

# NOM-fraksjonering og BDOC-analyser: Effektive verktøy for diagnose av vannbehandlingsprosesser og vurdering av optimaliseringstiltak?

*Av Bjørnar Eikebrokk og Gøril Thorvaldsen*

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

*Gøril Thorvaldsen* er forskningsingeniør samme sted med ansvar for vannanalyselaboratoriet.

Innlegg på fagtreff i Norsk vannforening 16. november 2009

## Innledning

SINTEF innledet i 2002 et samarbeid med Australian Water Quality Centre (AWQC) om hurtigfraksjonering av naturlig organisk materiale (NOM) i drikkevann. Som del av samarbeidet ble vannprøver fra et titall norske og australske vannverk analysert med de samme teknikker og resultatene ble sammenlignet med hensyn til NOM-sammensetning og -egenskaper (Eikebrokk et al. 2007; Fabris et al., 2009). Siden den gang har SINTEF utført slike analyser for en lang rekke vannverk, og man har supplert NOM-fraksjoneringen med en modifisert metode for rask bestemmelse av vannets vekstpotensial (BDOC) basert på forskjell i DOC-konsentrasjon i inn-

løps- og utløpsvann fra en rekke seriekoblede bioreaktorer. Dette arbeidet har i stor grad foregått som en del av EU-prosjektet TECHNEAU ([www.techneau.eu](http://www.techneau.eu)).

NOM-fraksjonering og BDOC-analyser som beskrevet her, representerer etter vår oppfatning svært nyttige verktøy for diagnose av vannbehandlingsprosesser, for vurdering av optimaliseringsbehov og optimaliseringstiltak – også med tanke på kontroll av biologisk vekst og biofilmdannelse i vannledningsnett. I denne artikkelen søker vi derfor å illustrere nytteverdien av disse verktøyene med basis i eksempelstudier fra norske vannverk i perioden 2007-2010. Mer om disse teknikkene og anvendelsen av dem finnes i Techneau Newsletter (2010).

### Sammendrag

For å ivareta sikkerheten og hindre vannbårne sykdomsutbrudd stiller den norske drikkevannsforskriften krav om tilstedeværelse av minst to hygieniske barrierer i alle godkjenningspliktige vannforsynings-systemer. Drikkevannsforskriften (HOD, 2001) bygger på EUs drikkevannsdirektiv, som ved den neste revisjonen i 2011 vil innføre krav om helhetlige planer for vannforsyningsikkerhet (Water Safety Plans, WSP). Dette innebærer i korthet at man i Norge må videreutvikle arbeidet med helhetlige risiko- og sårbarhetsanalyser (fareanalyser) for alle elementer i vannforsyningen fra kilde til tappekran, samt identifisere og følge opp utvalgte kritiske kontrollpunkter for å redusere sannsynligheten for uønskede hendelser samt konsekvensene dersom slike inntreffer.

For å ivareta sikkerheten i et helhetlig perspektiv, er det nødvendig å fornye dårlige vannledninger og derved redusere ut-/innlekking og fare for kontaminering, samt å drive vannbehandlingsanleggene optimalt i henhold til drikkevannsforskriftens bestemmelser og kvalitetskrav. Man vet at flere vannbehandlingsprosesser kan utgjøre en effektiv barriere, forutsatt at de drives optimalt. Videre vet man at mikroorganismer, inklusive de sykdomsfremkallende (patogene), kan overleve og sogar formere seg i slamavsetninger og biofilmer på distribusjonsnettet. I et helhetlig sikkerhetsperspektiv er det derfor viktig ikke bare å drive vannbehandlingsanleggene optimalt, men også å sikre at kvaliteten på vannet som sendes ut på nettet er slik at man minimaliserer risikoen for: 1)

partikkelutslipp og påfølgende slamavsetninger (spesielt turbiditetstopper og restkoagulanter som kan forårsake etterfelling), 2) korrosjon og dannelse av korrosjonsprodukter, og 3) biofilmdannelse. Såvel biofilmer som korrosjonsprodukter og slamavsetninger vil under visse forhold (f. eks økt vannforbruk/uttak) rives løs fra den innvendige røroverflaten. Den tilhørende misfargingen av vannet er en av de vanligste årsaker til klager fra konsumentene, men forholdet har også et hygienisk aspekt ved at mikroorganismer/patogener rives løs fra avsetninger og biofilmer i rørene.

Dette innlegget omhandler nye verktøy som kan anvendes i arbeidet med en slik helhetlig sikring av drikkevannsforsyningen, herunder forhold som kan bidra til å ivareta sikkerheten i såvel vannbehandling som distribusjon. Det fokuseres spesielt på NOM-fraksjonering og BDOC-analyser som verktøy for diagnose av vannbehandlingsprosesser og for vurdering av biostabilitet og tilhørende potensial for biofilmdannelse i rørledningsnettet.

### Barrieresvikt og sykdomsutbrudd

American Water Works Association undersøkte totalt 619 sykdomsutbrudd i USA i perioden 1971-1998, og konkluderte med følgende fordeling av årsaksforhold (Craun og Calderon, 2001):

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

I Europa ble det gjort en tilsvarende undersøkelse av vannbårne sykdomsutbrudd for 86 hendelser fra ulike europeiske vannverk (Microrisk 2006). 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 %). Analysene fra Microrisk-prosjektet konkluderte videre med at det er stor sannsynlighet for at vannbårne sykdomsutbrudd generelt er betydelig underrapportert, og at bare ca. 5 % av forurensingstilfellene på nettet ble oppdaget.

Disse tallene illustrerer viktigheten av å fokusere på sikkerhet i alle elementer i vannforsyningen, og at svikt i vannbehandlingen og forurensing på nettet kan være årsak til minst 60-80 % av kjente vannbårne sykdomsutbrudd.

### **Naturlig organisk materiale (NOM): En joker for optimalisert behandling og distribusjon?**

NOM kontrollerer og påvirker nær sagt alle former for vannbehandling samt viktige prosesser på ledningsnettet som korrosjon og biologisk vekst/biofilmdannelse (Eikebrokk et al, 2007a).

NOM dannes ved en kompleks syntese av organisk stoff fra nedbrytning av planterester, alger og mikroorganismer. Derfor vil ikke bare konsentrasjonene, men også egenskapene til NOM variere i tid og sted. Lokal kunnskap om NOM er derfor viktig for så vel valg av vannbehandlingsprosess, som dimensjonering

og sikker drift av vannbehandlingsanlegg og distribusjonssystem.

### **NOM-fraksjonering og BDOC-analyse**

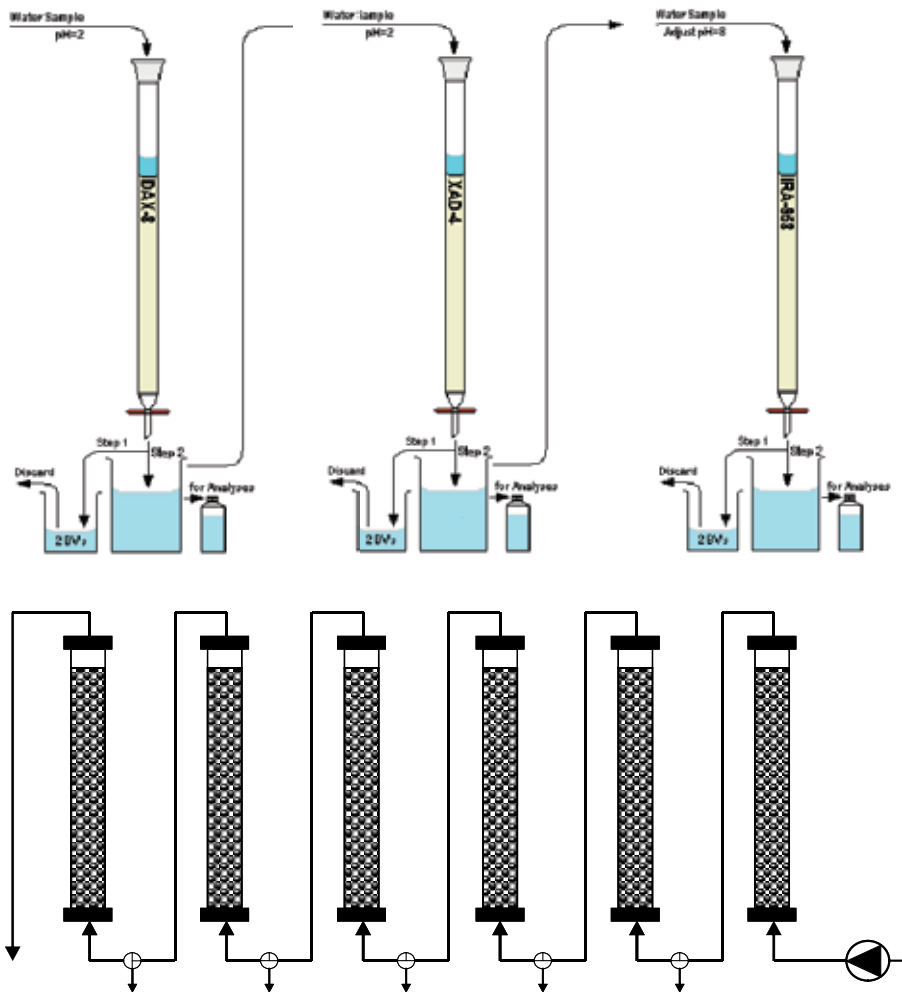
Ulike verktøy er tilgjengelige for karakterisering av NOM. Her skal beskrives to enkle teknikker: 1) Hurtigfraksjonering av NOM, og 2) Analyser av bionedbrytbart organisk karbon (BDOC) basert på seriekoblede biofilterkolonner (bioreaktorer). Sistnevnte er en SINTEF-videreutvikling av eksisterende metoder foretatt som del av EU-prosjektet Techneau ([www.techneau.eu](http://www.techneau.eu)).

Disse teknikkene kan gi informasjon om følgende:

- 1) Sammensetning av NOM med fordeling på hydrofobe humusforbindelser og mer hydrofile forbindelser (f.eks alge- og bakterierester, byggestener)
- 2) Forventet behandlbarhet/reuseffekt ved ulike metoder
- 3) Driftsdiagnose av eksisterende vannbehandlingsanlegg, samt potensial for optimalisering
- 4) Potensial for dannelse av desinfeksjonsbiprodukter (DBP)
- 5) Potensial for biofilmdannelse
- 6) Grad av bionedbrytbarhet og nedbrytningshastighet (kinetikk)

De ulike NOM-fraksjoner vil være bionedbrytbare i ulik grad, og som vist senere kan det påvises interessante sammenhenger mellom konsentrasjonen av hydrofile NOM-fraksjoner og bionedbrytbarhet målt som BDOC.

Figur 1 viser en skisse av utstyr og metoder for hurtigfraksjonering av NOM og for BDOC-analyser basert på seriekoblede biofilterkolonner. En nærmere beskrivelse av disse analyseverktøyene følger nedenfor.



Figur 1. Skisse av oppsett for hurtigfraksjonering av NOM (Chow et al, 2004) og BDOC-analyse basert på seriekoblede biofilterkolonner (Eikebrokk, 2009).

## Hurtigfraksjonering av NOM

Hurtigfraksjoneringsmetoden for NOM (DOC) utføres i et oppsett som vist i

figur 1, og er basert på adsorpsjon av ulike fraksjoner av NOM til ulike adsorbenter (Croué et al., 1994; Bolto et al., 1999). Det

anvendes tre seriekoblede glasskolonner (Ø 15 mm; L 300 mm) med ulike adsorbenter (15 mL): DAX-8, XAD-4 og IRA-958 som er grundig rensert på forhånd. En vannprøve på 500 mL forfiltreres (0.45 µm) og justeres til pH 2 (HCl) i forkant av de to første kolonnene og til pH 8 (NaOH) før innløpet til den siste kolonnen før den filtreres gjennom kolonnene med en vannmengde på 3 mL/minutt (0.2 sengevolum/minutt). Prøver av innløps- og utløpsvann tas ut, filtreres (0.45 µm) og analyseres for løst organisk karbon (DOC). Etter hver prøve må adsorbentene desorberes (NaOH), regenereres (HCl) og skylles med avionisert vann (Milli-Q) både før og etter syrebehandlingen. For ionebytteren IRA-958 benyttes NaCl for regenerering sammen med lut og syre.

Følgende NOM-fraksjoner kan identifiseres og kvantifiseres:

- 1) Sterkt hydrofobe syrer, VHA (særlig humussyrer) som adsorberes til DAX-8
- 2) Svakt hydrofobe syrer, SHA (fulvus-syrer) som adsorberes til XAD-4
- 3) Ladet hydrofilt materiale, CHA (proteiner, aminosyrer) som adsorberes til anionebytteren IRA-958
- 4) Nøytralt hydrofilt materiale, NEU (polysakkarider) som ikke adsorberes til noen av de anvendte resiner

Resultatene presenteres som konsentrasjoner av DOC-innen de ulike fraksjoner eller som andeler (%) av total DOC. De typiske humusfraksjoner (VHA, SHA) vil normalt dominere i de fleste overflatevann, med typiske konsentrasjonsandeler i området 70-90 %. Dette er nor-

malt aromatiske og relativt høymolekylære forbindelser, som er bestemmende for vannets farge, UV-transmisjon og koagulantbehov. Vannets innhold av hydrofobe NOM-forbindelser kan derfor benyttes som utgangspunkt for prediksjon av vannets koagulerbarhet og mulige DOC-reduksjon etter slik behandling. De hydrofile fraksjonene er mer lavmolekylære og utgjøres i hovedsak av rester, og ekskresjonsprodukter fra alger og bakterier, herunder proteiner, fettsyrer, m.v. Disse er langt mer bionedbrytbare enn de hydrofobe NOM-fraksjonene, og relateres ofte til biologisk vekst, biofilmdannelse og fouling av membraner.

Typiske fordelinger av ulike NOM-fraksjoner i råvann og i vann fra ulike rensetrinn er vist i figur 2.

### **BDOC-analyse med seriekoblede biofilterkolonner**

Bionedbrytbar organisk karbon (BDOC) i vann kan måles i batch som differansen i DOC før og etter kontakt med en suspendert bakteriekultur i en inkubasjonsperiode på 10-30 døgn inntil man ikke lenger kan observere noen reduksjon i vannets DOC (Servais et al. 1987). Men BDOC kan også måles i kontinuerlige systemer, og SINTEFs analyseoppsett (figur 1) er en modifisering av en kontinuerlig, bioreaktorbasert BDOC analyse (Lucena et al, 1990) som gir betydelig raskere resultater.

SINTEFs oppsett anvender seks seriekoblede biofilterkolonner (H 290 mm; Ø 25 mm, Chromaflex, USA) som er fylt med 200 g glasskuler (Ø 6 mm, overflate 3.76 cm<sup>2</sup>/g). Filtersengens volum regnet som tom seng utgjør 147 mL, og pore-

volumet utgjør ca. 70 mL: Vann pumpes oppstrøms gjennom kolonnesystemet av en peristaltisk pumpe med variabel kapasitet (REGLO Analog tubing pump ISM 828, Ismatec, CH). Pumpekapasiteten kan tilpasses vannprøven og nedbrytningshastigheten på det organiske stoffet i prøven. For norsk humusvann har vi funnet det gunstig å anvende en pumpekapasitet på 1.63 mL/minutt, tilsvarende en oppholdstid regnet på tom filterseng (Empty Bed Contact Time: EBCT) på 1.5 time i hver enkelt filterkolonne, dvs. totalt 9 timer i hele systemet.

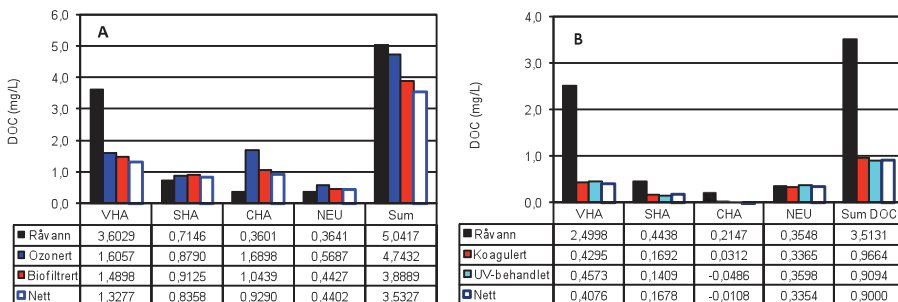
Kolonnene ble opprinnelig inokulert ved pumping av en blanding av råvann og ozonert-biofiltrert vann fra et pilotanlegg ved VIVA, Trondheim. Nå opprettholdes den biologiske aktiviteten i kolonnene i perioden mellom prøveanalyser ved å sirkulasjonspumpe ozonert vann fra VIVA fra en 5-L beholder gjennom kolonnene og tilbake til beholderen. Vannet i beholderen skiftes ut med et intervall på noen dager. Alle forsøk og analyser utføres ved romtemperatur og kolonnene er plassert i et mørkt rom og dekket med svart plast for å hindre lystilgang og algevekst.

Når en vannprøve skal analyseres, startes pumpingen av den aktuelle prøven om ettermiddagen og fortsetter over natten, noe som sikrer en akklimatiseringsperiode på ca 18 timer. Etter fullført akklimatisering, startes prøvetakingen fra utløpet den siste kolonnen. Så snart nok prøvolum er samlet opp (ca. 1 time), åpnes en treveisventil (Fig. 1) slik at prøveoppsamling kan skje fra den nest siste kolonnen i rekken. Slik fortsetter prøvetakingen

inntil prøver er tatt fra alle kolonnene. I tillegg tas en prøve av innløpsvannet. Prøvebeholderen veies før og etter analysen for å verifisere riktig vannstrøm. Oppsamlede vannprøver filtreres (0.45  $\mu$ m) og analyseres for løst organisk karbon (DOC) (Teledyne Tekmar TOC Fusion analyser, USA). Konsentrasjonsforskjellen i DOC mellom råvann og utløpsvann fra hver enkelt kolonne utgjør biologisk nedbrutt DOC, dvs. BDOC, og de beregnede BDOC-verdier etter hver kolonne fremstilles som en kurve over BDOC mot oppholdstid EBCT.

Forskjellen i DOC mellom innløpsvann og utløpsvann fra den siste kolonnen i rekken (dvs. for en EBCT på 9 timer) indikerer vannprøvens totale BDOC-verdi (forutsatt at all biodegraderbar DOC er brutt ned, dvs. at kurven har flatet ut), mens forløpet på kurven indikerer nedbrytningskinetikken, dvs hvor raskt nedbrytningen skjer. Eksempler på typiske kurver fra koaguleringsanlegg og fra ozonering-biofiltreringsanlegg er vist i figur 3 og 4, respektive.

Hva er så de maksimale BDOD-verdier man bør tillate for å ha et biostabilt vann? Dette avhenger av flere faktorer som eksempelvis vanntemperatur og restinnhold av desinfeksjonsmiddel (f.eks. klor eller kloramin). Servais et al. (1995) etablerte en støkiometrisk sammenheng mellom BDOC-nivået i behandlet vann og BDOC-forbruket i distribusjonssystemet. Man definerte 0.15 mg BDOC/L som en øvre grenseverdi for biostabilt vann ut fra et vannbehandlingsanlegg. En lavere BDOC ga en så lav bakterieaktivitet at den ikke lenger kunne måles i



Figur 2. Eksempler på fordeling av NOM-fraksjoner i prøver av råvann og behandlet vann fra ozonering-biofiltreringsanlegg (A), og fra koaguleringsanlegg (B).

form av BDOC-reduksjon/forbruk på nettet. Tilsvarende resultater er rapportert av Niquette et al. (2001); Volk and LeChevallier (2000); Laurent et al. (1997); Volk et al. (1994). Siden vekstpotensialet avtar med avtagende vanntemperatur, kan man under norske forhold med kaldt vann sannsynligvis tillate noe høyere BDOC-nivåer, muligens 0.15-0.30 mg/L, selv om man her til lands ikke anvender en desinfeksjonspraksis med doseringsnivåer og restinnhold som bidrag til å kontrollere biologisk vekst i ledningsnettet.

## Eksempelstudier ved norske vannverk

Bruken – og nytteverdien – av de beskrevne diagnoseverktøy skal illustreres via resultater fra anvendelser av NOM-fraksjonering og BDOC-analyser fra to norske vannverk med ulik behandling, henholdsvis koagulering og ozonering-biofiltrering.

### NOM-fraksjoner under vannbehandling og distribusjon

Figur 2 viser fordelingen av de ulike

NOM-fraksjoner i råvann og i behandlet vann. Det er vist resultater etter ulike rensetrinn i ozonerings-biofiltreringsanlegg (A) og fra koaguleringsanlegg (B). I tillegg er det vist resultater fra en nettp prøve fra begge vannverk.

Det fremgår tydelig at humusfraksjonene (VHA+SHA) dominerer råvannet ved begge anlegg (henholdsvis 86 og 84 %). Disse fraksjonene, sammen med den ladede hydrofile fraksjonen CHA, fjernes effektivt i koaguleringsanlegget. Renseeffektene var 72 %, 83 %, 62 % og 85 % for henholdsvis Tot-DOC, VHA, SHA og CHA. Koaguleringen evner ikke å fjerne nøytralt hydrofilt materiale (NEU), men konsentrasjonen av denne er så lav at renseseffekten for DOC likevel blir høy. Konsentrasjonen av de ulike NOM-fraksjoner og de oppnådde renseseffekter synes i liten grad å være påvirket av UV-desinfeksjonen (ca. 40 mJ/cm<sup>2</sup>). Renseeffekten for de ulike NOM-fraksjoner vil normalt øke med økende konsentrasjonsnivå i råvannet, men man bør ved god drift uansett oppnå høye renseseffekter og lave sluttkonsentrasjoner for alle

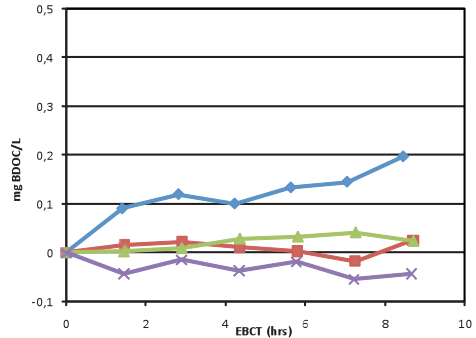
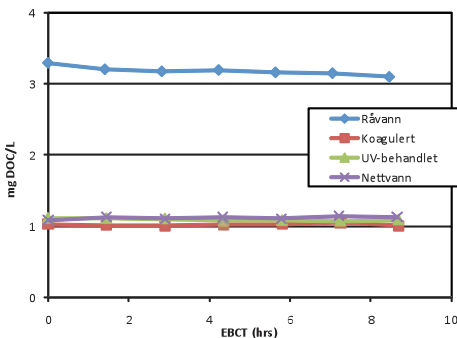
NOM-fraksjoner med unntak av NEU. For sistnevnte fraksjon kan man faktisk noen ganger observere en konsentrasjonsøkning fra råvann til koaguleringsanlegget, noe som kan være et tegn på at man anvender suboptimale koagulantdoser.

I motsetning til koaguleringsanlegget, evner ozoneringen i liten grad å fjerne DOC, men transformerer en stor andel av de hydrofobe - og fargede - humusfraksjoner (hovedsakelig VHA) over til hydrofile DOC-fraksjoner (hovedsakelig CHA). Oppnådd akkumulert DOC-reduksjon i de ulike vannprøver utgjør 6 %, 23 %, og 30 % for henholdsvis ozonert vann, ozonert og biofiltrert vann, og nettvann, mens fargen reduseres til et nivå nær 10 mg Pt/L.

Det fremgår også av resultatene i figur 2 at DOC synes relativt stabil fra koaguleringsanlegget, mens den avtar utover i nettet fra ozonering-biofiltreringsanlegget, noe som kan tyde på større grad av biodegraderbarhet av det organiske stoffet fra dette anlegget.

## BDOC-konsentrasjoner i vannbehandling og distribusjon

Figur 3 viser BDOC-konsentrasjoner i råvann og i prøver av behandlet vann og nettvann fra koaguleringsanlegget. Det fremgår at konsentrasjonene er lave i alle vann typer, men at råvannet synes å ha et innhold av langsomt (tungt) biologisk nedbrytbar DOC.

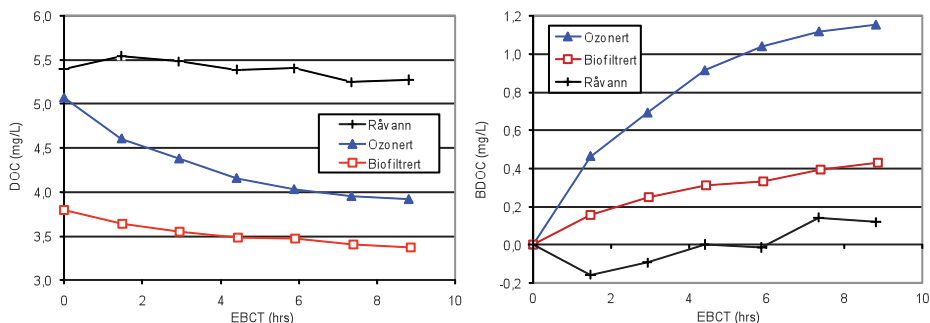


Figur 3. Typiske BDOC-profiler for vannprøver fra koaguleringsanlegg.

Figur 4 viser på tilsvarende måte DOC- og BDOC-konsentrasjonene i råvann, ozonert vann og ozonert-biofiltrert vann fra ozonering-biofiltreringsanlegget. Råvannet har lav BDOC, med verdier på samme nivå som analysenøyaktigheten på  $\pm 0.1$  mg/L. Ozoneringen medfører at fargen og UV-absorbansen reduseres, men BDOC-konsentrasjonen øker betydelig. Det etterfølgende biofilteret evner kun å ta ut bare

en del av det økte vekstpotensialet, slik at utløpsvannet fra dette anlegget inneholder betydelig mer BDOC enn råvannet. Resultatene i figur 4 viser også at biofilteret med fordel kunne vært dimensjonert for en høyere kontakttid (EBCT) enn de 20-30 minutter som normalt anvendes. BDOC-kurven for ozonert vann er bratt i dette området for EBCT, slik at selv en begrenset økning i EBCT ville gitt betydelige





Figur 4. Typiske resultater fra BDOC-analyser av vannprøver fra ozonering-biofiltreringsanlegg.

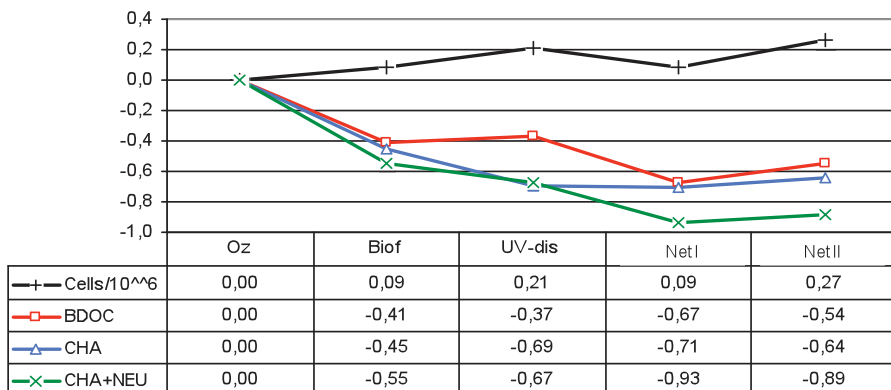
utslag i form av økt omsetning og lavere BDOC-nivå i behandlet vann.

Figur 5 viser konsentrasjonsprofiler for noen sentrale vekstrelevante vannkvalitetsparametere i vannprøver fra ulike trinn i ozonering-biofiltreringsanlegget og fra nettet. Konsentrasjonene er angitt som endringer i forhold til konsentrasjonsnivåene i ozonert vann (satt til null). Tellingen av totalinnhold av aktive bakterieceller ble foretatt via flowcytometri etter en metode som er nærmere beskrevet av Hammes et al. (2008). Figu-

ren illustrerer at bakterietallet øker nedstrøms ozoneringstrinnet og ut på nettet, mens konsentrasjonen av såvel BDOC som de hydrofile NOM-fraksjoner avtar. Det synes altså å være en relativt klar sammenheng mellom substrattilgang (BDOC, CHA, NEU) og bakterievekst.

### Kan vekstpotensial (BDOC) kobles til spesifikke NOM-fraksjoner?

Som figur 5 og tidligere presenterte resultater allerede har antydnet, viser figur 6



Figur 5. Konsentrasjonsendringer relativt til ozonert vann i prøver fra ozonering-biofiltreringsanlegg og nettvann (Eikebrokk et al. 2009).

hvordan BDOC korrelerer svært godt ( $R^2$  0.85) med de hydrofile NOM-fraksjoner (CHA+NEU). Korrelasjonen mellom BDOC og CHA gir om lag samme høye regresjonskoeffisient som angitt i figur 6, mens det ikke ble funnet noen korrelasjon mellom BDOC og de hydrofobe NOM-fraksjoner (VHA og SHA). Figur 6 er basert på analyseresultater fra typisk humusholdig norsk overflatevann fra flere vannverk, såvel råvann som vann som er behandlet med koagulering eller ozonering-biofiltrering. Råvann og koagulert vann har de laveste verdiene, ozonert vann de høyeste, mens ozonert og biofiltrert vann havner i midten. Under en ozonering-biofiltreringsprosess følges kurven oppover fra de lave råvannsverdier og opp til de høyeste verdier som gjelder for ozonert vann. Etter biofiltrering følges kurven nedover igjen, men ikke helt ned til de lave råvannsverdier.

Figur 6 bekrefter at CHA og NEU er biodegraderbare NOM-fraksjoner, og at disse kan utgjøre substrat for biologisk vekst på nettet. En grenseverdi for biostabilt vann i området 0.15-0.30 mg/L som diskutert tidligere, vil i henhold til resultatene i figur 6 tilsvare en konsentrasjon av hydrofile NOM-fraksjoner (CHA+NEU) i området 0.8-1.1 mg/L. For CHA alene tilsvare grenseverdien en konsentrasjon i området 0.4-0.6 mg/L, basert på korrelasjonen med BDOC.

### Oppsummering

Partikkelavsetninger i ledningsnettet grunnet (støtvis) utslipp av turbiditet og etterfelling av restkoagulant fra vannbehandlingen, og dannelse av korrosjon-

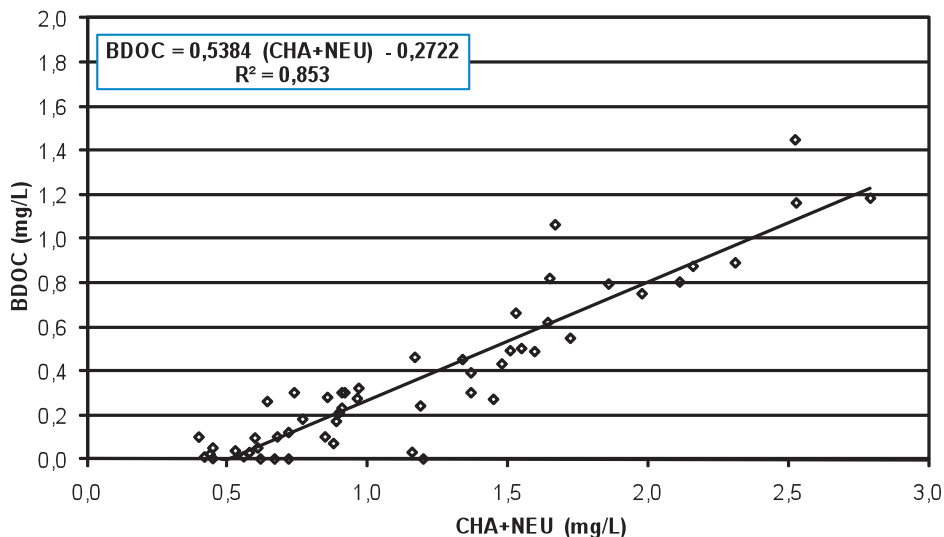
produkter og biofilmer som tidvis skaller av, representerer ikke bare bruksmessige ulemper for abonnentene, men de utgjør også en hygienisk risiko ved at mikroorganismer og patogener kan overleve og vokse i avsetninger og biofilmer.

For å redusere risikonivået i vannforsyningen bør man derfor sørge for at vannbehandlingen drives optimalt - også med hensyn til de prosesser som foregår i distribusjonssystemet. I denne sammenheng kan NOM-fraksjonering og BDOC-analyser være enkle og effektive verktøy som kan anvendes i en rekke sammenhenger, bl.a. for å: 1) Vurdere egnethet av, og diagnostisere eksisterende vannbehandlingsprosesser og driftsforhold, 2) Kartlegge hvorvidt driften er optimal eller nær optimal optimal, også hva gjelder oppnåelige renses effekter for ulike NOM-fraksjoner, 3) Optimalisere vannbehandlingsprosesser - også for kontroll av uønskede prosesser i distribusjonssystemet, 4) Optimalisere styringen av vannbehandlingsanlegg ut fra sesongmessige variasjoner i kvalitet og sammensetning av råvann/NOM, og 5) Kartlegge årsaker til - samt tiltak mot og kontroll av biostabilitet og biologisk vekst i nettvann.

### Referanser

Bolto, B., Abbt-Braun, G. Dixon, D. Eldridge, R., Frimmel, F. Hesse, S. King, S. and Toifl, M. (1999): *Water Sci. and Technology*, 40, 9, 71-79

Chow, C.W.K., Fabris, R. and Drikas, M. (2004): *Journ. Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 53.2, 85-92



Figur 6. Korrelasjon mellom BDOC og hydrofile NOM-fraksjoner for prøver av råvann, ozonert vann, ozonert og biofiltrert vann, koagulert vann og nettvann fra flere norske vannverk.

- Craun, G.F. and Calderon, R.L. (2001): Case Study presented at Riga WA7 Workshop, 4-5 Nov. [www.techneau.eu](http://www.techneau.eu)  
*Journal of AWWA*, 64-70
- Croué, J.P., Martin, B., Deguin, A. and Legube, B. (1994): In: *Natural Organic Matter in Drinking Water*. AWWA, Denver, Co.
- Eikebrokk, B., Fabris, R. Drikas, M. and Chow, C. (2007): In Hahn et al (Eds): *Chemical Water and Wastewater Treatment IX*, 207-219. IWA Publishing, London, ISBN: 1843391457
- Eikebrokk, B., Juhna, T., Melin, E. and Østerhus, S.W. (2007a): Techneau Deliverable D5.3.2, <http://www.techneau.org/index.php?id=120>
- Eikebrokk, B. (2009): Techneau Bergen
- Fabris, R., Chow, C.W.K., Drikas, M. and Eikebrokk, B., (2008): *Water Research*, 42, 4188-4196
- Hammes, F., Berney, M., Wang, Y., Vital, M., Koster, O. and Egli, T. (2008): *Water Research*, 42(1-2), 269-277
- Helse- og omsorgsdepartementet (2001): FOR-2001-12-04 nr 1372
- Laurent, P., Pévost, M., Cigana, J., Niquette, P. and Servais, P. (1997): *Water Research*, 33, 1387-1389
- Lucena, F. Frias, J. and Ribas, F. (1990): *Environmental Technology*, 12, 343-347

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

Microrisk (2006). [http://217.77.141.80/clueadeau/microrisk/publish/cat\\_index\\_6.shtml](http://217.77.141.80/clueadeau/microrisk/publish/cat_index_6.shtml)).

Niquette, P., Servais, P. and Savoie, R. (2001): *Water Research*, 35, 675-682

Servais, P. Billen, G. and Hascoet, M.C. (1987): *Water Research*, 21, 445-450

Techneau Newsletter (2010): Eikebrokk, B., Røstum, J., Bruaset, S. and Dillon, G. in *Techneau Newsletter* No. 8, Jan 2010, pp. 4-6. <http://www.techneau.org/index.php?id=86>

Volk, C.J. and LeChevallier, M.W.(2000): *Journal AWWA*, 92, 64-76

Volk, C.J., Renner, C. and Joret, J.C. (1994): *Environmental Technology*, 15, 545-556