

Begroingspotensialet i norske vannledninger – innflytelsen av råvannskvalitet og renseteknologi

Av Lars J. Hem og Colin Charnock

Dr.ing. Lars J. Hem og dr.philos. Colin Charnock er begge ansatt hos Aquateam – Norsk vannteknologisk senter AS

Innlegg på fagtreff 21. april 1999

Abstract

The biofilm formation potential was measured in several raw and treated waters in Norway. In some of these waters the molecular weight distribution of the dissolved organic carbon was also measured.

All the treatment processes for removal of natural organic matter investigated, coagulation/separation, membrane filtration and ion exchange, reduced the potential for regrowth, measured as biodegradable organic carbon, considerably. Coagulation/separation and ion exchange reduced the potential for regrowth, measured as assimilable organic carbon. Membrane filtration gave only a minor reduction in the amount of assimilable organic carbon.

Coagulation/separation reduced the dissolved organic carbon in all molecular weight fractions.

Chlorination increased the assimilable organic carbon, but not the biodegradable organic carbon.

Sammendrag

Begroingspotensialet i drikkevann ble målt i råvann og rentvann i en rekke norske vannverk. I noen vannverk ble molekylvektfordelingen på det organiske materialet også målt.

Alle behandlingsmetoder for å fjerne naturlig organisk materiale fra vannet som ble undersøkt, koagulering/separasjon, membranfiltrering og ionebytting, ga en betydelig reduksjon i potensialet for dannelse av biofilm målt som biologisk nedbrytbart organisk karbon. Koagulering/separasjon og ionebytting reduserte potensialet for dannelse av biofilm målt som assimilerbart organisk karbon. Membranfiltrering ga liten reduksjon i assimilerbart organisk karbon.

Koagulering/separasjon reduserte løst organisk karbon i alle molekylvektsfraksjoner.

Klorering økte innholdet av assimilerbart organisk karbon, men ikke innholdet av biologisk nedbrytbart organisk karbon.

Bakgrunn

Interessen for egnede metoder for å måle begroingspotensialet i drikkevann er først og fremst knyttet til dannelse av biofilm i distribusjonsnettet, og muligheten for overlevelse av patogene organismer i biofilmen. Metoder for å måle potensialet for dannelse av biofilm er utviklet og implementert i en rekke land i løpet av de siste 20 årene.

Omtrent 90 % av Norges befolkning mottar drikkevann fra overflatevannkilder. Typisk norsk råvann har en farge som skyldes humus- og fulvussyrer, som er naturlig organisk materiale.

Tradisjonelt har vannbehandling som fjerner naturlig organisk materiale hatt som hovedmål å fjerne fargen. Innholdet av klororganiske forbindelser har vært lavt sammenlignet med innholdet i en rekke andre land, noe som skyldes de relativt lave klordosene som benyttes i Norge. Mange norske vannverk har erfart høye kimtall, eller en økning i turbiditeten i vannet på ledningsnettet som skyldes biologisk vekst i ledningene.

I 1995 bevilget Norges Forskningsråds program Drikkevann mot år 2000 og en rekke norske vannverk midler til et forskningsprosjekt som skulle kartlegge begroingspotensialet i rå- og rentvann fra norske vannverk, og innflytelsen av vannbehandlingen på dette potensialet. Totalt er det gjennomført målinger av begroingspotensialet ved 23 vannverk. Denne artikkelen bygger hovedsakelig på resultatene fra dette arbeidet.

Internasjonale erfaringer med endringer i begroingspotensialet i vannbehandling

Det meste av det arbeidet som er utført om innflytelsen av vannbehandlingen på begroingspotensialet er knyttet til osonerering, enten alene eller etterfulgt av biologiske filtre som langsomsandfiltre eller biologisk aktive granulære aktiv-karbon (BGAC) filtre. Osonerering øker begroingspotensialet betydelig, opp til 800 % er rapportert, mens etterfølgende biofiltrering eller filtrering gjennom GAC reduserer potensialet omtrent til samme nivå som før osonerering (van der Kooij et al., 1982, Janssens et al., 1985, Huck et al., 1991, Bradford et al., 1993, Easton, 1993, Tobiassen et al., 1993, Huck et al., 1994, Cipparone et al., 1997, Orlandi et al., 1997). Koagulering, flokkulering og sedimentering kan redusere begroingspotensialet (Huck et al., 1991, (Easton, 1993, Kaplan et al., 1994). Inn-til 85 % reduksjon i assimilerbart organisk karbon (AOC) er rapportert (Noble et al., 1996). Koagulering og partikkelseparasjon etterfulgt av klore-ring i finske vannverk ga liten reduksjon i AOC (Miettinen et al., 1998). Membranfiltrering med molvekts-cut-off på 1000 endret ikke innholdet av AOC (Noble et al., 1996). Membranfiltrering er til og med rapportert å øke innholdet av AOC (LeChevallier, 1999).

Målemetoder

BDOC-analysen måler hvor stor del av

løst organisk karbon (DOC) som fjernes i løpet av 28 dager pga. bakteriell aktivitet. Vannprøven tilsettes inokulum fra ledningsnett, eller fra en naturlig overflatevannkilde. DOC måles ved start og etter 28 dager, og forskjellen angis som mg BDOC/l. Analysen har en analogi til biologisk nedbrytbar løst COD (BSCOD) som benyttes som mål på nedbrytbar organisk materiale i avløpsrensing.

Hos Aquateam ble det benyttet et inokulum fra Skjærsvjøelven, en av tilførselselvene til Maridalsvannet, råvannskilden for det meste av Oslos befolkning.

AOC-analysen måler vekst av bakterier i form av antall celler. I AOC-analysen benyttes spesifikke indikatororganismer. *Pseudomonas fluorescens P17* er vanligst, ofte supplert med *Spirillum NOX*. P17 er valgt fordi denne kan vokse på svært mange substrat, og ved lave konsentrasjoner av biologisk nedbrytbar organisk materiale (BOM). P17 kan imidlertid ikke vokse på en del organiske molekyler som dannes ved oksidasjon, som f.eks. oxalsyre som dannes ved osonerings, men NOX kan vokse på et slikt substrat.

Vekst av bakterier måles etter f.eks. 3, 7 og 9 dager, og sammenlignes med veksten i en acetatstandard. AOC angis derfor som mg acetat-C/l (mg Ac-C/l).

Lokale stammer er benyttet som inokulum av bl.a. Water Research Center (WRc). Miettinen et al. (1998) sammenlignet vekst med *Pseudomonas fluorescens P17* og *Pseudomonas fluor-*

escens MMV90. Med P17 fikk de en svak økning i AOC som følge av en vannbehandling bestående av koagulering, pH-justering og klorering av overflatevann, og en noe sterkere økning ved sandfiltrering av grunnvann. Med MMV90, som er en lokal bakterie fra et vannverk med grunnvannsforsyning, målte de en klar nedgang i begroingspotensialet pga vannbehandling i vannet ved begge typer vannverk. Dette viser at valg av indikatororganisme har stor betydning for resultatet, og at organismene derfor alltid må angis.

Ved Aquateam ble *Pseudomonas fluorescens P17* benyttet i de målingene som er omtalt her.

Molekylvektfordeling (MWD) av DOC finner en ved å fraksjonere det organiske materialet (OM) i følgende grupper ut fra molekylvektstørrelse:

- > <1000
- > 1000-2000
- > 2000-5000
- > 5000-10.000
- > 10.000-20.000
- > 20.000-50.000
- > 50.000-100.000
- > >100.000

MW-fraksjoneringen kan utføres ved sekvensiell membranfiltrering eller ved gelfiltrering. Ved gelfiltrering må gelkolonnen kalibreres med et materiale med en kjent MWD, f.eks. med en proteinstandard. I gelfiltrering separeres molekylene ved at små molekyler bruker lenger tid på å passere kolonnen enn store, fordi små molekyler dif-

funderer inn i flere porer. Hos Aqua-team er det benyttet gel-fraksjonering.

I hver av fraksjonene måles DOC.

Resultater og diskusjon

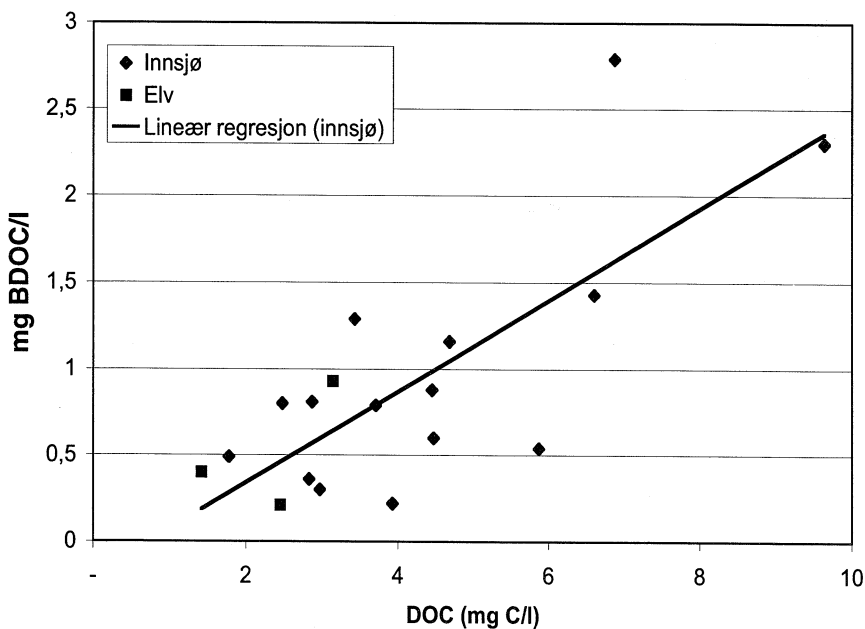
Tabell 1 viser farge, DOC, BDOC og AOC i råvann.

Tabell 1: Farge, DOC, BDOC og AOC i råvann med innsjøer som råvannskilder.

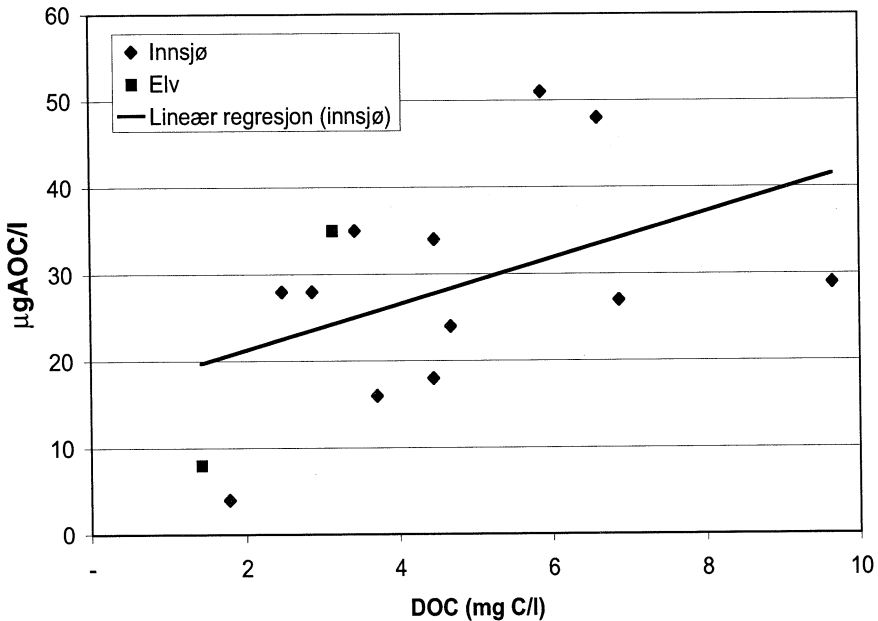
	Spredning	Middelverdi
Farge (mg Pt/l)	8-95	37
DOC (mg C/l)	1.2-9.6	4.4
BDOC (mg DOC/l)	0.21-2.8	0.91
AOC ($\mu\text{g Ac-C/l}$)	4-51	29

Råvannet varierte betydelig mhp. alle de organiske parameterene som er vist i tabell 1.

Figur 1 viser BDOC i råvannet som funksjon av DOC.



Figur 1: BDOC i råvann som funksjon av DOC. Regresjonskoeffisienten for regresjonslinjen var $r=0,75$.



Figur 2: AOC i råvann som funksjon av DOC. Regresjonskoeffisienten for regresjonslinjen var $r=0,45$.

Det var en klar sammenheng mellom BDOC og DOC i råvannet. Den høyeste BDOC-verdien ble målt i en innsjø som er noe påvirket av forurensning fra kommunalt avløpsvann, og denne påvirkningen kan være årsaken til den høye BDOC-verdien. I gjennomsnitt var 22 % av DOC bionedbrytbar. Andelen av DOC som ble målt å være bionedbrytbar var omtrent dobbelt så høy som tilsvarende verdier for råvann i USA (Kaplan et al., 1994).

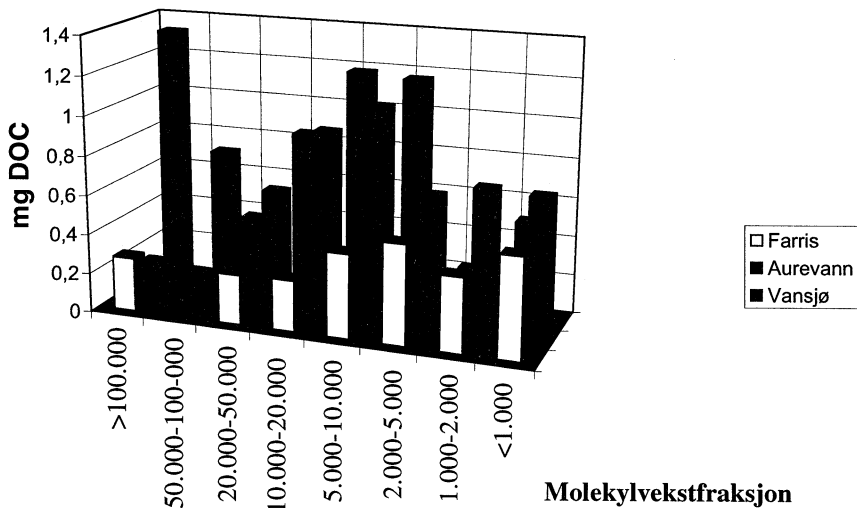
Sammenhengen mellom AOC og DOC i råvannet er vist i figur 2.

Sammenhengen mellom AOC og DOC var ikke like tydelig som mellom BDOC og DOC. Dette tilsier at bare en del av det organiske materialet bidro til

AOC, og at denne andelen varierte betydelig mellom ulike vannkilder. Dette er i overensstemmelse med tidligere studier av AOC i molekylvektfraksjoner, der det ble funnet at AOC i hovedsak var knyttet til molekyler med molekylvekt < 1000, mens bare 15-40 % av DOC var knyttet til molekyler med denne molekylvekten (Hem and Efraimsen, 1998).

Molekylvektfordeling av DOC i tre råvannskilder er vist i figur 3.

Molekylvektfordelingen av DOC varierte betydelig mellom de ulike råvannskildene, men mengden DOC med molekylvekt < 1000 var tilnærmet den samme. AOC i disse tre råvannskildene var mellom 30 og 53 mg Ac-C/l, og DOC mellom 2,9 og 5,9 mg C/l.



Figur 3: Molekylvektfordelingen av DOC i tre råvannskilder. Alle råvannskildene er innsjøer.

Ved vannverk med en renseprosess for fjerning av naturlig organisk materiale (NOM) var fargen på rentvannet min-

dre enn 10 mg Pt/l. Renseeffektene for DOC, AOC og BDOC er gitt i tabell 2. Membranfiltrering fjernet ikke AOC,

Tabell 2: Midlere renseeffekter for DOC, AOC og BDOC.

Humus-fjernings-prosess	Desinfeksjons-prosess	Antall anlegg	Midlere renseeffekter (%)		
			AOC	BDOC	DOC
Koagulering/separasjon	Klorering	4	14	54	58
Koagulering/separasjon	UV	2	61	65	54
Membran-filtrering		3	-3	65	78
Ionebytting	UV	2	54	68	40

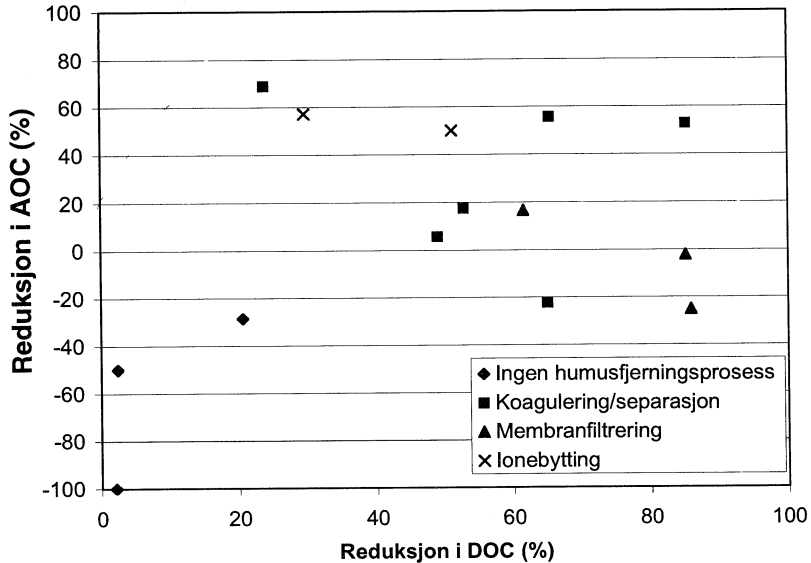
noe som er i overensstemmelse med resultatene i Hem and Efraimsen (1998). Dette viser at AOC i hovedsak er knyttet til organisk materiale med MW mindre enn noen få tusen. Membranfiltrering fjerner BDOC. Dette viser at BDOC er knyttet til organisk materiale over et større molekylvekt-område enn tilfellet er for AOC. Resultatene som er vist i tabell 2 tilsier at både koagulerings/separasjon og ionebytting fjerner en del AOC. Ionebytting forventes å fjerne organisk materiale med negativ ladning, og dette inkluderer åpenbart også NOM som bidrar til AOC.

Hvilke organiske molekyler som fjernes ved koagulerings/separasjon vil avhenge av hvilken koaguleringsmekanisme som dominerer. Ved høye koagulant-doser vil sweep-floc koaguleringsmetode bidra til at store molekyler og kolloi-

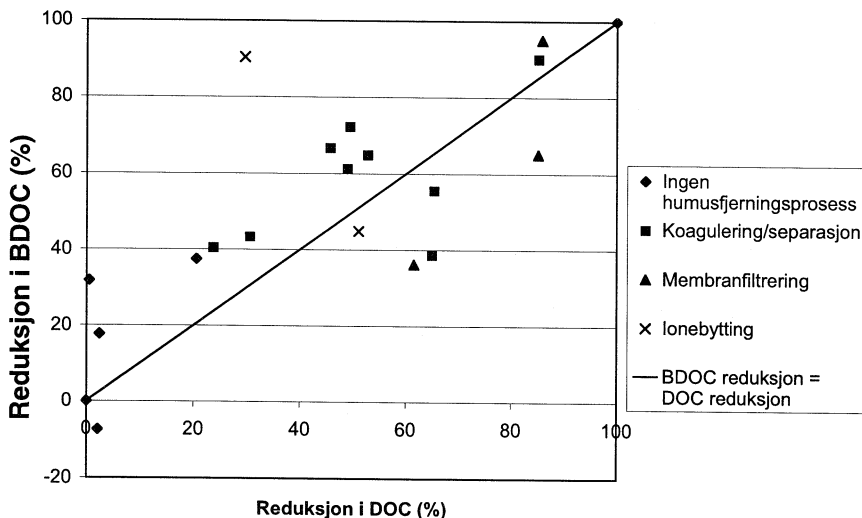
der fjernes i større grad enn små molekyler. Ved lave koagulant-doser dominerer adsorpsjon som koaguleringsmekanisme, og små negativt ladede molekyler kan fjernes så vel som store molekyler. Den høye reduksjonen i AOC med koagulerings/separasjon som renseprosess tilsier at den dominerende koaguleringsmekanismen var adsorpsjon.

Resultatene som er presentert i tabell 2 viser effekten av klorering på fjerning av AOC i anlegg med koagulerings/separasjon. Kloreringen økte innholdet av AOC, og gjorde dermed at den totale AOC-reduksjonen ble lavere i anlegg med klorering enn i anlegg med UV-desinfeksjon.

I figur 4 er det vist sammenhengen mellom fjerning av DOC og fjerning av AOC.



Figur 4: Fjerning av AOC som funksjon av fjerning av DOC. Tegnforklaringen angir metode for humusfjerning.



Figur 5: Fjerning av BDOC som funksjon av fjerning av DOC. Tegnforklaringen angir metode for humusfjerning.

Innholdet av AOC økte ved klorering, selv ved de relativt lave klordosene som benyttes i Norge. Ionebytting og koagulering/separasjon fjernet organisk materiale som bidrar til AOC. Med et unntak reduserte ikke membranfiltrering AOC. Den molvekts-cutoff som benyttes ved disse renseanleggene er omtrent 2000, og som vist over er det derfor sannsynlig at det meste av det organiske materialet som bidrar til AOC finnes i filtratet, og ikke i konsentratet.

I figur 5 er det vist sammenhengen mellom fjerning av DOC og fjerning av BDOC.

Generelt vil et renseanlegg som er effektivt mhp. DOC-reduksjon også gi en høy BDOC-reduksjon. Dette var tilfellet for alle de studerte metodene for humusfjerning. Der det ikke var noe

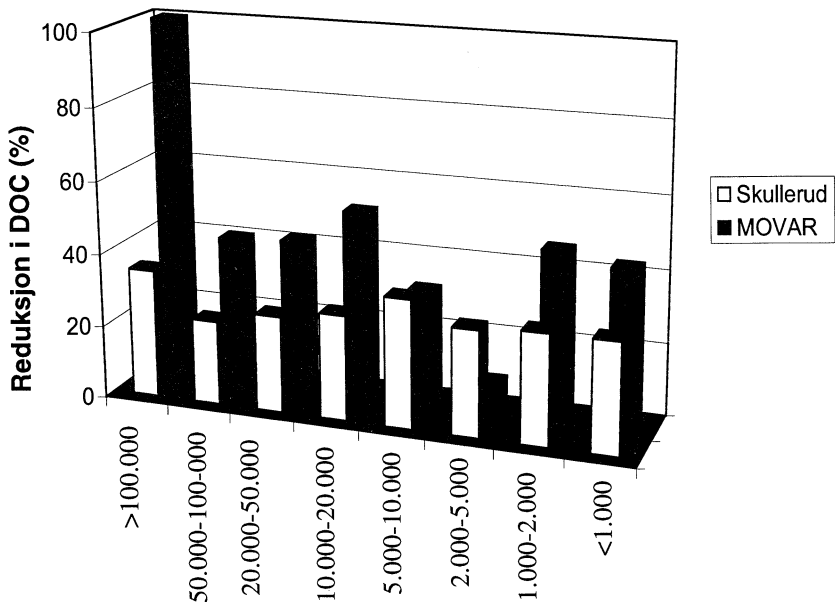
rensetrinn for humusfjerning ble det observert noe BDOC-reduksjon.

Det er tidligere vist i tabell 2 at reduksjonen av BDOC i anlegg med koagulering/separasjon var uavhengig av om det ble benyttet klorering eller UV-desinfeksjon. AOC og BDOC ga dermed ulike resultater mhp. effekten av type desinfeksjonsprosess på begroings-potensialet.

To av anleggene med koagulering/separasjon hadde også GAC-filtrering, uten at dette hadde noen påviselig effekt på AOC eller BDOC.

Reduksjonen i DOC i ulike molekylveksfraksjoner er vist i figur 6 for to vannverk med koagulering og direktefiltrering.

Vannbehandlingsanlegget på Skullerud hadde omtrent den samme renses-effekten for DOC i alle molekylvekts-



Figur 6: Renseeffekter for DOC i ulike molekylvektfraksjoner. Total DOC var 3,7 mg C/l på Skullerud og 6,3 mg C/l på MOVAR.

fraksjonene, mens renseeffektene på MOVARs vannbehandlingsanlegg viser større variasjon mellom de ulike fraksjonene. Reduksjonen i DOC med molekylvekt <1000 var 30-40 %.

En annen teori som ble fremsatt mht. AOC-reduksjonen ved anlegg med koagulering/separasjon var at denne vannbehandlingen kunne ha fjernet fosfor i så stor grad at dette næringssaltet var blitt begrensende for biologisk vekst. I så fall burde tilsetning av fosfat sammen med andre næringssalter til vannet øke innholdet av AOC. I figur 7 er det vist sammenhengen mellom AOC med og uten tilsetning av næringssalter.

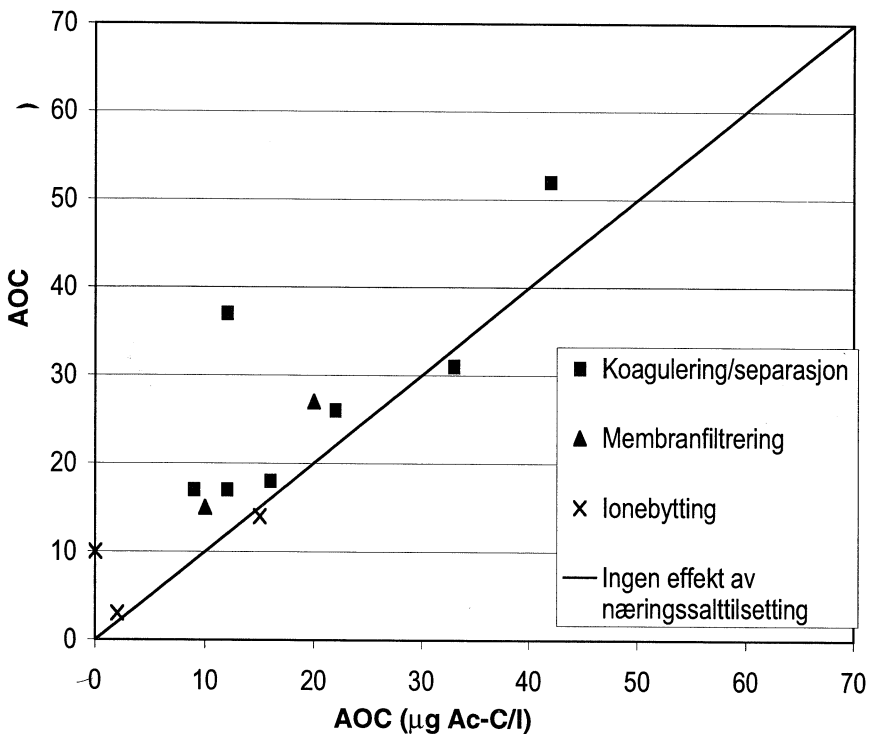
For kun ett anlegg med koagulering/separasjon ga en tilsetning av nærings-

salter økt AOC. Resultatene gir ikke grunn til å hevde at fjerning av fosfor eller andre næringssalter var årsaken til AOC-reduksjonen i anlegg med koagulering/separasjon.

I et anlegg med ionebytting var innholdet av AOC i både råvann og rentvann null uten næringssaltdosering, og ca. 10 etter næringssaltdosering, noe som viser at fosfor eller et annet næringssalt i enkelte tilfeller kan være begrensende for begroingspotensialet.

Konklusjoner

Klorering, selv ved klordoser under 0,5 mg Cl₂/l, økte innholdet av AOC. Klorering ga ingen påviselig effekt på innholdet av BDOC.



Figur 7: Effekten på AOC av å tilsette næringssalter til vannet.

Koagulering/separasjon reduserte begroingspotensialet målt som AOC eller BDOC. Reduksjonen skyldtes fjerning av organisk stoff og ikke at testbakteriene ble fjernet som følge av at fosfor eller andre næringssalter ble fjernet i renseprosessen. Vannbehandlingen reduserte innholdet av DOC i alle molekylvektsfraksjoner. GAC-filtrering etter koagulering/separasjon hadde ingen påviselig effekt på AOC eller BDOC.

Membranfiltrering reduserte innholdet av BDOC, men ikke AOC.

Ionebytting reduserte begroingspotensialet målt som både AOC og BDOC.

Referanser

Amy, G. L., Collins, M. R., Kuo, C. J. and King, P. H. (1987): Comparing gel permeation chromatography and ultrafiltration for the molecular weight characterization of aquatic organic matter. Jour. AWWA, 79: 43.

Bradford, S. M., Palmer, C. J. and Olson, B. H. (1993): Assimilable organic carbon concentrations in Southern California surface and groundwater. Wat. Res. 28:427.

Cipparone, L. A., Diehl, A. C. and Speitel, G. E. (1997): Ozonation and

- BDOC removal; effect on water quality. *Jour. Awwa.* 89:2:84.
- Easton, J. Measurement and significance of assimilable organic carbon. Report no. FR 0373, Foundation for water research, GB.
- Hem, L. J. and Efraimsson, H. (1998): Assimilable organic carbon in molar weight fractions of natural organic matter. Paper submitted for publication in *Environ. Sci. Int. J.*
- Huck, P. M., Fedorak, P. M. and Anderson, W. B. (1991): Formation and removal of assimilable organic carbon during biological treatment. *Jour. AWWA*, 83:12:69.
- Huck, P. M., Zhang, S. and Price, M. L. (1994): BOM removal during biological treatment; a first-order model. *Jour. AWWA*, 86:6:61.
- Janssens, J. G., Meheus, J. and Dirickx, J. (1985): Ozone enhanced biological activated carbon filtration and its effect on organic matter removal, and in particular on AOC reduction. *Wat. Sci. Tech.* 17:1055. (1985).
- Kaplan, L. A., Reasoner, D. J. and Rice, E. W. (1994): A survey of BOM in US drinking waters. *Jour. AWWA*. 86:2:121.
- van der Kooij, D., Visser, A. and Hijnen, W. A. M. (1982): Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *Jour. Awwa.* 74:540.
- LeChevallier, M. W. (1999): The case for maintaining a disinfection residual. *Jour. AWWA*. 91:1:86.
- Miettinen, I. T., Vartiainen, T. and Martikainen, P. J. (1998): Determination of assimilable organic carbon (AOC) in humus-rich drinking waters. Paper submitted for publication in *Water Research*.
- Noble, P. A., Clark, D. L. and Olson, B. H. (1996): Biological stability of groundwater. *Jour. AWWA*. 88:5:87.
- Orlandini, E., Kruithof, J. C., van der Hoek, J. P., Siebel, M. A. and Schippers, J. C. (1997): Impact of ozonation on disinfection and formation of biodegradable organic matter and bromate. *J. Water SRT-Aqua*, 46:1:20.
- Servais, P., Billen, G. and Hascoet, M. (1987): Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic carbon in water. *Applied and Environmental Microbiology*. 55:10:2732.
- Tobiasson, J. E., Edzwald, J. K., Rechhow, D. A. and Switzenbaum, M. S. (1993): Effect of preozonation on organic removal by in-line direct filtration. *Wat. Sci. Tech.* 27:11:81.