

# Hygieniske barrierer i koaguleringsanlegg

Av Bjørnar Eikebrokk

Bjørnar Eikebrokk er sivilingeniør, dr. ing. og sjefsforsker ved SINTEF Byggforsk.

Innlegg på Fagtreff i Norsk vannforening 11. november 2008

## Sammendrag

Drikkevannsforskriften stiller krav om tilstedeværelse av minst to hygieniske barrierer i alle godkjenningspliktige vannforsynings-systemer. Veilederen til drikkevannsforskriften angir at den enkelte vannbehandlingsmetode bør fjerne eller inaktivere bakterier og virus med minimum 99,9 % (3-log) og eventuelle parasitter med 99 % (2-log) for å bli betraktet som en hygienisk barriere. Barriereeffekten i en vannbehandlingsprosess kan derved dokumenteres ved direkte måling av oppnådde log-reduksjoner, noe som ofte er vanskelig, eller man kan anvende indikatorverdiene i Veilederens tabell C for vurdering av barriereeffekt.

Dette innlegget omhandler koagulering/filtrering som hygienisk barriere. Innlegget beskriver erfaringer med denne metoden som barriere, betydningen av optimale driftsforhold, typiske driftsfor-

styrrelser og aktuelle tiltak for å begrense de negative effekter av slike. Videre foreslås, med utgangspunkt i Veilederens indikatorverdier for hygieniske barrierer, bruk av varighetskurver som verktøy for å vurdere barriereeffekt og barriere-stabilitet i koagulerings- og filtreringsanlegg.

## Drikkevannsforskriften og hygieniske barrierer

Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Helse- og omsorgsdepartementet, 2001) krever at godkjenningspliktige vannforsynings-systemer skal ha minst to hygieniske barrierer. Drikkevannsforskriften definerer også begrepet hygienisk barriere, og fastslår at det er vannverkseier som har ansvaret for oppfølging av Drikkevannsforskriftens bestemmelser på dette punktet. Drikkevannsforskriften sier under § 14 følgende om Vannkilde og vannbehandling:

*"For å sikre hygienisk betryggende drikkevann, skal eier av god-*

*kjenningspliktig vannverk gjennom valg av vannkilde(r), beskyttelse av denne (disse) og etablering av vannbehandling sørge for at det til sammen finnes minimum 2 hygieniske barrierer i vannforsyningsystemet. En av disse skal sørge for at drikkevann blir desinfisert eller behandlet på annen måte for å fjerne, uskadeliggjøre eller drepe smittestoffer.”*

Mattilsynet utdyper dette videre i Veilederen til drikkevannsforskriften (Mattilsynet 2005):

*”Tabell C i denne veilederen (jf. tabell 1 nedenfor) gir oversikt over vanlige behandlingsmetoder med tilhørende*

*parametere, som kan fungere som hygienisk barriere. Disse parametrene fungerer som indikatorparametere for den angitte vannbehandlingsmetoden. Siden råvannskvalitet, dimensjonering, anleggsutførelse og drift vil være viktig for hvorvidt vannbehandlingen er en hygienisk barriere, er det i tabell C også angitt hvilken ytelse disse metodene i så fall bør halgi under driften av vannbehandlingsanlegget for bestemte parametere.”*

*”Den enkelte vannbehandlingsmetode bør inaktivere bakterier og virus med minimum 99.9 % (3-log) og eventuelle parasitter med 99 % (2-log) for å bli betraktet som en hygienisk barriere.*

Parameter	Enhet	Indikatorverdi	Merknader
<b>Vannbehandlingsanlegg med koagulering</b>			
Aluminium	mg Al/L	< 0.15	Gjelder når aluminium benyttes som koaguleringsmiddel
Jern	mg Fe/L	< 0.15	Gjelder når jern benyttes som koaguleringsmiddel
Farge	mg Pt/L	< 10	Ved Al eller Fe koagulering bør verdien normalt være < 5
Total organisk karbon (TOC)	mg C/L	< 3.0	Skal i flg. Tabell 3 i forskriften måles når levert vannmengde er større enn 10 000 m <sup>3</sup> pr. døgn. Ved mindre vannmengder er det valgfritt om man vil måle TOC eller COD-Mn. Indikatorverdien er den samme, men enheten blir forskjellig. Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.
Turbiditet	FNU	< 0.2	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.
Partikkelantall	Antall partikler fra 2-400 µm/mL	< 500	Gjelder utløp fra hvert enkelt filter. Parameteren bør om nødvendig overvåkes kontinuerlig for hvert filter.

*Tabell 1. Indikatorverdier for hygienisk barriereeffekt for vannbehandling (Utdrag fra tabell C i Veileder til Drikkevannsforskriften, Mattilsynet 2005)*

*Dersom man ønsker å benytte kjemiske eller fysiske indikatorer på at anlegget fungerer som en hygienisk barriere, kan følgende parametere i tabell C, med tilhørende indikatorverdi, anvendes som driftsparametere.”*

I tillegg til bestemmelsene i den gjeldende Drikkevannsforskrift med veileder foreligger det klare signaler om at man i den neste revisjon av EUs Drikkevannsdirektiv vil inkludere krav om sikkerhetsplaner for vannforsyning, Water Safety Plans (WSP). En WSP innebærer blant annet en grunnleggende risiko- og sårbarhetsanalyse for alle elementer i vannforsyningssystemet – fra kilde-/nedslagsfelt til tappekran, og en påfølgende identifisering og oppfølging av kritiske kontrollpunkter (HACCP).

Koagulering/filtrering inngår som en barriere i de fleste større vannbehandlingsanlegg, og on-line registrering av turbiditet/partikkelantall i utløpet fra hver filterenhet slik som skissert i tabell C vil normalt være et utmerket kritisk kontrollpunkt for overvåking av denne behandlingsbarrieren.

I det følgende skal man se på hvor effektiv koagulering/filtrering er/kan være som barriere, under hvilke forhold man kan risikere svikt i barrieren, hvordan man best mulig kan sikre en god og stabil barriere, og hvordan man kan dokumentere barriereeffekt, barrierestabilitet og barrieresvikt.

### **Barrieresvikt og sykdomsutbrudd**

I litteraturen finnes en rekke analyser på hvor i vannforsyningssystemet (kilde til tappekran) sykdomsutbrudd normalt oppstår. En slik undersøkelse ble foretatt i regi av AWWA (Craun og Calderon, 2001) med data fra perioden 1971-1998. Totalt 619 utbrudd var med i analysene, som viste følgende fordeling av årsaksforholdene:

- 30 % skyldtes forurensing av kilde/nedbørfelt
- 44 % skyldtes svikt i vannbehandling
- 18 % skyldtes forurensing på nettet
- 8 % skyldtes andre årsaker/ukjent

Det vil også normalt være et særlig samspill mellom kilde/nedbørfelt og vannbehandlingsanlegg. Der hvor årsaken til et sykdomsutbrudd f.eks. ligger i vannbehandlingsanlegget, kreves selvsagt også en samtidig tilstedeværelse av vannbåren smitte.

Tilsvarende undersøkelser i Canada (Risebro et al. 2007) viste at en overvekt av utbruddene/ hendelsene var relatert til svikt i kilde/nedbørfelt og vannbehandlingsanlegg. I EU-prosjektet Microrisk (2006) ble det gjort analyser av vannbårne sykdomsutbrudd for 86 hendelser fra ulike europeiske vannverk. Utbruddene dekket perioden 1990-2004. Analysene viste at 33 % av hendelsene skyldtes forurensing på vannledningsnettet, noe som er høyere enn de tilsvarende tallene fra den amerikanske undersøkelsen (18 %). Det er stor sannsynlighet for at

vannbårne sykdoms-utbrudd generelt er betydelig underrapportert. Microrisk-prosjektet påviste i denne forbindelse at også vannbårne sykdomsutbrudd med årsak i hendelser på vannledningsnettet sannsynligvis er underrapportert (med hensyn på antall). Analysene fra Microrisk-prosjektet viste at bare ca. 5 % av forurensingstilfellene på nettet ble oppdaget.

Risebro et al. (2007) undersøkte 61 vannbårne utbrudd i ulike europeiske land hvor en brukte en feil-tre analyse for å se på årsakene til de historiske utbruddene. Svikt i enten kilde eller vannbehandling var vanlige, men samtidige svikt i kilde og vannbehandling var også vanlige. Der hvor svikten skyldtes forhold på nettet, var denne i de fleste tilfeller uavhengig av andre barrieresvikt i kilde og vannbehandling. Med hensyn til parasitter, lå 90 % av årsakene til svikt i koagulerings- og filtreringstrinnet. For bakterier og virus lå 75 % av årsakene i desinfeksjonstrinnet. Dette viser hvor viktig *driften* av vannbehandlings- og desinfeksjonsanlegg er for sikkerhetsbarrierene i drikkevannsforsyningen.

### **Uavhengighet i vannbehandlings- og desinfeksjonsbarrierer?**

I 2009 er det over 100 større norske vannverk som benyttet koagulering, og ca. 1.6 millioner personer blir forsynt med vann som er behandlet med denne metoden. Koagulering og filtrering er svært utbredte enhetsprosesser over hele verden og utgjør en svært viktig del av de fleste større vannbehandlingsanlegg.

Etter *Giardia*-epidemien i Bergen i 2004 har mange vannverk sett behov for å styrke de hygieniske barrierene i vannforsyningssystemet - også mot parasitter. UV-bestråling av drikkevann fremstår som en enkel og kostnadseffektiv løsning som imøtekommer myndighetenes og vannbransjens krav om økt sikkerhet og effektive barrierer, også mot parasitter. Resultatet av dette, og utviklingen etter 2004, er en storstilt utbygging av små og store UV-anlegg. I tilfeller der kilde/nedslagsfelt ikke kan sies å utgjøre en barriere anvendes ofte koagulering/filtrering som behandlingsbarriere i tillegg til UV-desinfeksjonsbarrieren.

Drikkevannsforskriftens veileder angir at slike behandlings- og desinfeksjonsbarrierer skal være uavhengige. Med hensyn til virkemåte vil dette kravet normalt være oppfylt, siden koagulering/filtrering fysisk sett fjerner patogener, mens UV inaktiverer dem. Effektiviteten av desinfeksjons-barrierer vil imidlertid ikke være uavhengig av et forutgående vannbehandlingstrinn og av hvordan dette drives. Optimal drift av koagulerings- og filtreringsprosesser er således ikke bare viktig for å oppnå høy renseseffekt (logreduksjon) av patogener, men også for å oppnå høy grad av inaktivering i et etterfølgende UV-trinn. En svikt i koaguleringen vil normalt påvirke vannkvaliteten negativt (redusert UV-transmisjon, økt turbiditet og økt innhold av potensielt beleggdannende restkoagulant, m.v.), noe som vil gi redusert UV-intensitet og redusert UV-dose. Videre vil svikt i behandlings-

barrieren gi redusert fjerning av patogene mikroorganismer og medføre økt konsentrasjon av slike i etterfølgende desinfeksjonstrinn.

Optimal drift av koaguleringsanlegg er derfor ikke bare viktig for denne behandlingsbarrierens effektivitet, men også for effektiviteten av etterfølgende desinfeksjonsbarrierer. Under hvilke forhold kan denne barrieren svikte, og hvordan kan/bør man optimalisere driften?

### **Koagulering/filtrering som hygienisk barriere**

Barriereeffekten som kan oppnås i ulike vannbehandlingsprosesser vil være avhengig av valgt metode og av anleggets dimensjonering. Sist, men ikke minst, vil barriereeffekten være avhengig av hvordan vannbehandlingsanlegget drives.

Barriereeffekten ved en koagulerings/filtreringsprosess ligger i at mikroorganismer/patogener fjernes fra vannet. Koagulering og filtrering har lenge vært blant basisprosessene i all vannbehandling. Dette er svært utbredte metoder verden over, særlig på mellomstore og store anlegg.

For koaguleringsbaserte vannbehandlingsprosesser vil man normalt oppnå effektiv fjerning av mikroorganismer/patogener dersom man oppfyller kravverdiene til barriereindikatorene som er angitt i Veilederen til drikkevannsforskriften (tabell C).

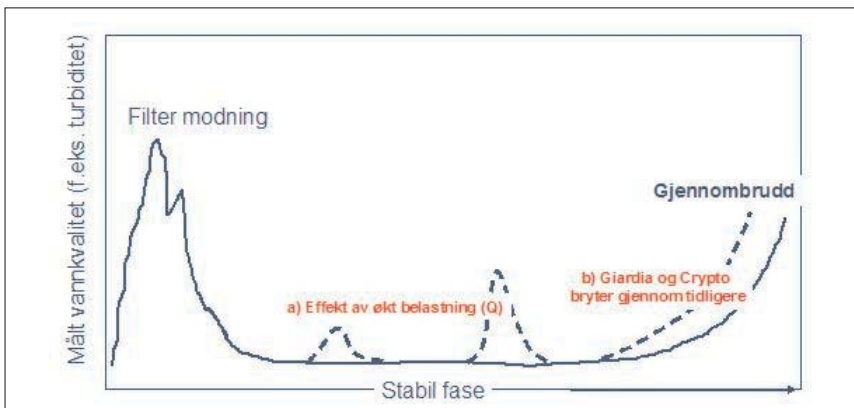
Viktige mekanismer for fjerning av partikler (inklusive parasitter som Crypto og Giardia) i et filter er følgende:

1. Transport av partikkelen til filterkornoverflaten
2. Fastholding til filterkornet og/eller utfelt metallhydroksid fra koagulanten
3. Løsrivning fra filterkorn/avsetninger

Det er viktig å være klar over at disse tre prosessene foregår samtidig i en filterseng avhengig bl.a. av hvor i filteret man befinner seg og hvilke partikkelstørrelser man snakker om. I en filterseng oppstår en dynamisk balanse mellom fastholding av partikler/patogener til filterkorn/avsetninger, og løsrivning. Enhver forstyrrelse av denne balansen, for eksempel som følge av en økning av filtreringshastigheten, kan medføre økt løsrivning av partikler og patogener, og utgjør derved en risiko for svikt i barrieren.

En koaguleringsbarriere vil følgelig ikke være statisk, men dynamisk i den forstand at vannkvaliteten ut av et filter vil variere med driftsforholdene og med tiden i en typisk filtersyklus. Dette er illustrert i figur 1 som viser en typisk kurve for utløpsturbiditet fra et filter, og som angir forholdene under: 1) filtermodning, 2) belastningsøkninger tidlig og sent i filtersyklusen, og 3) gjennombrudd.

Til tross for at filtrering som beskrevet over er en dynamisk prosess, sier Veilederen lite om hvor stabile de angitte barriereindikatorverdiene bør være, dvs. hvorvidt kravene til turbiditet, farge, restmetall, m.v. i henhold til tabell C må være oppfylt i eksempelvis 99 % eller 99.9 % av tiden (vannproduksjonen).



Figur 1. Forløp av turbiditet i utløpet fra et filter over en typisk filtersyklus

### Barrieresvikt i koaguleringsanlegg

Det er godt dokumentert i litteraturen at koaguleringsanlegg kan utgjøre en meget effektiv barriere dersom metoden anvendes på egnede råvann og dersom driften er optimal. Men barrieresvikt kan likevel oppstå som følge av uheldig prosessutforming og ikke-optimal drift, eksempelvis:

1. Hel eller delvis svikt i koaguleringen
2. Dårlig filtertilstand (én eller flere filterenheter)
3. Under filtermodning (etter fullført filterspyling)
4. Ved gjennombrudd i filteret (når filtersengen er mettet)
5. I perioder med økt filterbelastning (spyling av parallelle filterenheter, uheldig styring, etc.)
6. Som følge av ugunstige returstrømmer, herunder støtbelastninger
7. Som følge av utilstrekkelig prosessovervåking og -kontroll

### Betydning av filterutforming og optimal drift for barriereeffekten

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

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

Selv om ovenstående studium ikke synes å gi hold for at en økning i filtreringshastighet inne i en filtersyklus nedsetter den hygieniske

barriereeffekten, viser andre studier det motsatte. En hver økning av filtreringshastighet (f.eks. som følge av spyling av parallelle filterenheter) vil forstyrre likevekten mellom fastholding og løsrivning i en filterseng, noe som vil resultere i økt turbiditet og partikler (inklusive mikroorganismer) i utløpsvannet fra filteret. Dette er en av grunnene til at man bør ha online turbiditets- eller partikkelmålere på utløpet fra hver filterenhet.

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:

- *Giardia* og *Cryptosporidium* ble effektivt fjernet når anleggene ble drevet slik at turbiditeten i filtrert vann var lav (0.1-0.2 NTU)
- 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.
- Tallene over var ikke påvirket av hvorvidt man anvendte direkte- eller konvensjonell filtrering i pilotforsøkene. I fullskalanleggene var renseseffektene høyere i direktefiltreringsanleggene (to-media antrasittsand) enn i de konvensjonelle filtreringsanleggene med forsedimentering.

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

1. én-medium sand (0.75 m),
2. finkorning to-media antrasittsandfilter (0.9 m antrasitt og 0.3 m sand),
3. dypt to-media antrasittsandfilter (1.5 m antrasitt 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 renseseffekt på sommertid enn om vinteren. Fjerningen av *Crypto* var den samme sommer og vinter, med middelverdier på 2.7 log eller høyere. 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. 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 renseseffekt var 3.6 log. *Cryptosporidium* oocyster ble registrert i 7 av 32 prøver av filtrert vann, og midlere renseseffekt var 2 log. *Clostridium perfringens* ble detektert i 9 av 33 prøver av filtrert vann, med en midlere rensesgrad på 4.4 log. Humane enterovirus ble ikke funnet i noen av de 32 uttatte prøver av filtrert vann, og midlere renseseffekt var derved minst 3.1 log (i prøver uten påvisning settes utløpsverdien lik deteksjonsgrensen).

Swaim et al. (1996) fant en reduksjon i rensesgrad for cyster på 0.5-1 log under filtermodning sammenlignet med stabil filtreringsfase. Til tross for dette var rens-

graden under modning  $> 3$  log. Baudin and Laîné (1998) fant tilsvarende reduksjon i rensegrad (1 log) for oocyster under filtermodning. Logsdon et al. 1981 hevder videre at 50-150 % økning i filtreringshastighet i tilfeller der fnokkene ikke var forsterket med filter aids/polymerforbindelser, resulterte i en økt passasje av *Giardia* som var betydelig høyere enn økningen i turbiditet. Filter aids synes ellers ikke å bedre fjerningen av cyster, selv om turbiditeten ble redusert. Dette forklares ved at polymerforbindelsene primært fjerner turbiditetsskapende partikler i andre størrelseskategorier enn cystene. Videre ble fjerningen av cyster lite påvirket av filtreringshastigheten.

Det er observert en betydelig økt passasje av cyster gjennom filteret i tidlige gjennombruddsfaser der turbiditeten var like over 0.2 NTU. Det er også rapportert økt fjerning av partikler med oocyst-størrelse gjennom antrasitt når uniformitetskoeffisienten ( $d_{60}/d_{10}$ ) ble redusert.

Amirtharajah et al. (1991) påviste at en "collapsed-pulse" type tilbakespyling medførte redusert antall partikler av oocyststørrelse i filtrert vann under modningsperioden i forhold til tradisjonell ekspansjonsspyling, noe som indikerer at denne spylemetoden kan være mer effektiv.

#### Optimal koagulering

Uten koagulering er et dybdefilter å betrakte som en sil uten effektiv barrierevirkning mot patogener. Derfor blir koaguleringen og driften

av dette prosessstrinnet 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 er det rapportert om betydelige reduksjoner i oppnådd rensegrad under perioder med ikke-optimale koaguleringsbetingelser (Emelko 2001, Logsdon et al. 1981).

Emelko (2001) utførte pilotforsøk og observerte ingen særlig forskjell i rensegrad for *Cryptosporidium* i to-media og tre-media filtre. Man oppnådde  $> 5$  log reduksjon under stabil drift, 0.5-1 log redusert renseeffekt i forhold til dette under filtermodning og  $> 3$  log redusert renseeffekt under perioder med sviktende koagulering (Figur 2). Pilotforsøkene viste en renseeffektivitet i området 1.3-5.5 log under en periode med 40-60 % reduksjon i koagulantdose. Sammenlignet med stabil drift var dette sammenlignbart til  $> 3$  log dårligere enn det man oppnådde under stabil drift. For turbiditetsverdier  $< 0.3$  NTU ble imidlertid rense-effekten som følge av redusert koagulantdose aldri redusert med mer enn 1 log sammenlignet med stabil drift. 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 økt partikkelinnhold i en periode på ca. 30 minutter. Av Emelkos konklusjoner skal nevnes følgende:

- Fjerning av *Crypto* var ikke signifikant forskjellig i to eller

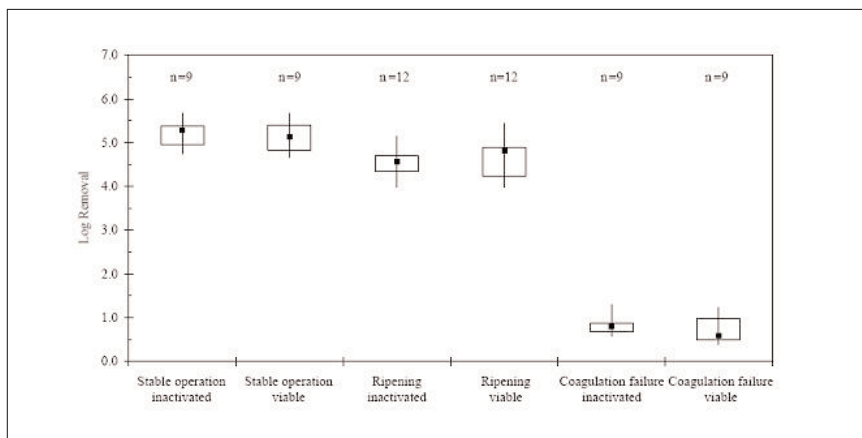


tremediafiltre, verken under stabil drift, i perioder med hydraulisk støt-belastning eller i perioder med underdosering av koagulant.

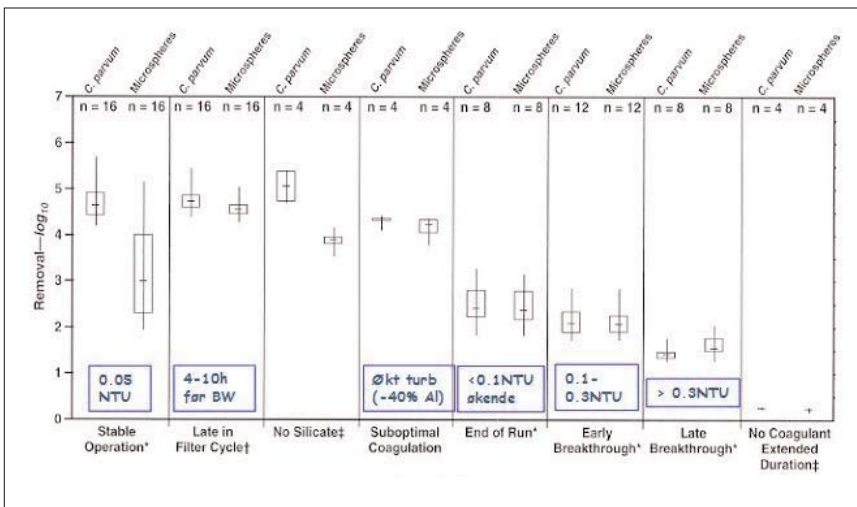
- Under stabile forhold med turbiditet <0.1 NTU og partikkelinnhold < 25 partikler/mL, kunne man oppnå > 4.5 log reduksjon av *Cryptosporidium* ved filtrering. Ved to av de tre pilot-anleggene ble det oppnådd > 5 log reduksjon selv med vanntemperaturer så lav som 1 °C.
- Under filtermodning ble renses-effekten av *Crypto* redusert med 0.5-1 log i forhold til stabil drift
- Ved gjennombrudd i filteret ble renses-effekten 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 koagulantdosering ble renses-effekten 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 en redusert renses-effekt på > 3 log. En koagulantsvikt med varighet på flere filtersykluser ga imidlertid null reduksjon av *Cryptosporidium*.

- Sub-optimal 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 renses-effekten. I de fleste tilfeller var effektene små.



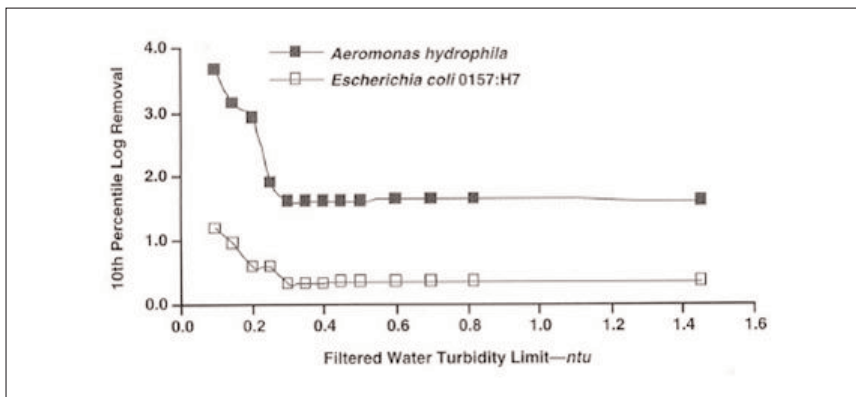
Figur 2. Fjerning av inaktiverte og levende (viable) *Cryptosporidium parvum* oocyster ved koagulering (Al-sulfat) og tomedia filtrering under stabil filterfase (stable operation), filtermodning (ripening), og perioder med svikt (failure) i koaguleringen (n = antall prøvepar). (Emelko, 2003).



Figur 3. Oppnådde log-reduksjoner av *Cryptosporidium parvum* oocyster og plastsurrogatpartikler i et fullskala vannbehandlingsanlegg under ulike koaguleringsforhold og ulike faser av filtersyklusen (n = antall prøvepar). (Emelko and Huck, 2004).

Forsøk på fullskala vannbehandlingsanlegg ga log-reduksjoner i ulike faser av filtersyklusen og under ulike koaguleringsforhold som vist i figur

3. Man undersøkte her *Cryptosporidium* oocyster og mikropartikler av plast som ble brukt som surrogater for oocystene. Resultatene bekrefter i



Figur 4. Sammenheng mellom utløpsturbiditet fra et filter og oppnådde log-reduksjoner for *Aeromonas hydrophila* og *E.coli* O157:H7 (Xagorarakis et al 2004).

store trekk resultatene fra figur 2, og viser klart betydningen av optimal koagulering og lav turbiditet.

Sammenhengen mellom utløps-turbiditet fra et filter og oppnådd log-reduksjon for to typer mikroorganismer (*Aeromonas hydrophila* og *E. coli* O157:H7) illustreres godt av figur 4. Figuren antyder også at Veilederens indikatorverdi for turbiditet på 0.2 NTU med fordel kunne ha vært skjerpet til eksempelvis 0.1-0.15 NTU.

Det vil normalt være slik at partikler som er relativt store (for eksempel *Giardia*, *Crypto*) vil bryte gjennom filteret raskere enn mindre og dominerende turbiditetssgivende partikler, dvs. i forhold til det som turbiditetskurven antyder. På den annen side er modningsperioden normalt kortere for slike store partikler. Tilsvarende vil små partikler (for eksempel virus) normalt bryte gjennom senere, men vil derved også ha lengre modningsperiode. Dette innebærer at anlegg som anvender klor for desinfeksjon og derved normalt har god viruskontroll, bør ha særlig fokus på gjennombruddsfasen når det gjelder styring/kontroll av filtreringstrinnet. Her bør man sørge for at filterspyling skjer noe i forkant av turbiditetsgjennombruddet som vist i figur 1. Anlegg med UV-desinfeksjon bør derimot ha fokus også på modningsfasen og vurdere tiltak for å begrense varigheten og effekten av denne. Anlegg som anvender kombinasjon av UV og klor bør med stor grad av sikkerhet kunne styre filtreringsprosessen og tilbakespylingstidspunktet etter turbiditetskurver som vist i figur 1.

### Typiske driftsforhold som kan gi barrieresvikt

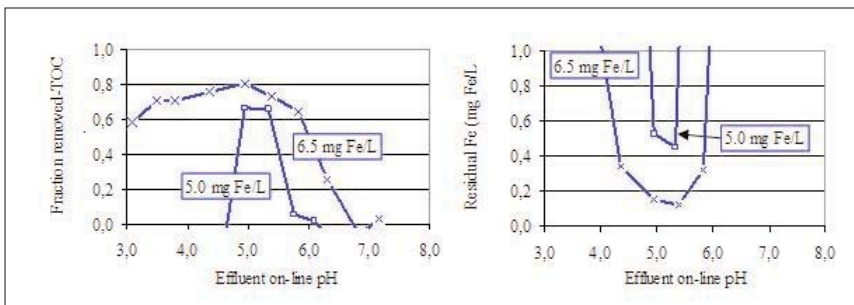
Typiske eksempler på forhold som kan gi slik barrieresvikt er underdoserings av koagulant, forstyrrelse av koaguleringsbetingelser (dose og pH) eksempelvis som følge av svikt i doseringspumper, dårlig pH-kontroll, manglende prosessstyring i forhold til variasjoner i råvannskvalitet, uheldig tilbakeføring av returstrømmer, uheldige belastningsvariasjoner, utilstrekkelig filterspyling og dårlig filtertilstand, skjevfordeling mellom prosesslinjer og mellom filterenheter, utilfredsstillende driftskontroll, uheldig håndtering av modningsvann, manglende overvåking/kontroll av hver enkelt filterenhet, udetekterte gjennombrudd, m.v.

#### Underdosering av koagulant

Figur 5 viser som et eksempel en typisk situasjon for sammenhengen mellom anvendt koagulantdose, koagulerings-pH og resulterende innhold av TOC og restkoagulant (Fe) i kontaktfiltrert vann (to-media antrassittsandfilter).

Figuren illustrerer det forhold at en underdosering av koagulant lett kan gi overskridelse av kravet til restkoagulantinnhold i forhold til Drikkevannsforskriftens generelle krav på 0.2 mg Fe/L. Slik underdoserings vil også indikere barrieresvikt ved overskridelse av Veilederens indikatorverdi på 0.15 mg Fe/L. Det samme vil normalt være tilfellet for turbiditet (0.2 NTU) i filtrert vann.

Følgelig vil Veilederens indikator krav til restkoagulant og turbiditet bidra til å sikre anvendelse av



Figur 5. Typisk effekt av koagulantdose (Fe) og koagulerings-pH på TOC-fjerning og innhold av restkoagulant i kontaktfiltrert vann.

tilstrekkelige høye koagulantdoser, noe som er viktig for barriereeffekten. NOM-relaterte vannkvalitetsparametere som farge, TOC og UV-absorbans vil normalt være mindre følsomme for underdosering og endringer i koaguleringsbetingelser enn tilfellet er for turbiditet og restkoagulant. Ut fra dette vil altså en underdosering av koagulant gå ut over kvaliteten på filtrert vann, noe som representerer en hygienisk risiko som Veilederens krav søker å minimalisere.

#### Overdosering av koagulant

En overdosering av koagulant vil på den annen side ikke nødvendigvis direkte påvirke vannkvaliteten negativt, men vil gi kostnadmessige ulemper ved at kjemikalieforbruket og slam-produksjonen øker. Videre vil filtersykluslengdene avta i direkte- eller kontaktfiltreringsanlegg som følge av økt stoffbelastning på filtertrinnet, noe som øker spylevannsforbruket og reduserer anleggets hydrauliske kapasitet. Videre vil den økte slamproduksjonen gi økt

belastning på eventuelle slambehandlingstrinn. Ut fra dette vil en overdosering også kunne gi indirekte hygieniske ulemper som følger:

- Kortere filtersykluser, dvs. økt frekvens på hygienisk "tvilsomme" perioder (modning, evt gjennombrudd)
- Større returstrømmer og/eller dårligere hygienisk kvalitet på returvann

#### Koagulerings-pH

Det fremgår av figur 5 at anvendt koagulerings-pH har stor betydning for vannkvaliteten og følgelig for barriereeffekten. Generelt er det slik at økt koagulantdose utvider det optimale pH-vinduet for koaguleringsprosessen, noe som innebærer en økt robusthet i vannbehandlingen. Når koagulantdosen nærmer seg den absolutte minimumsverdien, vil det optimale pH-vinduet tendere til å bli redusert til et punkt, noe som selvsagt ikke kan aksepteres i en aktuell driftssituasjon.

### Alkalisk filtermasse

På flere koaguleringsanlegg anvendes alkaliske filterlag der ny alkalisk filtermasse fylles direkte inn i filterbassengene enten via pumper /ejektorer eller via storsekker. I etterkant av en påfylling av alkalisk masse vil pH-verdien i filterbassenget øke og pH-profilen gjennom filter-sengen vil kunne endres betydelig. I hvilken grad dette forholdet representerer en økt hygienisk risiko er ikke kartlagt. På slike anlegg vil ikke restkoagulant (Al, Fe) være noen god barriereindikator siden det alkaliske filterlaget normalt vil gi svært lave restmetallkonsentrasjoner uansett hvordan koaguleringsforholdene måtte være.

### Slambehandling og returstrømmer

Manglende kapasitet på slambe-handlingen kan også legge begrensinger på - og negativt påvirke driften av vannbehandlingsanlegget.

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). 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.

### Råvannskvalitet, behandlingsmetoder og barrierer

I Norge benyttes kontakt- eller direktefiltrering i stor utstrekning fordi råvannet ofte har god kvalitet som råvann betraktet. Det er imidlertid viktig å være klar over at disse metodene ikke egner seg for alle typer råvann. American Water Works Association har publisert kvalitetsnormer for det "ideelle" råvann for direktefiltrering (AWWA 1979):

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

Anvendelse av direkte- eller kontaktfiltrering med råvannskvaliteter som er vesentlig dårligere enn dette, vil gi korte filtersykluser og tilhørende redusert barriereeffekt som følge av en høyere spylefrekvens og lengre perioder med redusert vannkvalitet, primært under filtermodning og perioder nær gjennombrudd.

På den annen side innebærer

behandling av råvann med høyt innhold av naturlig organisk materiale (NOM) at det må anvendes relativt høye koagulantdoser og en streng pH-kontroll. I hvilken grad slik "enhanced coagulation" og bruk av kontaktfiltersenger med høyt innhold av adsorberende metallhydroksid-avsetninger påvirker barriereeffekten er i liten grad undersøkt, men det er grunn til å tro at denne prosessen har fortrinn fremfor konvensjonell koagulerings der turbiditetsfjerning er/har vært det primære mål.

### Varighetskurver for vurdering av barriereeffektivitet og -stabilitet

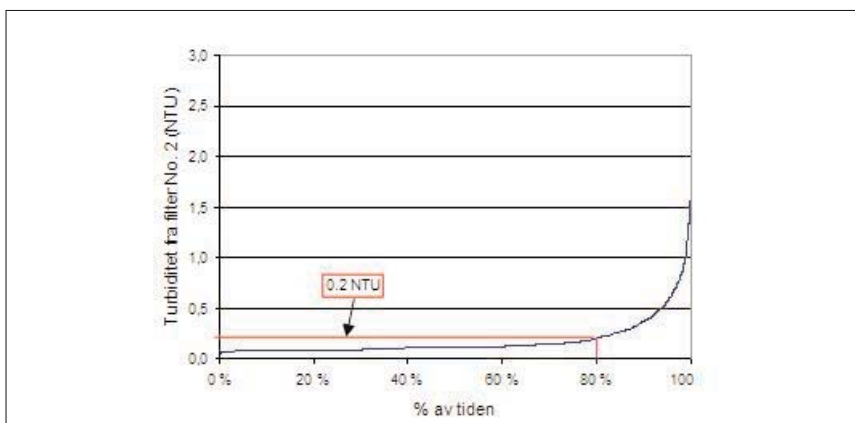
Indikatorverdiene i Drikkevannsforskriftens Veileder kan legges til grunn for vurderinger av risiko for svikt i en koaguleringsbarriere, ved at man definerer at man har en svikt i behandlingsbarrieren i perioder der de nevnte indikatorkrav, for eksempel til turbiditet ( $< 0.2$  NTU) og/eller

restjern ( $< 0.15$  mg Fe/L) ikke er oppfylt.

For å vurdere graden av barriereeffekt/barrieresvikt kan det derved være formålstjenlig å fremstille on-line måleverdier for barriereindikatorer som kumulative summasjonskurver (varighetskurver), eksempelvis on-line turbiditet fra hver filterenhet som funksjon av tid. En eventuell svikt i den hygieniske barrieren vil da lett kunne synliggjøres og kvantifiseres som andel av den totale driftstid med turbiditet  $> 0.2$  NTU som illustrert i figur 6.

### Nye optimaliseringsverktøy

Koaguleringsprosesser bør som beskrevet over drives optimalt for å sikre god barriereeffektivitet. Spørsmålet er hvordan man kan/bør optimalisere og styre slike prosesser. En styring etter DOC-nivå i råvannet synes ikke å være et godt alternativ,



Figur 6. Eksempel på varighetskurve for on-line utløpsturbiditet fra et filter for kartlegging av barriereeffekt og barrierestabilitet. I dette eksempelet svikter barrieren (dvs turbiditeten overskrider 0.2 NTU) i 20 % av tiden.

siden det spesifikke koagulantbehovet i mange tilfeller har vist seg å være lavest når DOC-nivået i råvannet er høyest. Styring etter UV-absorbans eller farge synes faktisk å være en bedre løsning. Det beste er likevel i hver enkelt tilfelle å undersøke råvannet og dets innhold av NOM nærmere med tanke på koagulerbarhet, koagulantbehov og årstidsvariasjoner. God kjennskap til råvannet og vannbehandlingsanlegget er en helt grunnleggende forutsetning for en god og sikker drift.

#### NOM-fraksjonering og BDOC-analyser

Et nytt verktøy for analyser av råvann (NOM) med hensyn til koagulerbarhet kan være NOM-fraksjonering. Forsøk fra flere vannverk indikerer at dette sammen med BDOC-analyser kan være gode verktøy for vurdering av driftsoptimaliseringstiltak og risiko for biologisk vekst og biofilmdannelse.

Det vil føre for langt å gå inn på dette her, men en senere artikkel i VANN vil presentere resultater og erfaringer med en foreslått fullskala optimaliseringsprosedyre og bruk av NOM-fraksjonering og BDOC-analyser som verktøy for prosessdiagnose og prosessoptimalisering. Det kan også henvises til rapporter fra arbeidsområde 5 (WA5) i EU-prosjektet Techneau (<http://www.techneau.eu>).

#### **Referanser**

Al-Ani, M.Y. et al., (1986). Removing Giardia cysts from low turbidity waters by rapid filtration. Jour. AWWA, 78(5): 66-73.

American Water Works Association Committee report (1979): Organics removal by coagulation: A review and research needs. Journal AWWA, Oct.

Amirtharajah et al. (1991): Optimum backwash of dual media filters and GAC filter adsorbers with air scour. AWWA Research Foundation, Denver, Co. USA.

Baudin, I. and Lâiné, J.M. (1998). Assessment and optimization of clarification process for Cryptosporidium removal. AWWA WQT Conference, Denver, CO.

Craun, G.F. and Calderon, R.L. (2001). Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. Journal of AWWA. s. 64-70.

Emelko, M.B. (2001). Removal of Cryptosporidium parvum by granular media filtration. Ph.D dissertation, Univ. of Waterloo, Ontario, Canada.

Emelko, M.B. (2003a): Removal of viable and inactivated Cryptosporidium by dual- and tri-media filtration. Water Research, 37, 2998-3008.

Emelko, M.B., Huck, P. and Douglas, I.P. (2003b): Cryptosporidium and microsphere removal during late in

cycle filtration. Journal AWWA, 95:5:173.

Emelko, M.B., and Huck, P. (2004): Microspheres as surrogates for Cryptosporidium filtration. Journal AWWA, 96:3:94.

Hall, T., Pressdee, J., Gregory, R. and Murray, K. (1995). Cryptosporidium removal during water treatment using dissolved air flotation. Water Science and Technology, Vol. 31, Issue 3-4, 125-135.

Helse- og omsorgsdepartementet (2001): Forskrift om vannforsyning og drikkevann. FOR-2001-12-04 nr 1372.

Logsdon, G.S. et al. (1981). Alternative filtration methods for removal of Giardia cysts and cyst models. Journ. AWWA 73:2:111.

Mattilsynet (2005): Veileder til drikkevannsforskriften. Revidert utgave ([http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00017/Drikkevannsforskrift\\_17819a.pdf](http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00017/Drikkevannsforskrift_17819a.pdf))

Microrisk (2006). EU prosjekt under 5 RP. (Microbiological risk assessment: a scientific basis for managing drinking water safety from source to tap) ([http://217.77.141.80/clueadeau/microrisk/publish/cat\\_index\\_6.shtml](http://217.77.141.80/clueadeau/microrisk/publish/cat_index_6.shtml)).

Nieminski, E. and Ongerth J.E. (1995): Removing Giardia and Cryptosporidium by conventional treatment and direct filtration. Jour. AWWA 87:9:96.

Payment, P. et al. (2000): An epidemiological study of gastrointestinal health effects of drinking water. AWWARF/AWWA, Denver.

Risebro H.L. Doria M.F, Andersson Y, Medema G., Osborne K., Schlosser O., and Hunter P. (2007): Fault tree analysis of the causes of waterborne outbreaks. Journal of Water and Health, 05, 2007.

Swaim, P.D. et al. (1996): High-rate direct filtration for Giardia and Cryptosporidium removal. Proc. Ann. AWWA Conf. Toronto.

Swertfeger, J., Metz, D.H., DeMarco, J., Braghetta, A. and Jacangelo, J.G. 1999: Effect of filter media on cyst and oocyst removal. Journ. AWWA 91:9:90-100.

USEPA 2001. Filter backwash recycling rule. Fed. Register, June 8, 2001. 66FR 31086.

Xagorarakis, I., Harrington, G.W., Assivasilavasukul, P., and Standridge, J.H. (2004): Removal of emerging waterborne pathogens and pathogen indicators by pilot-scale conventional treatment. Journal AWWA, 96:5:102.