

# Vannkvalitetsendringer i distribusjons-systemet for drikkevann – hvilke endringer kan skje og hvilke muligheter har vi for å overvåke disse?

*Av Lars J. Hem og Stein Wold Østerhus*

Lars J. Hem og Stein Wold Østerhus er begge dr.ing og seniorforskere ved SINTEF.

## Sammendrag

Det er en rekke vannkvalitetsendringer som kan skje under drikkevannets transport fra behandlingsanlegget til abonnentene. De fysiske, kjemiske og biologiske prosessene som forårsaker endringene er korrosjon, mikrobiologisk vekst/biofilmdannelse, utfellinger og sedimentering, resuspensjon av sedimenter og korrosjonsprodukter og inntrengning av forurenset vann i rørene. Den sistnevnte har åpenbar helsemessig relevans, mens de øvrige i hovedsak har effekt på vannets bruksmessige egenskaper. De bakenforliggende årsakene til disse vannkvalitetsendringene er delvis at vannbehandlingen ikke er tilstrekkelig til å hindre korrosjon, biofilmdannelse med mer, og delvis materialene i og tilstanden til ledningsnettet.

Overvåkning av vannkvalitet på nettet utføres dels for dokumentasjon, dels for å kartlegge endringer under vanntransport og dels for å øke sikkerheten i

vannforsyningen. Disse tre formålene krever ulike typer måleprogrammer, og til dels ulike vannkvalitetsparametre. Det er et behov for egnede parametre og sensorer for sanntids overvåking som ikke gir et urimelig stort behov for drift og tilsyn.

## Summary

Several types of water quality deteriorations may occur in the drinking water distribution systems. The physical, chemical and microbiological processes that cause these changes are corrosion, biofilm formation, precipitation and sedimentation, resuspension of sediments and corrosion products and intrusion of contaminated water. The last process has certainly relevance for drinking water and health, while the others have mainly influence on the water's physical and chemical properties. The origin of the water quality changes are mainly insufficient

water treatment and the materials in and condition of the distribution system.

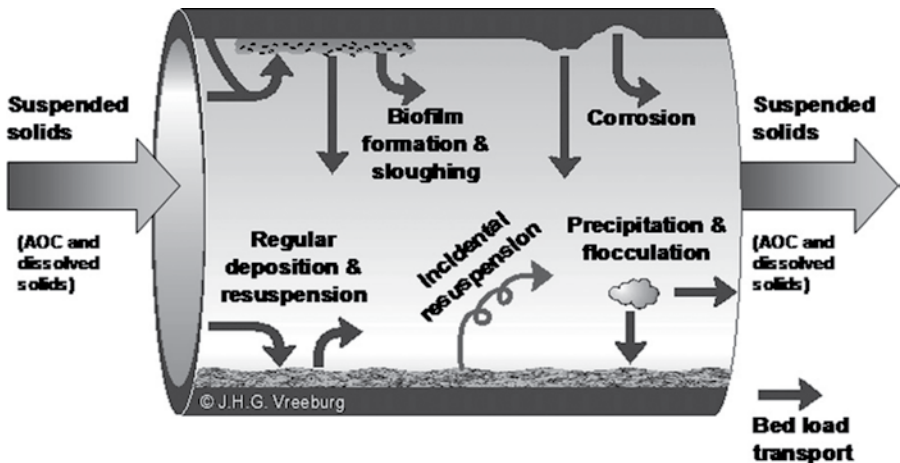
Monitoring the water quality in the distribution system may be for different purposes, like documentation, to gain knowledge of changes during water transportation and to increase the barriers towards damage caused by contamination. In general, there is a need for more easy and reliable parameters and sensors for online water quality monitoring.

### Innledning

Selv om vannet kan være av tilsynelatende god kvalitet når det forlater behandlingsanlegget, er det en rekke vannkvalitetsendringer som kan skje under drikkevannets transport fram til abonnenten. Slike vannkvalitetsendringer er også en av de viktigste årsakene til misnøye og klager på drikkevannet. De fysiske, kjemiske og biologiske prosessene som forårsaker endringene inkluderer korro-

sjon, mikrobiologisk vekst/biofilmdannelse, utfellinger og sedimentering, resuspensjon av sedimenter og tilførsel av turbiditetstopper fra behandlingsanlegget, samt inntrengning av forurenset vann i rørene (Teasdale et al, 2007). Den sistnevnte har åpenbar helsemessig relevans, mens de øvrige ofte anses å ha effekt på vannets bruksmessige egenskaper. Disse kan imidlertid også ha betydelig helsemessig relevans, for eksempel ved vekst av opportunistiske patogene mikroorganismer, samt overlevelse, akkumulering og transport av disse organismene.

En betydelig del av vannkvalitetsproblemene i ledningsnettene er knyttet til tilførsel, generering, akkumulering og transport av partikler (Wricke et al, 2007). Dette er skjematisk illustrert i figur 1 (Vreeburg et al, 2008). Betydningen av de ulike delprosessene er nærmere diskutert nedenfor.



Figur 1. Oversikt over partikkelrelaterte prosesser i ledningsnettene (Vreeburg et al, 2008).

## Vannkvalitetsendringer i distribusjonssystemet

Korrosjon på rørledninger av metall har vært et stort problem i Norge fordi vi har et vann som i utgangspunktet har relativt lav pH og svært lav bufferevne, samtidig som en i stor grad har metaller eller sementbaserte materialer i kontakt med drikkevannet. Denne korrosjonen har medført lekkasjer både innomhus og i nedgravde rørledninger, og har medført at innholdet av tungmetaller og jern i vannet har økt fra behandlingsanlegget og frem til abonnentene og i noen tilfeller har en fått for høy pH. Effekten av en korrosjonskontroll som øker pH, alkalitet og eventuelt kalsiuminnhold er svært godt dokumentert for korrosjon på kobber

og tæring på sementbaserte materialer, mens resultatene med hensyn på korrosjon på jern varierer av ulike årsaker. Som et eksempel på effekten av korrosjonskontroll er det i tabell 1 vist gjennomsnittsverdier for tungmetallinnholdet i henstandsvann i tappekraner i Skullerudsonen i Oslo målt før og etter at korrosjonskontroll ble tatt i bruk, dvs. med henholdsvis pH 6,5, alkalitet 0,05 mekv/l og kalsiuminnhold 3 mg Ca/l og pH 8,0, alkalitet 0,7 mekv/l og kalsiuminnhold 17 mg Ca/l. Korrosjonskontrollen har en åpenbart gunstig virkning på innholdet av tungmetaller.

	Metallinnhold i µg/l	
	Uten korrosjonskontroll	Med korrosjonskontroll
Kobber	1000	79
Kadmium	0,5	<0,1
Bly	10	<1

Tabell 1. Tungmetaller i henstandsvann i Skullerudsonen i Oslo med og uten korrosjonskontroll (Hem et al., 2000).

Sammenhengen mellom korrosjonskontroll og jerninnholdet i vannet er ikke entydig, blant annet fordi jernet som løses ut i vannet, feller ut som jernhydroksid (rust) i rørene og dernest i svært varierende grad akkumuleres i rørene eller transporteres til abonnentene. I sistnevnte tilfeller oppstår da gjerne problemer med brunt vann, flekker på hvitvask og gjentetting av siler. Det er imidlertid en klar sammenheng mellom vannkvali-

tet, hydrauliske forhold og jernkorrosjon (Østerhus, 2009), og mange steder er jernkorrosjon en av de viktigste årsakene til partikkelgenerering og vannkvalitetsproblemer på nettet (Wricke et al, 2006).

Biofilmdannelse i drikkevannsledninger kan være årsak til problemer som dels er av helsemessig og dels av bruksmessig karakter:

- Overlevelse og vekst av patogene organismer, spesielt innomhus og andre

steder der vanntemperaturen i perioder er relativt høy (eksempelvis 20 °C). Eksempelvis kan *Legionella* vokse i varmt vann (opp til ca. 50 °C).

- Vekst av opportunistisk patogene organismer (for eksempel Mycobakterier eller *Pseudomonas Aeruginosa*)
- Vannkvalitetsforringelse pga:
  - Høy turbiditet
  - Høyt kimtall
  - Uønsket lukt og smak
- Mikrobielt induisert korrosjon (MIC)

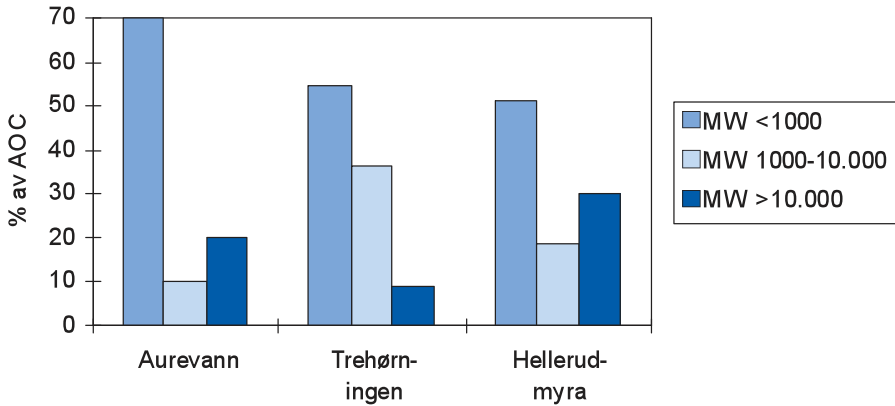
Overflatevann inneholder naturlig organisk materiale (NOM), bl.a. humus, som gir vannet farge. Noe av dette organiske materialet er biologisk nedbrytbart, men andelen er vanligvis < 10 % av totalt organisk karbon (TOC). Dersom råvannet inneholder mye biologisk nedbrytbart organisk materiale (BOM), og dette ikke fjernes i vannbehandlingen, kan dette forårsake en biofilmdannelse som blir så stor at den utgjør et vannkvalitetsproblem.

Dannelse av biofilm kan være en ganske jevn prosess. Vannkvaliteten påvirkes imidlertid av biofilm som løsner fra rørvæggen, og dette er erfaringsmessig en prosess som kan være svært ujevn. Vannkvaliteten i ledningsnettene må derfor vurderes over tid, og fortrinnsvis i en helhet, før en kan konkludere med hensyn til om påvirkningen på vannkvaliteten fra biofilmen er akseptabel eller ikke. Ved vannverk der en har hatt høye kimtall i store deler av nettet, har det målte potensialet for biofilmdannelse, gjerne vært høyt, ofte pga. at vannbehandlingen har omfattet ozonering, som danner lett nedbrytbare stoffer, men der prosesser

for fjerning av disse stoffene har vært mangelfulle. Det hender imidlertid at det måles høye kimtall enkelte steder i nettet uten et samtidig høyt potensial for biofilmdannelse i vannet som går ut fra behandlingsanlegget. Dette må ses i sammenheng med selve kimtallsanalysen og at en kan måle høye kimtall selv om totalantallet bakterier ikke er spesielt høyt.

Det er de minste molekylene av NOM i vannet som gir biofilmvekst, mens store humusmolekyler i liten grad bidrar til slik vekst. Et humusholdig vann behøver derfor ikke ha et stort potensial for biofilmvekst, mens et vann med lite humus godt kan ha et stort potensial. I figur 2 er det vist resultater fra måling av potensialet for biofilmdannelse i tre vann i et vassdrag, og det fremgår at selv der hvor det meste av det organiske stoffet er knyttet til store molekyler vil biofilmdannelse skyldes de minste molekylene. I dette tilfellet er AOC benyttet som mål for potensialet for biofilmdannelse. Det er i de senere årene utviklet alternative og forenklete analyser for å angi potensialet for biofilmdannelse (forenklet AOC, ATP, flow cytometri, BDOC). SINTEF har for eksempel anvendt en hurtig BDOC analyse, som i tillegg til å kunne gjennomføres i løpet av et døgn, også gir kinetikkinformasjon (Eikebrokk et al, 2007).

Et problem som forårsakes av biofilmdannelse har normalt sin grunnleggende årsak i vannets innhold av BOM. Det mest nærliggende tiltaket er da å endre vannbehandlingen slik at BOM reduseres, og da fortrinnsvis ved å supplere anlegget med biofiltrering eller koagule-



Figur 2. Vannets potensial for biofilmdannelse, målt som AOC, som funksjon av molekylstørrelse. TOC var jevnt fordelt på de tre molvekt (MW)-fraksjonene i Aurevann, mens i de to andre vannene var TOC knyttet til de fraksjonene med høyest molvekt. (Hem & Efraimsen, 2001).

ring + partikkelseparasjon. Hurtigfraksjonering av NOM, der NOM deles inn i fire fraksjoner (Very Hydrophobic Acids (VHA), Slightly Hydrophobic Acids (SHA), Charged Hydrophilic Acid (CHA) og Neutral Hydrophilics (NEU)), har vist seg å kunne være svært nyttig verktøy både for å vurdere hvilke humusfjerningsprosesser som er mest velegnet, og for driftsoptimalisering og vurdering av renseseffekter (Eikebrokk et al, 2006; Juhna and Melin, 2007; Eikebrokk et al, 2007). SINTEF har i de siste par årene anvendt slik hurtigfraksjonering i kombinasjon med BDOC-analyse i flere prosjekt. Effekten av ulike typer vannbehandling på vannets begroingspotensial er for øvrig undersøkt av bl.a. Hem & Charnock (1999). Generelt vil oksidasjonsprosesser som klorering, og spesielt ozonering, øke vannets potensial for biofilmdannelse, mens koagulering og partikkelseparasjon og biofiltrering er rense-

prosesser som reduserer dette potensialet. Optimal drift av renseprosessen er også svært viktig både for å redusere begroingspotensialet og for å redusere andre årsaker til vannkvalitetsendringer i ledningsnett, som for eksempel partikkeltilførsel, restkoagulant, korrosjonskontroll, osv (Eikebrokk, 2009).

Et mulig alternativ til å fjerne BOM er å dosere kloramin i så høye konsentrasjoner at biofilmdannelse inhiberes (hemmes). I fullskala forsøk i Vestfold har en vist at kloramindosering har en dempende effekt på dannelse av biofilm, men at dosene må tilpasses vannkvaliteten for øvrig for at dette skal lykkes (Hem og Saeid, 2009). Er dosen for lav vil denne kun ha effekt nære behandlingsanlegget. Å dosere klor, for eksempel som natriumhypokloritt, for å begrense biofilmdannelsen, vil normalt kreve klordoser langt over det norske abonnerter vil godta, og som kan gi uakseptable konsentrasjoner

av kloroform og andre biprodukter fra kloreringen.

Enkelte materialer som benyttes i bassenger og rør kan lekke ut stoffer som forårsaker uønsket lukt og smak eller som kan gi økt biofilmdannelse. Dette er observert i bassenger som er malt innvendig, fra betong der slike stoffer er tilsett eller smurt på betongen eller fra enkelte PE-rør. Problemene er normalt knyttet til nye rør og bassenger med liten vannutskifting (Skjevraak, 1999, Hem and Skjevraak, 2002, Hem, 2007). Enkelte stoffer som lekker ut, gir ikke lukt og smak direkte, men nedbrytningsproduktene etter biologisk nedbrytning i biofilmen kan gi lukt og smak (Skjevraak, 2002).

I vannbehandlingsanleggene tilsettes koagulant, polymerer, kalk og alkalisk masse som enten er partikulær eller danner partikler etter reaksjoner med NOM eller vannet. Partiklene fjernes i vannbehandlingsanlegget, men små rester vil kunne følge med det ferdigbehandlede vannet. Selv om for eksempel 0,05 mg Al/l ikke bidrar med mer enn 0,15 mg SS/l kan dette over tid, eventuelt sammen med korte turbiditetstopper, gi lokal akkumulering av sedimentert materiale der vannhastigheten er liten (Vreeburg et al, 2009).

Partikler som kommer inn i ledningsnett eller som dannes der pga. utfelling, vil sedimentere i deler av nettet med lav vannhastighet. Dette er velkjent for alle som arbeider med drift og vedlikehold av nettet, og avbøtende tiltak er spyling, eventuelt supplert med pluggkjøring. Når vannhastigheten i rørene

øker, eller strømningsretningen snus, vil sedimentene kunne rives med. I tillegg vil en del typer utfellinger kunne løses opp igjen i vannet, eksempelvis kan jern(III)hydroksid ved oksygenvikt i vannet reduseres til jern(II) som er betydelig mer løselig i vann enn jern(III).

Ledningsnett i Norge preges dessverre av at det er mange små og litt større lekkasjer av vann ut av rørene. Dersom trykket i rørene skulle bli borte, og i enda større grad dersom det skulle bli undertrykk i rørene, kan vann som befinner seg i grøften utenfor vannrørene, suges inn i disse. Fordi vann- og avløpsledningene gjerne legges i samme grøft, og avløpsrørene ofte har lekkasjer, er det stor fare for at vann som befinner seg i grøften er forurenset. Innsug av forurenset vann har ofte vært mistenkt å være årsaken til sykdomsutbrudd forårsaket av mikroorganismer i drikkevannet, senest på Røros i 2007 (Jacopanec et al., 2008). Wahl (2005) viste at eksponering for episoder med trykkløst nett ga en statistisk signifikant økning i sannsynlighet for mage- og tarminfeksjoner, og dette er en bekreftelse på at overtrykk i nettet er av viktig helsemessig betydning.

## Noen eksempler på endringer i vannkvalitet pH-økning

Dersom en har sementmørtelforede rør, og vannet har lang oppholdstid i disse, vil kalk løses ut fra sementen og gi en pH-økning i vannet. Ski kommune får sitt vann fra Skullerud vannrenseanlegg i Oslo, og dette anlegget ble bygget om fra kun klordosering til et anlegg med humus-

ferning og korrosjonskontroll i 1994. 1991-92 ble det i området Brusaga målt en midlere økning av pH fra 6,4 til 8,3 og en økning i kalsiuminnholdet fra 3,4 til 5,7 mg Ca/l. Det ble i enkeltprøver målt pH > 9. I 1995-98, dvs. etter at vannet ble alkalisert og karbonatisert, ble det målt en midlere pH-økning fra 7,9 til 8,0, så i dette tilfellet var alkalisering og karbonatisering tilstrekkelig til å forhindre en ukontrollert pH-økning.

På Lillehammer har de et i norsk sammenheng godt bufret rentvann med alkalitet 1,1- 1,2 mekv/l og pH 7,5-8. Etter at det var lagt en ny vannledning med innvendig sementmørtelføring frem til Sjusjøen ble det målt pH-verdier i kranvannet på over 9 (Bungum, 1998). Etter hvert har imidlertid vannforbruket i området økt, samt at utlekking av kalk har sunket fordi det er mindre kalk i det ytterste laget av sementmørtelen, og det er ikke lenger problemer med høy pH.

### Jern og mangan

I et fåtall vannverk med grunnvann som råvannskilde kan innholdet av jern i behandlet vann være høyt. Jern er da på redusert form, og når dette oksideres felles det ut som jernhydroksid og gir et rødbrunt, partikkelholdig vann. Ved enkelte vannbehandlingsanlegg som bruker jernbaserte koagulanter, og der koagulering og/eller partikkelseparasjonen fungerer dårlig, er det også målt for høye jernkonsentrasjoner i ledningsnett. Det store problemet i Norge med hensyn til jern i vannet i ledningsnett er imidlertid korrosjon. Selv der en har et prosess-trinn for korrosjonskontroll i behand-

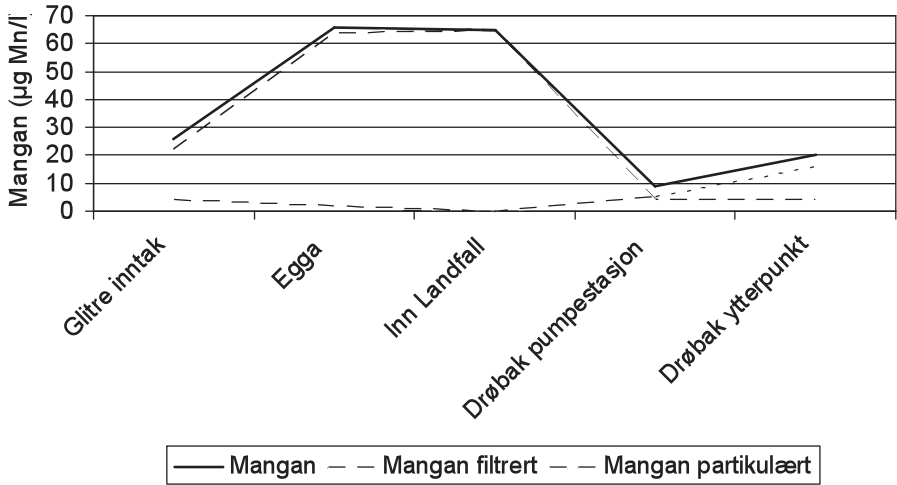
lingsanlegget har en noe korrosjon i støpejerns- og stålrør uten innvendig beskyttelse, og dette kan gi akkumulering av jernhydroksid i nettet, spesielt i endeledninger. Ett eksempel er Ski kommune, som får sitt drikkevann fra Oslo, der jerninnholdet i vannet økte jo lenger en kom fra vannbehandlingsanlegget (Hem, 1999).

Mangan er sjelden et problem i norske vannverk med overflatevann som råvann, men enkelte steder kan det lekke manganholdig vann inn i overføringstunneler. Et eksempel på dette er vist i figur 3, der manganholdig vann trengte inn i en overføringstunnel fra Glitrevann (Glitrevannverket) mot vannbehandlingsanlegget på Landfall.

Oppløst toverdig mangan lakk inn i tunnelen og bidro til at manganinnholdet ble mer enn doblet. Etter hvert som vannet ble distribuert, til dels via lange overføringsledninger, ble toverdig mangan oksidert til fireverdig, som felte ut som manganoksid. Både totalt mangan og mangan på filtrert prøve sank kraftig på nettet, mens partikulært mangan økte noe. Dette innebar en viss akkumulering av manganholdig slam i ledningsnett, og i slamprøver fra et høydebasseng utgjorde manganoksid 18 % av suspendert stoff (Glitrevannverket har nå iverksatt tiltak i råvannstunnelen for å redusere mengden mangan som tilføres ledningsnett).

### Biologisk lett nedbrytbart organisk materiale

Ozon er et kraftig oksidasjonsmiddel, og deler opp større molekyler til mindre,



Figur 3. Eksempel på manganinnholdet i vannet fra inntaket ved Glitre til ytterpunkt i ledningsnett (etter Hem, 1997).

som kan gi grunnlag for biologisk vekst. Et eksempel er vist i figur 4, der vannbehandlingen i Bærum frem til ca. 1997 kun besto i ozonering for å fjerne farge og dosering av klor. Begroingspotensialet økte kraftig, men sank utover ledningsnett og pga. den biologiske aktiviteten som var der. Resultatet ble svært høye kimtall og mye slamdannelse i ledningsnett. (Bærum har i dag en vannbehandling der humus fjernes ved koagulering og direktefiltrering, og har derfor ikke lenger de samme problemene med biologisk vekst på nettet.)

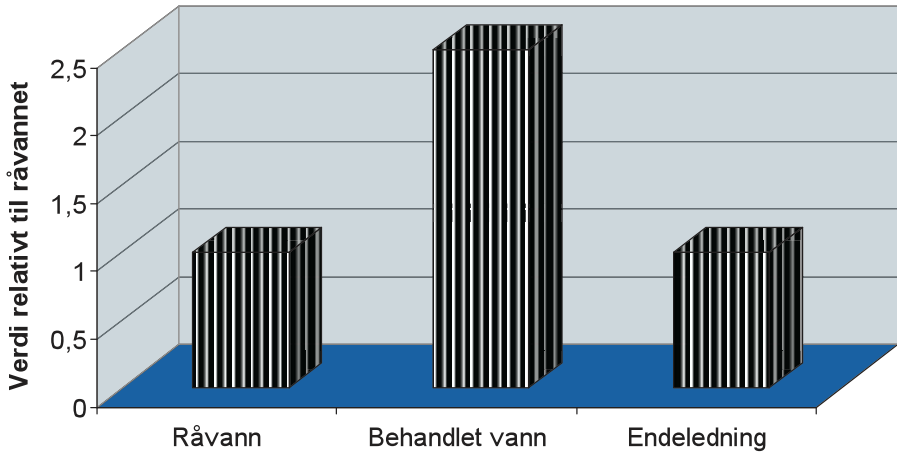
### Muligheter for å måle endringer i vannkvalitet på nettet

Prøvetaking og analyse av vann er den dominerende form for overvåking av vannkvaliteten i ledningsnett. Dette er et godt verktøy for dokumentasjon og sta-

tistisk bearbeiding av historisk vannkvalitet, forutsatt et representativt valg av prøvetakingspunkter. Dette kan også være et egnet verktøy til å vise hvordan vannkvaliteten endrer seg med avstanden fra behandlingsanlegget, endringer over tid og langsiktig respons på tilsiktede eller utilsiktede endringer i vannkvaliteten fra behandlingsanlegget. Prøvetaking og vannanalyse, med opptil en ukes responstid på analyseresultatene, vil imidlertid selvsagt ikke være noen egnet måte å overvåke vannkvaliteten med hensyn på å oppdage en hendelse før denne medfører konsekvenser av helsemessig karakter. Likeledes vil effekten på vannkvalitet til abonnent av kortvarige endringer i fysisk-kjemisk vannkvalitet fra behandlingsanlegget være vanskelig å fange opp med slik prøvetaking og vannanalyse.

Prøvetaking av spyleslam er den eneste praktiske måten å ta representative prøver





Figur 4. Effekt av ozonering på begrensingspotensialet målt som AOC etter vannbehandling og i en endeledning (etter Hem et al., 1997).

for analyse av slam og sedimenter i rørene uten å stenge av og drenere ledningen. Hem (2008) benyttet denne metoden som en del av arbeidet med å kartlegge lang-siktige effekter av spyling på vannkvaliteten. Svakheterne med slik prøvetaking er manglende harmonisering av metoden, både hva gjelder spylemetode og spylehastighet, med eller uten samtidig pluggkjøring, og mulighetene for å ta en representativ prøve av spyleslammet.

Online måling av fysisk-kjemisk vannkvalitet er vanlig i vannbehandlingsanlegg, men er stort sett fraværende når det er snakk om å overvåke vannkvaliteten i ledningsnett. De få erfaringene en har med måling av turbiditet og pH på nettet tilsier at det må legges ned betydelige ressurser i drift og vedlikehold av slike sensorer for å få nytte av måleresultatene.

Utstyr for online måling av enkelte mikrobiologiske parametre finnes, og i Norge er spesielt Colifasts utstyr for diskontinuerlig måling av *E.coli* kjent. Det

må imidlertid antas at behovet for drift og vedlikehold av slikt utstyr ikke er mindre enn for fysisk-kjemiske parametre, og utplassering av en rekke slike sensorer vil også bli kostbart. Siden målerne ikke gir et umiddelbart svar vil en ikke fange opp eksempelvis episoder med innsug før det forurensede vannet er spredt utover nettet.

Online måling av indikatorparametre som er enkle å måle kontinuerlig i felt er en mulighet for overvåking av forholdene på nettet. Eksempelvis er overtrykket i ledningsnett den sikkerheten vi har mot inntrengning av forurenset vann, slik at måling av trykk vil være en egnet indikatorparameter for faren for undertrykk.

### Behov for utvikling av nye sensorer for overvåking av vannkvalitet på nettet

Dersom en skal oppnå en overvåking av vannkvaliteten i ledningsnett, vil dette

kreve at det innhentes informasjon fra en rekke punkter i nettet. Dersom denne overvåkingen skal baseres på online overvåking sier det seg selv at en er avhengig av sensorer som er enkle og driftssikre for å unngå at behovet for tilsyn og drift av sensorene utgjør en uoverstigelig barriere mot slik overvåking. Eksempler på vannkvalitetsparametre eller andre indikatorparametre som er enkle og kan benyttes til å varsle om vesentlige endringer i et vannforsynings-system er temperatur, ledningsevne og trykk. Eksempelvis kan en som nevnt over overvåke om det er fare for innsug av forurenset fremmedvann ved å overvåke trykket i utvalgte punkter på nettet. Et annet interessant alternativ for online overvåking av en rekke parametre er bruk av UV-Vis spektrometri. Metoden er imidlertid fortsatt under utvikling for ledningsnett (Broeke, 2009).

En spesiell utfordring utgjør den store datamengden som vil bli generert av en rekke online sensorer. I første omgang er det snakk om en effektiv sanntids overføring av data, slik at en er i stand til å fange opp avvik raskt. Dernest er det nødvendig med bearbeiding av datamengdene slik at en får nyttiggjort seg av dette materialet. Et scenario som i aller høyeste grad er uønsket, men dessverre ikke helt usannsynlig, er at en samler inn store mengder data for vannkvalitet eller fra indikatorer på vannkvalitet, men unnlater å nyttiggjøre seg av datamengden fordi den er så stor at det vil kreve store ressurser å bearbeide den.

## Modellering og andre verktøy – muligheter og begrensninger

I EU-prosjektet TECHNEAU er det under utvikling et verktøy for modellering av vannkvalitet i ledningsnettet (Wricke et al, 2007). Modellen baseres på konseptmodellen vist i figur 1. Den inkluderer modellering av partikkelbidrag fra korrosjon (Østerhus, 2009), biologisk vekst (Hammes et al, 2007; Rubulis et al, 2007), og partikkeltransport (Vreeburg et al, 2008), som integreres i en hydraulisk modell (Wricke et al, 2007). Alternative partikkeltransport-modeller (Ryan et al, 2008) kan også tenkes å integreres i modellen. Når et slikt verktøy er utviklet, vil det være mulig å indikere hvilken effekt endringer i for eksempel vannbehandling vil få for vannkvalitet på nettet. Begrensningen i et slikt modellverktøy ligger i den betydelige mengden informasjon som skal til for å kalibrere modellen til det enkelte ledningsnettet. Basis for modellen er en hydraulisk modell, som selvsagt også må være kalibrert og verifisert.

Konsekvensen av den betydelige mengden informasjon som er må fremskaffes før en slik modell kan tas i bruk med noen grad av nøyaktighet, er at et slikt verktøy primært vil være nyttig for de som allerede har en god oversikt over både hydrauliske forhold, vannkvalitet i ledningsnettet og de prosessene som påvirker denne vannkvaliteten. Modellen vil derfor være et supplement til, og ikke en erstatning for, overvåking av vannkvaliteten.

En god hydraulisk modell vil i seg selv kunne være et betydelig positivt bidrag

ved at en ved bruk av en slik modell kan få et bedre grunnlag for valg av prøvepunkter og/eller lokalisering av ulike typer sensorer. Eksempelvis vil en ved bruk av trykksensorer for å få et varsel om fare for at forurenset fremmedvann kan trenge inn i ledningen ha stor nytte av en hydraulisk modell for å kunne anslå hvor slik fare vil være størst under normale driftsforhold. Ved større lekkasjer og ledningsbrudd vil en alltid måtte forvente at det er en fare for undertrykk i området rundt lekkasjen/bruddet.

I kjølvannet av arbeidet med utvikling av modell for vannkvalitet i ledningsnett, er det utviklet en rekke andre relaterte verktøy som kan benyttes i forbindelse med drift og overvåking av vannkvalitet og ledningsnett. Eksempler på slike verktøy er ”Resuspension Potential Method” (RPM) for bestemmelse av risikoen for misfarget vann og behov for spyling av ledninger (Vreeburg et al, 2008), metode for optimalisering av spytleplaner (Korth et al, 2008) og spyling (Vreeburg et al, 2008), kriterier for design av selvrensende ledningsnett (Vreeburg, 2009), forslag til hydraulisk forbruksmodellering (Vreeburg, 2009) som vil gi en betydelig økning i nøyaktigheten til den hydrauliske modellen hvilket også er en forutsetning for en god vannkvalitetsmodell.

### Konklusjoner

Vannkvalitetsendringer i drikkevannsledningene er noe som ofte skjer, og skyldes både fysisk-kjemiske og mikrobiologiske prosesser, i tillegg til inntrengning av forurenset vann.

Årsakene til vannkvalitetsendringene er delvis at vannbehandlingen ikke er tilstrekkelig til å hindre korrosjon, biofilmdannelse med mer, og delvis materialene i og tilstanden til ledningsnett.

Overvåking av vannkvalitet på nettet utføres dels for dokumentasjon, dels for å kartlegge endringer under vanntransport og dels for å øke sikkerheten i vannforsyningen. Disse tre formålene krever ulike typer måleprogrammer, og til dels ulike vannkvalitetsparametre. Det er et behov for egnede parametre og sensorer for sanntids overvåking som ikke gir et urimelig stort behov for drift og tilsyn.

Det er i de senere årene utviklet en rekke metoder og verktøy for optimalisering av drift og tilsyn av ledningsnett og vannkvalitet. Dette inkluderer også modellering og økt forståelse av hvilke prosesser som forekommer og betydningen av disse for vannkvaliteten i ledningsnett. Det er også i mye større grad vist hvor viktig vannbehandlingsprosessene og optimaliseringen av disse er for hva som skjer i ledningsnett.

### Referanser

Broeke, J.V.D. (2009): ” Integrated UV-Vis parameters for distribution network monitoring”. Techneau report D3.5.4 and D3.5.6.

Bungum, S. (1998): Personlig meddelelse. Lillehammer kommune.

Eikebrokk, B., Juhna, T. and Østerhus, S.W. (2006): ” Water treatment by enhanced coagulation – Operational status

and optimization issues". Techneau report D5.3.1a.

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 D5.3.2a.

Eikebrokk, B. (2009): "Water treatment: Optimization with respect to what?", paper in "TECHNEAU: Safe Drinking Water from Source to Tap, State-of-art & Perspectives", Editor(s): Theo van den Hoven and Christian Kazner, IWA publishing, ISBN: 9781843392750.

Hammes, F., Vital, M., Egli, T., Rubulis, J. and Juhna, T. (2007): "Modeling planktonic and biofilm growth of a monoculture (*P. fluorescens*) in drinking water", Techneau report D5.5.9.

Hem, L. J. (1997): Presentasjon i møte på Glitrevannverket nov/des.

Hem, L.J., Norgaard, E. og Efraimsen, H. (1997): Begroing i drikkevannsledninger. NIVA-rapport 3576-96.

Hem, L. J. (1999): Drikkevannskvalitet i Ski kommune – vannkvaliteten i det kommunale ledningsnett. Aquateam-rapport 98-096.

Hem, L. J. and Charnock, C. (1999): Biofilm formation potential in Norwegian waterworks – the influence of raw water

quality and treatment technology. Proceedings, 1999 AWWA Annual Conference and Exposition, Chicago June 20-24.

Hem, L. J., Vik, E. A. and Bjørnson-Langen, A.(2000): Water treatment to reduce internal corrosion in the drinking water distribution system in Oslo. Water Science and Technology; Water Supply, Vol 1 No 3 pp 91-96.

Hem, L.J. and Efraimsen, H. (2001): AOC in MW fractions of NOM. Water Research :35:4:1106-1110.

Hem, L. J. and Skjevraak, I. (2002): Potential water quality deterioration of drinking water caused by leakage of organic compounds from materials in contact with the water. 20 th NoDig conference, Copenhagen May 28-31 2002.

Hem, L. J. (2007): Hvilke forhold har betydning for biofilmdannelse i drikkevannsledninger? VANN, 42:3:283-289.

Hem, L. J. (2008): Vannkvalitetsendringer i drikkevannsledninger. SINTEF-rapport SBF IN F08312.

Hem, L. J. og Saeid, A. (2009): Effekt av kloramindosering på biofilmdannelse i drikkevannsledninger. Foredrag ved Vannforsyningskonferansen, 10. juni, Stavanger.

Jakopanec, I., Borgen, K., Vold, L., Lund, H., Forseth, T., Hannula, R. and Nygård, K. (2008). A large waterborne outbreak of campylobacteriosis in Norway: The

- need to focus on distribution system safety. *BMC Infectious Diseases* 2008, 8:128, doi:10.1186/1471-2334-8-128. Open access ([www.biomedcentral.com/1471-2334/8/128](http://www.biomedcentral.com/1471-2334/8/128)).
- Juhna, T. and Melin, E. (2006): "Ozonation and biofiltration in water treatment – operational status and optimization issues", *Techneau report D5.3.1b*.
- Korth, A., Richardt, S. and Wricke, B. (2008): "Strategy for development of optimized flushing plans". *Water Asset Management International*, 4, 9-12.
- Niquette, P., Servais, P. and Savoie, R. (2001): Bacterial dynamics in the drinking water distribution system of Brussels. *Wat. Res.*, 35:3:675-682.
- Rubulis, J., Juhna, T., Henning, L. and Korth, A. (2007): "Methodology for modelling bacterial growth in drinking water systems", *Techneau report D5.5.4*.
- Ryan, G., Mathes, P., Haylock, G., Jayaratne, A., Wu, J., Noui-Mehidi, N., Grainger, C. and Nguyen, B.V. (2008): Particles in water distribution system. Research report no 33, CRC for Water Quality and Treatment.
- Skjevraak, I. (1999): Luktepisoder forårsaket av kjemisk forurensing av drikkevann. *Vann*, 34, 4, 775-778. *Vann*, 34, 4, 775-778.
- Skjevraak, I. (2002): Naturlig biofilm i vannledning - en mulig kilde til luktepisoder på drikkevannsforsyningen. *Vann*, 37, 4, 297-300.
- Teasdale, P., O'Halloran, K., Doolan, C. and Hamilton, L. (2007): Literature Review on Discoloured Water Formation and Desktop Study of Industry Practices. Research report no 51, CRC for Water Quality and Treatment.
- Vreeburg, J.H.G., Schippers, D., Verberk, J.Q.J.C and van Dijk, J.C. (2008): Impact of particles on sediment accumulation in drinking water distribution systems. *Wat. Res.*, 42: 4233-4242.
- Vreeburg, J. (2009): "Particles and sedimentation". Presentation at *Techneau-Secureau workshop*, Porto.
- Wahl, E. (2005): Helseisriko ved trykkløse vannledningsnett. *Proceedings, Vannforsyningsdagene 2005*.
- Wricke, B., Henning, L., Korth, A., Vreeburg, J., Schaap, P., Osterhus, S., Juhna, T., Hammes, F., and Coelho, S. (2007): Particles in relation to water quality deterioration and problems in the network. *Techneau report D5.5.1 and D5.5.2*.
- Østerhus, S.W. (2009): "Corrosion and corrosion modelling", paper in "TECHNEAU: Safe Drinking Water from Source to Tap, State-of-art & Perspectives", Editor(s): Theo van den Hoven and Christian Kazner, IWA publishing, ISBN: 9781843392750.