEF-report STF66 F01106, Trondheim, Norway
- Eikebrokk, B. (2001). Aspects of enhanced coagulation-contact filtration process optimization. Proc. Workshop on utilization of NOM characteristics to improve process selection and performance arranged by AWWARF, Vivendi Water, CRC for Water Quality and Treatment, Berlin Germany, Oct 9-12

- Eikebrokk, B. (2002). Drikkevannsbehandling med koagulering-kontaktfiltrering. *Vannforsyning og drikkevannskvalitet*. Kursdagene NTNU, 9-10. jan 2002, pp 145-156. ISBN 82-566-1008-5
- Eikebrokk, B. (2003). Stabil drift av koagulerings- og filtreringsanlegg: Problemer og anbefalinger. NORVAR Fagtreff: Stabil drift av vannverkene, Larvik, 4 november 2003
- Eikebrokk, B., Vogt, R. D. and Liltved, H. (2004). NOM increase in Northern European source waters: discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol 4, No. 4, pp. 47-54. IWA Publishing 2004
- Eikebrokk, B. og Østerhus, S. (2005). Vurdering av filterfunksjonen ved Skullerud Vannbehandlingsanlegg. SINTEF-rapport STF50 F05016.
- Eikebrokk, B., Juhna, T. and Østerhus, S.W. (2006). *Water treatment by enhanced coagulation: Operational status and optimization issues*. Techneau-report D5.3.1A. <http://www.techneau.eu>
- Eikebrokk, B., Juhna, T., Melin, E. and Østerhus, S.W (2007) *Water treatment by enhanced coagulation and ozonation-biofiltration: Intermediate report on operation optimization procedures and trials*. Techneau-report D5.3.1B. <http://www.techneau.eu>
- Eikebrokk, B., Thorvaldsen, G., Seim, A., Aasen, A. and Sekse, M. (2010). Optimalisering av vannbehandlingen: Et første skritt mot en sikrere og mer bærekraftig vannforsyning? *Proc. 7th Nordic Drinking Water Conference, Copenhagen, Denmark, June 2010*
- Eikebrokk, B., Røstum, J. og Selseth, I. (2011). *ROS-ANALYSE VAV, OSLO. Delrapport: Analyse av Skullerud Vannbehandlingsanlegg*. SINTEF-rapport SBF 2011 0051, 2011-04-01
- Eikebrokk, B. (2011). Fremtidige fargetall i Oslos drikkevannskilder. SINTEF-notat til Oslo VAV av 2011-12-15
- Eikebrokk, B. (2012). Ny Veileder fra Norsk Vann: Drift av koaguleringsanlegg. *VA-dagene i Midt-Norge*, Rica Hell Hotell, Stjørdal, 12-13 Sep 2012
- Gjerstad, K.O. (2010). Vask av UV-rør. Innlegg på Norsk Vann/SINTEF-sminar om Erfaringer med UV-desinfeksjon. Radisson Blu Hotell, Gardermoen, 30. Sep. 2010
- Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G. and Vogt, R. D. (2010). Quantifying the drivers of the increasing colored organic matter in Boreal surface waters. Submitted, *Environ. Sci. Techn.*
- Hammes, F. (2007). A comparison of AOC methods used by the different TECHNEAU partners. Deliverable 3.3.10, June 2006; www.techneau.eu
- Hess, A.F., Chipps, M. J. and Rachwa, A. (2002). Filter Maintenance and Operations Guidance Manual. AWWA, Denver, Co. USA; ISBN-1-58321-234-5
- Ives, K.L. (1979). The basis for the application of multiple layer filters to water treatment. *Z.f. Wasser- und Abwasser-Forschung*, Vol.12, No.3/4, 1979
- Kastl, G., Sathasivan, A., Fisher, I. and van Leeuwen, J. (2004). Modelling DOC removal by enhanced coagulation. *Journal AWWA*, 96 (2), 79-89
- Sogn, K. U. (2012). Pers. meddelelse – Aurevann.

Stokka, M. (2012). Pers. meddelelse - Dynasand.

USEPA (1998a). National primary drinking water regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts; Final Rule. 63 FR 69390, Dec 1998

USEPA (1998b). National primary drinking water regulations: Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule. 63 FR 69477, Dec 1998

USEPA (2006). Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT2ESWTR). 71 FR 654, Vol. 71, No. 3, Jan 5, 2006

USEPA (2010). Long term 2 enhanced surface water treatment rule toolbox guidance manual. Office of Water (4606) EPA 815-R-09-016, April 2010, www.epa.gov/safewater

Vreeburg, J.H.G and Boxall, J.B. (2007). Discolouration in potable water distribution systems: A review. *Water Research*, 41, pp. 519-529

Vreeburg, J.H.G., Schippers, D., Verberk, J.Q.J.C. and van Dijk, J.C (2008). Impact of particles on sediment accumulation in a drinking water distribution system. *Water Research*, 42, pp. 4233-4242

Wang et al. (2010). City of Houston Public Works & Engineering Department, *AWWA Opflow*, May 2010, pp14-16

Wold T. (2012). Pers. Meddelelse. VAV, Oslo

Zacheus, O.M., Lehtola, M.J., Korhonen, L.K. and Martikainen, P.J. (2001). Soft deposits, the key site for microbial growth in drinking water distribution networks. *Water Research*, 35, pp. 1757-1765

Ødegaard, H., Østerhus, S. og Melin, E. (2009). Veiledning til bestemmelse av god desinfeksjonspraksis. *Norsk Vann-rapport* 170/2009

Utgitte Norsk Vann Rapporter

(Tidligere kalt NORVAR-rapporter)

20. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Sluttrapport
- 20a. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling
- 20b. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering
- 20c. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning
- 20d. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam
21. NORVAR's årsberetning 1991
22. EDB i VAR-teknikken. Fase 1 - kravspesifikasjoner m.m. Status-beskrivelse og forslag til videre arbeid (*Utgått*)
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontroll-håndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og omegn avløpsanlegg
- 23c. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk
- 23d. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. Informasjon, avvik og tiltak, verne- og sikkerhetsarbeid, opplæring
- 23e. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved vannbehandlingsanlegg
- 23f. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved avløpsrenseanlegg
- 23g. Interkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Oltedalen kloakkrenseanlegg
- 23h. Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Smøla vannverk
- 23i. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel fra Nedre Eiker kommune
24. NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor
25. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam
26. Installering av gassmotor for strømproduksjon ved renseanlegg
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved renseanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform
28. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt
29. Regnvannsoverløp
30. Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren (*Utgått*)
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter (*Utgått*)
32. Bruk av statiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann
33. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere
34. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finrister
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier (*Utgått*)
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekt 1992/93 (*Utgått*)
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget renseanlegg (*Utgått*)
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune (*Utgått*)
42. Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekt.
43. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk
44. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994
45. Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminium-klorid høsten 1993 Kartlegging av slam- slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94
46. Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll
47. Strategidokument for industrikontroll
48. NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt
49. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging og separate avløpsanlegg (*Erstattet av 178/10*)
50. Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok (*Erstattet av 145/05*)
51. Slambehandling
52. Bruk av slam i jordbruket
53. Bruk av slam på grøntarealer
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder (*Erstattet av 145/05*)
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkenes erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen
57. Trykkreduksjon. Håndbok og veileder
58. Karbonatisering på alkaliske filter
59. Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier
60. Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt renseanlegg
61. Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett
62. Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett
63. Mal for godkjenning av vannverk
64. Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge
65. Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett
66. EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren
67. Filter som hygienisk barriere - fase 3
68. Korrosjonskontroll ved Stange vannverk
69. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Siler/finrister
70. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Store slamavskillere samt underlag for veileder
71. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3. Veileder for valg av rensemetode ved utslipp til gode sjøresipienter
72. Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging i VA-sektoren
73. Etablering av NORVARs VA-infotorg. Bruk av internett som kommunikasjonsverktøy (*Utgått*)
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. Utgave Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken (*Erstattet av 133/03*)
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren. (*Erstattet av 133/03*)
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger. (*Erstattet av 150/07*)
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere
79. Informasjonssystem fordrikkevann, forprosjekt
80. Sjekkliste/veiledninger for prosjektering og utførelse av VA-hoved og stikkledninger - sanitærinstallasjoner
81. Veileder. Kontrahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
82. Veileder for prøvetaking av avløpsvann
83. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering (*Erstattet av 145/05*)
84. Forfall og fornyelse av ledningsnett
85. Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken
86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
87. Kalsiumkarbonatfiltre for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser
88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune
89. VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
90. Actiflo-prosjektet ved Flesland ra
91. Vurdering av "slamfabrikk" for Østfold
92. Informasjon om VA-sektoren - forprosjekt
93. Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
94. Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
95. Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken (*Erstattet av 192/12*)
96. Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
97. Slamforbråning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
98. Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
99. Veiledning i dokumentasjon av utslipp
100. Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
101. Status og strategi for VA-opplæringen
102. Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
103. Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
104. Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
105. Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
106. Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
107. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave

108. Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
 109. Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
 110. Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
 111. Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
 112. Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp
 113. Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
 114. Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
 115. Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tikk
 116. Scenarier for VA-sektoren år 2010
 117. VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Erstattet av 134/03*)
 118. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (*Erstattet av 138/04*)
 119. Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
 120. Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
 121. Kjøkkenavfallsvernere for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
 122. Prosessen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
 123. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter
 124. Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
 125. Mal for forenklet VA-norm
 126. Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
 127. Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell
 128. Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
 129. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger
 130. Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
 131. Effektivisering av avløpssektoren
 132. Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
 133. IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
 134. VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Oppdateres årlig på www.norskvann.no*)
 135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
 136. Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
 137. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng (*erstattet av 181/2011*)
 138. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
 139. Erfaringar med kloring og UV-stråling av drikkevann
 140. NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
 141. Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
 142. NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
 143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykkløs vannledning ved arbeid på ledningsnett
 144. Veiledning i overvannshåndtering (*Erstattet av 162/08*)
 145. Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
 146. Bærekraftig vedlikehold. Betrachtinger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
 147. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
 148. Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
 149. Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
 150. Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
 151. Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
 152. Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
 153. Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
 154. Norm for tagkoding i VA-anlegg
 155. Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
 156. Veiledning for oljeutskilleranlegg
 157. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
 158. Termoplastrør i Norge – før og nå
 159. Håndbok i kildesporing i avløpssystemet
 160. Driftserfaringer med membranfiltrering
 161. Helsemessig sikkert vannledningsnett
 162. Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
 163. Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
 164. Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
 165. Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
 166. Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
 167. Veiledning for kjøp av VA-kjemikalier
 168. Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg
 169. Optimal desinfeksjonspraksis fase 2
 170. Veileder til god desinfeksjonspraksis
 171. Erfaringer med lekkasjekontroll
 172. Trykktap i avløpsnett
 173. Veiledning for bruk av støpejernsrør
 174. Hygienisering av avløpsslam. Langtidslagring og enkel rankekompostering. Resultater fra 3 års valideringstesting
 175. Vann og avløp for nye i bransjen – læreplan E-læring og samlinger
 176. Statlige gebyrer og avgifter på de kommunale VAR-tjenestene
 177. Drikkevannskvalitet og kommende utfordringer – problemoversikt og status
 178. Grunnundersøkelser for infiltrasjon – mindre avløpsanlegg
 179. Veiledning i utarbeidelse av kommunale gebyrforskrifter for vann og avløp
 180. Fjernavlesning av vannmålere
 181. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
 182. Prøvetaking av avløpsvann og slam
 183. Veiledning om regulering av VA-tjenester til næringsmiddelindustri
 184. Tilsyn med utslipp fra avløpsanlegg innen kommunens myndighetsområde
 185. Fett i avløpsnett. Kartlegging og tiltaksforslag
 186. Veiledning i omorganisering av andelsvannverk til samvirkeforetak
 187. Kommunal overtakelse av vannverk organisert som andelslag eller samvirkeforetak
 188. Veiledning for drift av koaguleringsanlegg
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
 - B2: PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
 - B3: Kvalitetsheving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
 - B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
 - B5: Utslipp fra bilvaskehaller
 - B6: Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
 - B7: Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
 - B8: Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
 - B9: Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
 - B10: Vannkilden som hygienisk barriere
 - B11: Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
 - B12: Drikkevann i media
 - B13: Silslam – mengder, behandlingsløsninger og bruksområder. Forprosjekt.
 - B14: Klimatilpasningstiltak i VA-sektoren - forprosjekt
 - B15: Vannforskriftens økonomiske konsekvenser for kommunesektoren og avløpsanleggene
 - B16: Veiledning for kartlegging av energibruk VA-sektoren
- Rapportserie C:
- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
 - C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnett
 - C3: Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
 - C4: Effekter av bruk av matavfallsvernere på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
 - C5: Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - veiledning
 - C6: I veien for hverandre - Samordning av rør og kabler i veigrunnen
 - C7: Forvaltningspraksis ved norsk damsikkerhet
- De mest aktuelle rapportene ligger som PDF-filer på www.norskvann.no**



- Norsk Vann er en ikke-kommersiell interesseorganisasjon for vann- og avløpssektoren (VA-sektoren). Organisasjonen skal bidra til å oppfylle visjonen om rent vann ved å sikre VA-sektoren funksjonelle rammevilkår og legge til rette for kunnskapsutvikling og kunnskapsdeling.
- Norsk Vann eies av norske kommuner, kommunalt eide VA-selskaper, kommunenes driftsassistanser for VA og noen private andelsvannverk. Norsk Vann representerer ca. 360 kommuner med over 95 % av landets innbyggere. Virksomheten finansieres i hovedsak gjennom kontingenter fra medlemmene.
- Norsk Vann styres av eierne gjennom årsmøtet og av et styre sammensatt av representanter fra eierne.

- I Norsk Vanns prosjektsystem gjennomføres hvert år prosjekter for ca. 8 mill. kroner
- Det er praktiske og aktuelle spørsmål innenfor vann- og avløp som utredes
- Deltakerne foreslår prosjekter, styrer gjennomføringen og får full tilgang til alle resultater

