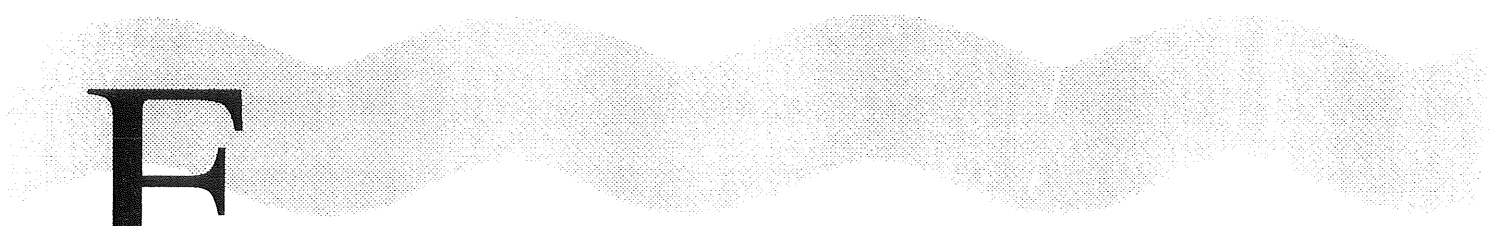




CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord: **dricksvatten**
omkolonisation
DOC
BDOC
AOC
TOC
bionedbrytbart organiskt kol
biologisk tillväxt
ledningsmaterial

A decorative wavy line graphic spanning the width of the page, positioned above the title.

EXAMENSARBETE /Dricksvatten

Mätmetoder för bionedbrytbart
organiskt kol i vatten (BDOC)

ANNA BERGMAN

Examensarbete 1995:13

ABSTRACT

Drinking water quality in the water distribution networks can be reduced by regrowth of bacteria. The biodegradable dissolved organic carbon, **BDOC**, is mainly responsible for growth of bacteria in drinking-water. This report reviews the available methods to measure BDOC and experiments on a method were carried out. The experimental study was to find a useful method and to use this method to examine the recolonization of bacteria on different materials used in distribution system.

The difficulties in the measurement of BDOC with chemical methods has led to the development of biological methods. Biomass-based methods measure the increase of biomass and DOC-based methods measure the reduction of DOC after a period of incubation. The DOC-based methods give a direct determination of BDOC. There is a need for guidelines for the maximal BDOC concentration in a biologically-stable drinking water.

In the experimental part the method with dissolved mixed indigenous bacterial inocula was tested. The water sample was first sterilized by filtration. The incubation was carried out in glass bottles and the reduction of DOC was measured after this period. The increase of the amount of inocula to the water sample (from 1% to 10%) increased the kinetics of the DOC reduction, but no difference in the final result was found after a prolonged incubation period (674 h). A test system for the recolonization of bacteria from a slow sand filter to different materials was constructed. The materials studied were copper, iron, cement, PE and PVC. The recolonized populations of bacteria were used as inocula for sterilized water samples in glass bottles. Differences between the materials were observed. Bacteria recolonized on copper, iron and cement as inocula gave a significant DOC reduction but PE and PVC showed no DOC reduction after an incubation period of 474 h.

SAMMANFATTNING

Bakterietillväxt i dricksvatten i ledningsnätet på väg till konsumenten kan ge en försämrad vattenkvalitet. Den bionedbrytbara delen av det organiska kolet i vattnet, **BDOC (biodegradable dissolved organic carbon)**, är oftast orsaken till att bakterier har kunnat tillväxa i dricksvatten. I detta examensarbete gjordes litteraturstudier över befintliga mätmetoder för BDOC samt egna försök. Den egna försöksdelen bestod av att få fram en användbar mätmetod och att sedan använda denna för vidare undersökningar av omkolonisation av bakterier på olika ledningsmaterial.

Svårigheterna med att mäta BDOC med kemiska metoder, bland annat på grund av en mycket komplex blandning och låga koncentrationer, har gjort det nödvändigt att använda biologiska mätmetoder. De mätmetoder som finns bygger på att man antingen mäter ökningen av biomassan eller minskningen av DOC (dissolved organic carbon) efter en viss inkuberingsperiod. De metoder som mäter DOC har fördelen att de ger en direkt bestämning av BDOC. Gemensamma riktlinjer för vilka BDOC-koncentrationer ett dricksvatten kan innehålla för att vara biologiskt stabilt bör utformas.

I de egna försöken användes mätmetoden där man ympar ett sterilfiltrerat vatten med naturligt suspenderade bakterier som sedan inkuberas i sterilflaskor för att sedan mäta reduktionen av DOC. När mängden tillsatt ympvatten ökades från 1% till 10%, erhöles en snabbare DOC-reduktion, men med tillräckligt lång inkuberingsperiod (674 h), erhöles ingen tydlig skillnad i slutresultat. Vidare byggdes en försöksanläggning där omkolonisation av bakterier från långsamfiltersand till ledningsmaterialen koppar, järn, cement, PVC och PE kunde ske. De omkoloniserade bakteriepopulationerna på respektive ledningsmaterial användes sedan som ymp vid inkubering i sterilflaskor. Här erhöles skillnader mellan olika ledningsmaterial. Efter inkubering i 474 h hade koppar, järn och cement givit en klar DOC-reduktion i det använda provvattnet (sterilfiltrerat råvatten), medan PE och PVC inte visade någon DOC-reduktion.

FÖRORD

Detta examensarbete har utförts vid Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik vid Chalmers Tekniska Högskola.

Ett av forskningsområdena på Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik är organiska ämnen i dricksvatten, bland annat har civilingenjör Lena Björklund utfört ett projekt om aktivt kol. Detta examensarbete syftar till att studera mätmetoder för BDOC, som står för bionedbrytbart organiskt kol.

Främst vill jag tacka mina handledare Lena Björklund och Greg Morrison för att de alltid har tagit sig tid att hjälpa till med olika problem som uppstått. Jag vill också tacka Evy Axén, som har hjälpt mig med TOC-instrumentet och annat praktiskt på laboratoriet, och alla andra på institutionen, som alltid tagit sig tid för att hjälpa mej.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING	1
2 DRICKSVATTEN	2
2.1 Vattnets kretslopp.....	2
2.2 Dricksvattenkvalitet	2
2.3 Dricksvattenframställning	3
2.4 Bakterier i dricksvatten	3
2.5 Mikroorganismer på ytor	4
2.6 Desinfektionsmedel	5
2.6.1 Klor och kloramin	5
2.6.2 Klordioxid.....	6
2.6.3 Ozon.....	6
2.6.4 UV-strålning	6
2.7 Distributionsnätet.....	6
2.7.1 Korrosion	6
2.7.2 Biofilm på ledningsmaterial	7
2.7.3 Mätning av biofilmbildning på ledningsmaterial.....	8
3 ORGANISKA ÄMNEN I DRICKSVATTEN	10
3.1 Mätmetoder för organiska ämnen i dricksvatten	10
3.2 Rening av organiska ämnen i dricksvatten	11
3.3 BDOC i dricksvatten.....	11
3.4 Mätmetoder för BDOC	11
3.4.1 Mätmetod för bestämning av AOC	12
3.4.2 Mätmetod för bestämning av CGR	13
3.4.3 Mätmetod för bestämning av biomassan genom turbiditetsmätning	13
3.4.4 Mätmetod för bestämning av biomassan genom ATP-analys	13
3.4.5 Mätmetod för bestämning av totala bakteriemortaliteten.....	13
3.4.6 Mätmetod för BDOC med naturliga suspenderade bakterier som ymp	14
3.4.7 Mätmetod för BDOC med naturliga fixerade bakterier som ymp.....	15
3.5 Olika vattenreningsprocessers inverkan på BDOC	16
4 SYFTE.....	19
5 UTFÖRANDE AV FÖRSÖK	20
5.1 Inkubering i Sapromat.....	20
5.1.1 Provberedning och inkubering	21
5.2 Inkubering i sterilflaskor	21
5.2.1 Provberedning.....	22
5.2.2 Inkuberingstider och temperaturer	22
5.3 Uttag och förvaring av prover	22
5.4 TOC-analys	23

5.5 Omkolonisation av bakterier på olika ledningsmaterial.....	23
6 RESULTAT OCH DISKUSSION	25
6.1 Resultat av försök med inkubering i Sapromat.....	25
6.2 Resultat av försök med inkubering i sterilflaskor	26
6.3 Resultat av försök med olika ympmängder	27
6.4 Resultat av försök med olika inkuberingstemperaturer.....	28
6.5 Resultat av försök med stort inkuberingskär.....	28
6.6 Resultat av försök med omkolonisation på olika ledningsmaterial	29
7 SLUTSATSER.....	31
7.1 Slutsatser från litteraturstudier	31
7.2 Slutsatser från egna försök.....	31
8 REFERENSER	33
9 BILAGOR.....	35

1 INLEDNING

Dricksvatten är någonting som berör alla människor. Målet för dricksvattenframställningen är att kunna framställa ett dricksvatten med god kvalitet och med minsta möjliga miljöbelastning. Ett dricksvatten med god kvalitet får inte innehålla ämnen eller bakterier som är hälsofarliga, samtidigt som det estetiska intrycket av dricksvattnet spelar en viktig roll.

Bakterier i dricksvatten kan tillväxa i distributionsnätet på väg till konsumenten. För sin tillväxt behöver bakterierna en kolkälla och därför utnyttjas den bionedbrytbara delen av det lösta kolet i vattnet, **BDOC** (*biodegradable dissolved organic carbon*). Desinfektionsmedel krävs för att minska antalet bakterier i det utgående renvattnet från vattenverken. Klorering, som idag är vår vanligaste desinfektionsmetod, har visat sig ge oönskade organiska klorföreningar i dricksvattnet. Detta har lett till att man vill minska behovet av klorering och även övergå till alternativa desinfektionsmetoder. För att i framtiden kunna göra detta möjligt, krävs att man kan mäta och kontrollera faktorer som påverkar bakterietillväxten i ledningssystemen. Det finns alltså ett behov av att kunna mäta BDOC i dricksvatten samt också studera hur bakterier bildar biofilm på olika ledningsmaterial.

2 DRICKSVATTEN

2.1 Vattnets kretslopp

Vattens kretslopp är en av jordens viktigaste processer och som i sig fungerar som en effektiv reningsanläggning. Avdunstningen innebär att vattnet destilleras. Nederbörden får ett tillskott av salter och gaser från hav och atmosfär. Ytvattnet renas genom biologiska processer. I marken renas vattnet med olika processer som filtrering, jonbyte, sedimentering och mineralisering. Detta gör att grundvatten generellt är renare än ytvatten. Människans användande av vatten kan ses som en tillfällig avledning av vatten från det globala kretsloppet och det gäller att föra tillbaka vattnet i ett godtagbart skick. Det naturliga kretsloppet kan störas direkt genom föroreningar, och indirekt genom *tex* förorening som ger en urlakning av metaller till grundvattnet. Vattenförbrukningen har ökat kraftigt i takt med industrialiseringen och detta har gjort vattenförsörjningsfrågor viktiga även i länder med god vattentillgång.

2.2 Dricksvattenkvalitet

Olika krav kan ställas på vattenkvaliteten beroende på vad det ska användas till. Det är speciellt viktigt att vatten som ska användas till dricksvatten eller annan livsmedelshantering är av god kvalitet. Dricksvattnet ska vara estetiskt tilltalande och hälsosamt. Dålig vattenhygien i utländerna orsakar spridning av vattenburna sjukdomar som kolera och tyfus. Dessa sjukdomar sprids via bakterier för vilka vatten kan vara en god livsmiljö.

WHO (världshälsoorganisationen) har givit ut normer som ska täcka både internationella och europeiska normer för dricksvattenkvalitet. Den senaste upplagan kom 1984 och omfattar gränsvärden för mikrobiologisk kvalitet, biologisk kvalitet, specifika oorganiska ämnen med hälsoeffekter, ämnen med estetiska effekter och innehåll av radioaktivitet (Water Treatment Plant Design 1990). Inom EU finns det fastställda EG-direktiv från 1978, men man håller på att utarbeta nya direktiv. I Sverige har Statens Livsmedelsverk fastställt de normer som gäller för dricksvatten, då kallt dricksvatten räknas som ett livsmedel.

Man kan kontrollera utgående renvatten från vattenverket, men vad som sedan händer i ledningarna är svårare att kontrollera. Vattnets kvalitet kan försämrats i ledningarna främst genom korrosion och bakterietillväxt. Det är därför viktigt att framställa ett kemiskt och biologiskt stabilt vatten som passar både människor och vattenledningar.

Ett kemiskt stabilt vatten ska hålla rätt pH-värde, *ca* 8. Vid lägre pH-värden ökar korrosionsrisken. Vätekarbonathalten och vattnets hårdhet ska vara lagom för att förhindra korrosion och kopparutfällning. Salthalten och halten av organiska ämnen ska vara låg. Man analyserar både specifika ämnen och grupperparametrar, som *tex* totalt organiskt kol, TOC.

Ett av de viktigaste kriterierna är att vattnet inte innehåller patogena mikroorganismer. Patogena mikroorganismer kan finnas i vattnet om man har problem med förorenat råvatten, mikroorganismer i reservoarer, ledningsarbeten eller felkopplingar. Vid felkopplingar har avloppsvatten eller ytvatten direkt kopplats på dricksvattennätet. Vattenburna sjukdomsutbrott inrapporterade i Sverige 1994 var 8 stycken, varav 7 stycken från kommunala verk och förordnande anläggningar. Detta drabbade totalt 4070 personer som fick tarm- och magbesvär med diarré som följd. I 80% av utbrotten mellan 1980-94 har den organism som orsakat utbrotten inte kunnat identifieras. Virus har normalt inte kunnat diagnostiseras, då de är svåra

att identifiera. Det finns ett stort mörkertal i antalet utbrott. Utredningar har visat att ca 10% av antalet som insjuknar vid större vattenburna utbrott kommer till hälsovårdens kännedom (Andersson 1995).

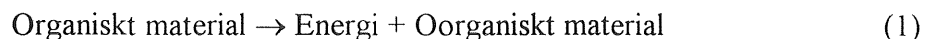
Till de estetiska dricksvattenproblemen hör dålig lukt och smak, färg och grumlighet. Vattnet behöver inte vara ohälsosamt att dricka men kan ändå anses otjänligt på grund av att det anses motbjudande. De estetiska problemen kan orsakas av korrosion, feldosering av lut eller klor, otillfredställande tekniska konstruktioner eller problem vid beredning (Hult 1994).

2.3 Dricksvattenframställning

Det vatten som når konsumenterna från de kommunala vattenverken har behandlats från råvatten till renvatten för att uppfylla de kvalitetsnormer som är uppsatta. Förutom kraven på ett estetiskt tilltalande och hälsosamt vatten måste man kunna framställa ett dricksvatten med tillgängliga resurser och till en rimlig kostnad. Det är framförallt råvattnens kvaliteten som styr reningen. Grundvatten kräver oftast ingen rening, utan det kan räcka med att pH-justera och eventuellt tillsätta desinfektionsmedel före distribution. I storstäder räcker oftast grundvattentäkterna inte till, så här måste man även använda ytvattentäkter. Ytvattenreningen är mer komplicerad och kan utformas på en rad olika sätt. Ytvattnet är mer utsatt för påverkan och vattenkvaliteten varierar med årstiderna.

2.4 Bakterier i dricksvatten

Dricksvatten kan innehålla en stor mängd olika bakterier. Arter av *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Flavobacterium* och *Pseudomonas* och andra patogena bakterier har identifierats i dricksvatten (Frias 1994). *Campylobacterios* orsakade flest utbrott i Sverige 1980-94 där sjukdomsagenen kunde identifierats (Andersson 1995). En rad icke-patogena heterotrofa bakterier som koliformer kan också multipliceras i distributionsnätet. Att framställa ett helt sterilt dricksvatten för distribution är omöjligt. Målet är istället att kunna erhålla ett dricksvatten hos konsumenten som innehåller en så låg halt av bakterier som möjligt. För att förhindra multiplicering av bakterier i vatten krävs ett biologiskt stabilt vatten. Med ett biologiskt stabilt vatten menas ett vatten där multiplicering av bakterier är starkt begränsad på grund av att man har renat vattnet från ämnen som kan användas som näringskälla av bakterierna (Van der Kooij 1994). Den begränsande tillväxtfaktorn för heterotrofa bakterier i vatten är tillgång på organiskt material. Heterotrofer utnyttjar organiskt material för tillväxt genom omvandlingen:



Utgående dricksvatten från vattenverken kontrolleras bakteriologiskt. Vid denna analys undersöks heterotrofa bakterier, koliforma bakterier och *Escherichia Coli*. Heterotrofa bakterier ger en uppfattning om det totala bakterieinnehållet. Förekomst av koliforma bakterier indikerar fekal förorening eller någon annan förorening. *E.Coli* indikerar förorening av avloppsvatten och om dessa kan påvisas i dricksvatten kan man inte utesluta förekomst av patogena bakterier eller virus.

Vad som händer med dricksvattnet i distributionsnätet på väg till konsumenten är svårare att kontrollera. Ökad bakteriehalt i dricksvattnet kan bero på återtillväxt, tillväxt eller yttre påverkan. Den yttre påverkan kan orsakas av att ledningarna är i så dåligt skick att det finns risk för yttre tillförsel av bakterier. Benämningen återtillväxt används då multipliceringen av bakterier beror på att bakterierna har använt sig av tillgängligt organiskt material i

dricksvattnet som näringskälla. Detta problem kan uppstå när halten BDOC är tillräckligt hög och tiden för vattnet i distributionsnätet är tillräckligt lång. Återtillväxt ska inte förväxlas med tillväxt av bakterier som orsakas av att ledningsnätet släpper organiskt material som kan mineraliseras av bakterierna, men med bra ledningsmaterial ska detta kunna förhindras (Hamsch 1993). En annan definition av återtillväxt är återhämtning av de celler som har skadats av desinfektionsmedlet och som kommer med renvattnet från vattenverket. Man skiljer här mellan återtillväxt och eftertillväxt. Eftertillväxt definieras som tillväxt av bakterier som har tillkommit i distributionsnätet. Det är svårt att bestämma vad som är tillväxt, återtillväxt respektive eftertillväxt i ett vatten, varför man oftast använder sig en av dessa benämningar för multiplicering av bakterier i distributionsnätet (Van der Wende 1995).

De problem som bakteriell eftertillväxt orsakar beror på antalet och på vilka bakterier som tillväxer. Exempel på några negativa effekter är (Van der Kooij 1990):

- Vid speciella förhållanden, t ex ledningsinstallationer, kan patogena bakterier tillväxa i distributionsnätet.
- Järnbakterier kan ta upp järn i sina cellväggar. Detta leder till att synliga flockar bildas och att dricksvattnet får sänkt estetisk kvalitet.
- Bakteriell biomassa kan användas som näringskälla för andra djur i distributionsnätet. Om dessa djur är synliga leder detta till klagomål från konsumenterna.

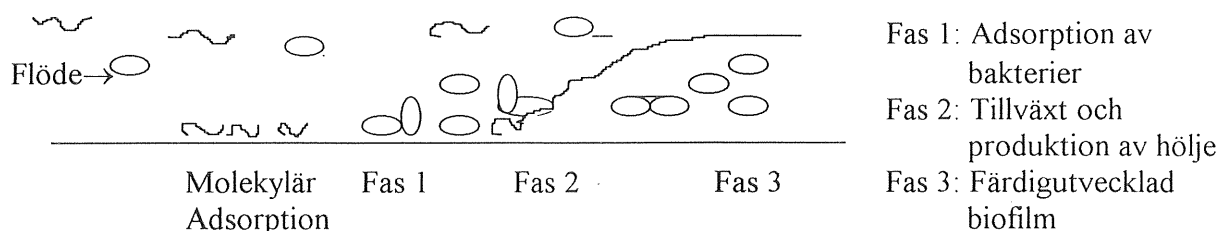
För att motverka eftertillväxt kan följande åtgärder tillämpas (Van der Kooij 1990):

- Minska koncentrationen av oorganiska och organiska ämnen i vattnet som kan fungera som en näringskälla för bakterier i dricksvatten.
- Låta dricksvattnet behålla en restmängd av desinfektionsmedel under hela distributionen. Problemet är att detta inte alltid är tillräckligt, då till exempel klor är ineffektivt mot bakterier adsorberade på ytor.
- Sköljning- och skrubbnings tekniker kan användas för att få bort oönskade kontamineringar i distributionsnätet. Dessa tekniker är arbetsintensiva och svåra att utföra i ett stort ledningsnät.

2.5 Mikroorganismer på ytor

Vid ytor ansamlas näringsämnen, varför ytor erbjuder en gynnsam miljö i ett för övrigt näringsfattigt medium. Mikroorganismerna kan sitta fast och dra nytta av varandra, genom att genetiskt material lättare kan utbytas. På detta sätt kan mikroorganismerna erhålla bättre överlevnadsegenskaper. En fullt utbildad biofilm erbjuder en mycket skyddande miljö för mikroorganismer. Detta leder bland annat till att desinfektionsmedel inte kan döda bakterier lika effektivt när de skyddas av biofilmen. En biofilm är ett mycket komplext samhälle som innehåller både aeroba och anaeroba zoner, då syrediffusionen begränsas av biofilmen. Detta gör att biofilmens miljö kan passa en mängd olika bakterier.

Bakterier som adsorberas på en yta kan efter en tid bilda en biofilm (figur 2.1). Ett medium flödar över en ren yta och i den första fasen adsorberas bakterier till ytan. I den andra fasen sker tillväxt av de adsorberade bakterierna och dessa producerar ett skyddande hölje av polysackarider. Den sista fasen består av den färdigutvecklade biofilmen.



Figur 2.1: Uppbyggnad av biofilm

De mekanismer som har stor betydelse för bakteriernas adhesion till ytor är materialets fysikaliska egenskaper, som vätkbarhet och materialets ytstruktur. Ojämheter och repor i ett material underlättar för bakterierna att vidhäfta på ytan. Bakteriell korrosion kan initiera andra korrosiva processer, samtidigt som korrosionsskador kan ge en ojämn yta där bakterierna lättare kan vidhäfta.

2.6 Desinfektionsmedel

Med desinfektion menas en behandling av vatten som medför en väsentlig reduktion av antalet mikroorganismer som är hälsofarliga för människan. Desinfektionsbehandlingens effektivitet kan påverkas av omgivande ämnen, *t ex* organiska ämnen. De organiska ämnena kan adsorberas runt mikroorganismerna och på så sätt skydda dessa mot desinfektionsmedlet. Desinfektionsmedlet kan också oxidera de organiska ämnena och kan då förbrukas de innan de har hunnit verka på mikroorganismerna. De desinfektionsmedel som används idag är klor, kloramin, klordioxid, ozon och UV-strålning.

För att minska behovet av desinfektionsmedel krävs att man i framtiden har en god kvalitet på råvattnet och att distributionsnätet är i bra skick, genom ökat underhåll. Behovet av klorering kommer att kunna minskas genom övergång till ny och förbättrad beredningsteknik (Thuresson 1995).

2.6.1 Klor och kloramin

Klorering av dricksvatten är den äldsta och vanligaste metoden för desinfektion vid vattenverken. De kemikalier som används vid klorering är klor i gasform eller natriumhypoklorit. Klor är ett mycket effektivt desinfektionsmedel och oxidationsmedel. Huvuddelen av den desinfekterande effekten beror på det fria kloröverskottet. Bundet kloröverskott består av kloraminer som erhålls genom reaktion mellan klor och ammonium i vattnet. Det bundna kloröverskottet bryts inte ner lika snabbt som fritt klor och ger därför en långtidseffekt i distributionsnätet.

I vissa vattenverk doserade man tidigare en mängd ammonium för att erhålla kloraminer. Detta kunde ge problem med höga nitrithalter i distributionsnätet och i vissa fall så höga nitrithalter att det överskred gränsen för teknisk anmärkning som ligger 10 gånger lägre än hygienisk anmärkning. När flera vattenverk slutade dosera ammonium erhöles en större andel fritt kloröverskott. Detta medförde i sin tur en ökad bildning av organiska klorföreningar. Vissa organiska klorföreningar som trihalometaner, THM, har visat sig ha cancerogena effekter. Andra nackdelar med minskad användning av ammoniumtillsats är en förkortning av långtidseffekten i ledningarna och ökade problem med lukt och smak från bildade

klorföreningar. Detta har medfört en återgång till dosering av ammonium eller att man har bytt till något annat desinfektionsmedel. En metod för att komma ifrån problemet med bildandet av lukt och smak är att dosera kloramin direkt, istället för att dosera klor och ammonium för sig och på så sätt får man inget fritt kloröverskott (Thureson 1995).

2.6.2 Klordioxid

Klordioxid började användas för att förhindra bildandet av lukt och smak. Klordioxid är mycket reaktivt men reagerar inte till kloramin. Man får ingen långtidsverkan i ledningarna på grund av den snabba nedbrytningen.

2.6.3 Ozon

Ozon bildar fria radikaler som har stor oxiderande förmåga. Nedbrytningen går mycket snabbt och ger ingen verkan i ledningsnätet. Ozon används i Sverige för nedbrytning av humusämnen och oxidation av mangan. I *USA* är det vanligt att man använder sig av ozon som förbehandling innan själva kloreringen för att minska bildandet av organiska klorföreningar. Behandling med ozon ger mindre problem med färg samt lukt och smak. Eftersom ozon inte reagerar selektivt uppstår en kraftig nedbrytning av det organiska materialet som blir mer tillgängligt för bakterier. Detta gör att risken för återtillväxt av bakterier ökar och det är därför man i flera fall använder sig av slutdesinfektion med klor, kloramin eller klordioxid. Ozon kan med fördel kombineras med ett biologiskt reningssteg som långsamfilter eller biologiskt aktiva kolfilter, BAC, för att reducera det organiska materialet (Nilsson 1995).

2.6.4 UV-strålning

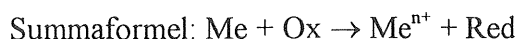
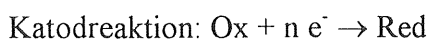
UV-strålning används främst vid grundvattenverk, då effekten kraftigt minskas av färgat eller grumligt vatten. UV-strålning har en kraftig desinfektionseffekt men ger ingen långtidsverkan i ledningsnätet.

2.7 Distributionsnätet

Distributionsnätet för dricksvatten består av huvudvattenledningar från vattenverk till reservoarer och sedan vidare transport ut till hushållen. Reservoarer har byggts för att säkra vattentillgången. Uppehållstiden för vattnet i distributionsnätet kan variera beroende på flödeshastighet och på hur långt vattnet ska transporteras. Det är viktigt att dricksvattenkvaliteten inte försämras på väg till konsumenten. Det är svårt att kontrollera vad som sker med kvaliteten under transporten. Det går inte att göra undersökningar med till exempel varierad mängd tillsatt desinfektionsmedel direkt i distributionsnätet, då det finns risk för att konsumenterna drabbas. Istället får man bygga modeller som liknar distributionsnätet. De kvalitetsförsämringar som sker beror till största delen på korrosion och bakteriell multiplicering.

2.7.1 Korrosion

Korrosion är en fysikalisk-kemisk reaktion mellan ett material och ett omgivande medium som leder till förändringar i materialets egenskaper. I vattenmiljöer sker elektrokemisk korrosion. Detta sker genom elektrodreaktioner med galvaniska celler som kallas korrosionsceller. Vid korrosionscellerna sker reaktionerna (Ox är oxidationsmedel och Red är reduktionsmedel):



(2)

De skadliga korrosionseffekterna i ett vattenledningssystem är korrosionangrepp på ledningsmaterialet, förorening av vattnet med korrosionsprodukter samt funktionsstörning hos systemet. Korrosion kan alltså leda till stora skadeverkningar, där driftsäkerheten hos till exempel huvudvattenledningar i marken påverkas. Vid korrosion på olika ledningsmaterial tänker man i första hand på metaller som järn och koppar, men korrosion kan även förekomma på icke-metalliska material som plast och betong.

Ett dricksvattens korrosivitet beror på faktorer som syrehalt, pH-värde, Ca^{2+} -, HCO_3^- -, Cl^- - och SO_4^{2-} -halt. Eftersom syre deltar i katodreaktionen: $1/2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \rightarrow 2\text{OH}^-$, är halten löst syre av stor betydelse som oxidationsmedel. Dricksvatten håller normalt ett pH-värde runt 8. För att erhålla rätt pH och karbonathalt i det färdiga dricksvattnet utför man alkalisering och karbonatisering i vattenverken, där pH-värdet ska vara 7.5-9 och HCO_3^- -koncentrationen minst 60 mg/l (Statens Livsmedelsverk 1993). Andra faktorer som påverkar korrosiviteten är vattnets strömningshastighet och dess temperatur. Ett stillastående vatten ger förutsättningar för gropfrätning, medan förhöga strömningshastigheter kan ge erosionskorrosion. Ökad temperatur medför i allmänhet en ökning av korrosionshastigheten. Påväxt av mikroorganismer och andra avlagringar kan orsaka avlagringskorrosion.

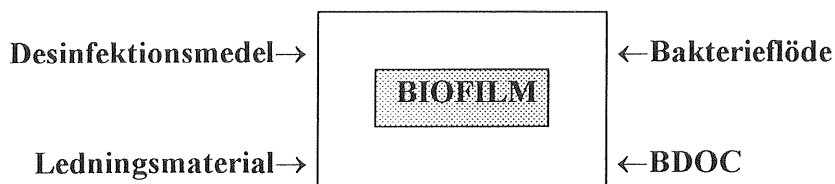
För att förhindra korrosion är det alltså viktigt att renvattnet ut från vattenverken är anpassat till de ledningsmaterial som används. Man kan också bekämpa korrosion genom att använda sig av något korrosionsskydd. Den tekniska konstruktionen är mycket viktig för att förhindra korrosion, där val av material och utformning spelar stor roll.

De ledningsmaterial som främst påverkas av korrosion är järn- och kopparrör. Koppar är en förhållandevis ädel metall men utsätts för korrosion. Kopparrör kan orsaka problem genom uppkomst av koppar i dricksvattnet. I nya kopparledningar kan vattnet innehålla koncentrationer på ca 1 mg Cu/l. Normalt bildas ett skyddande skikt av kopparhydroxidkarbonat och kalciumkarbonat på rörväggen efter en tid, vilket leder till att kopparkoncentrationen minskar till några tiondels mg Cu/l. Statens Livsmedelsverk har angivit ett riktvärde med hänsyn till vattnets estetiska kvalitet av max 1.0 mg Cu/l. Höga kopparkoncentrationer i dricksvattnet kan ge en obehaglig metallsmak åt vattnet samt missfärga badkar och tvätt (Berghult *et al* 1994; Lind-Johansson 1989; Mattson 1992).

2.7.2 Biofilm på ledningsmaterial

Bakterier kan vidhäfta och tillväxa på ytor i biologiskt aktiva system. En biofilm är ett mycket stabilt och komplext samhälle. Den största delen av bakterietillväxten i distributionsnätet sker i ledningar och reservoarar som är i kontakt med dricksvattnet. Bakterier avges sedan till vattnet och ger en ökad bakteriehalt i dricksvattnet hos konsumenten jämfört med renvattnet ut från vattenverket.

De näringsämnen, som finns lösta i vattnet, fungerar som bakteriernas huvudsakliga näringskälla. Turbulent flöde ger en ökad kontakt mellan vatten och rörväggar. Några av de faktorer som påverkar bildandet av biofilm i distributionsnätet är tillgång på bionedbrytbart organiskt material i dricksvattnet, val av ledningsmaterial, mängden desinfektionsmedel och inflödet av bakterier (figur 2.2). Ledningsmaterial som avges till vattnet kan fungera som en näringskälla. Olika ledningsmaterial har också visat sig ha olika adhesionsförmåga för bakterier (van der Kooij *et al.* 1994).



Figur 2.2: Faktorer som kan påverka bildningen av en biofilm.

2.7.3 Mätning av biofilmbildning på ledningsmaterial

Man har utvecklat metoder där man kan mäta hastigheten av biofilmbildningen, BFR, och potentialen för biofilmbildningen, BFP. BRF erhålls genom att ökningen i biomassan uttrycks som en funktion av tiden, medan BFP är den maximala nivån på biomassan. Båda parametrarna bestäms genom att en bit av den yta, där biofilmen har bildats, placeras i ett sterilt vatten. Biomassan i den erhållna suspension bestäms genom ATP-analys. Resultatet erhålls i ATP per cm^2 . Denna metod har använts för att studera olika vatten. Mätutrustningen består av en glaskolonn och strömmande provvatten med flödes hastigheten 0.2 m/s. Kolonnen består av glascylindrar, med diametern 2.5 cm, som staplats ovanpå varandra. För att bestämma biofilmbildandet tar man ut en eller två glascylindrar med jämna mellanrum (van der Kooij *et al* 1994).

Den metod som beskrivits har också använts för att studera PVC-ledningar i distributionsnätet, där man har tagit ut ledningsytor för ATP-analys på olika ställen i distributionsnätet, och för att jämföra olika ledningsmaterial. När man jämför olika ledningsmaterial placeras bitar med storleken 2×2 cm i 600 ml filtratvatten från långsamfilter. Inkuberingen sker i mörker vid 25°C . Prover från filtratvattnet och materialet tas ut med jämna tidsintervall för ATP-analys. Resultatet redovisas som ATP avsatt mot tiden. De ledningsmaterial som undersöktes var PE, plasticerad och oplasticerad PVC samt teflon. Blankprover med filtratvatten utan material användes. Man erhöll klart högre biomassadensitet för PE och plasticerad PVC än för teflon och oplasticerad PVC (van der Kooij *et al* 1994).

För att få ett system som liknar ett distributionsnät med långa uppehållstider har man i en undersökning byggt en stor pilotanläggning. Denna används för att studera klorerings och olika vattens inverkan på biofilmbildningen. Anläggningen består av 3 ledningsslingor i serie. Varje slinga är 31 m lång och består av cementklädda järnrör med en diameter av 100 mm. Flödes hastigheten för vattnet genom anläggningen är 1 m/s. I varje slinga finns det 21 uttagpunkter för cementkuponger. Efter en period av 3-5 veckor, för att biofilm ska kunna bildas, tar man ut prover på in- och utgående vatten samt cementkuponger från varje slinga dagligen i 3 dagar. Några av de parametrar som mäts är DOC och BDOC på in och utgående vatten. Cementkupongerna analyseras med både epifluorescensteknik och platteteknik för att bestämma totalantalet bakterieceller. Här har man vibrerat kupongerna med sterilt vatten i 2 min för att bakterierna ska släppa från ytan (van der Kooij *et al* 1994).

I en studie gjord på Marin Mikrobiologi, Göteborgs Universitet (Pedersen *et al* 1986), undersöktes skillnader i vidhäftning av bakterier på glas, koppar, PE och PVC. Glas och koppar har hydrofila ytor medan plaster har hydrofoba ytor. Man använde biofilmreaktorer där Göteborgs kommunala vatten fick strömma igenom. Flödet var laminärt och hade en hastighet på 10 cm/s. Kluvna bitar av respektive rörmaterial placerades i reaktorerna i 33 dygn. Efter denna period gjordes antalsbestämning med epifluorescensteknik. PE ytorna visade 100 gånger och PVC 10 gånger fler bakterier än kopparytorna. På plastytorna förekom bakterierna i

mikrokolonier vilket tyder på en aktiv ytillväxt. Man utförde även bestämning av levandetalet jämfört med totalantalet bakterier på glasytorna och detta bestämdes till 14.7%. Resultaten visar att de desinfektionsinsatser som hade gjorts under perioden inte räckte till för att döda vidhäftande bakterier och hindra deras tillväxt. Man påträffade dock inga patogena mikroorganismer under försöken. De skillnader som påvisades kan inte bara förklaras genom materialens olika vätbarhet, då plasterna visade tillväxt på ytorna till skillnad från de inerta glasytorna. Detta kan förklaras med att plasterna och främst PE utsöndrar ämnen som stimulerar tillväxt.

I en senare studie med samma testsystem som ovan undersöktes rostfritt stål med olika ytegenskaper och PVC ytor (Pedersen 1990). I initieringsfasen är adhesionen av bakterier olika på hydrofoba och hydrofila ytor. Efter 122 dygn i biofilmreaktorerna försvann denna effekt. Resultatet visade således att när tiden för biofilmbildandet var tillräckligt lång, så att den sista fasen i biofilmmuppbyggnaden kunnat uppnås, erhöles ingen skillnad i totalantalet mikroorganismer på de olika ytorna. Man kontrollerade mängden fritt klor i det vatten som användes i laboratoriet och det hade minskat från 0.2 mg/l till 0.1 mg/l i vattenverket.

3 ORGANISKA ÄMNEN I DRICKSVATTEN

Organiska ämnen i dricksvatten påverkar vattenkvaliteten främst genom lukt- och smakproblem, men organiska ämnen från antropogena utsläpp kan även ge toxiska organiska föreningar. De organiska föreningarna kan härstamma från naturligt organiskt material, föreningar bildade genom kemiska reaktioner under vattenreningen och distributionen eller direkt kontaminering från antropogena utsläpp.

De naturligt förekommande organiska materialet består av humusämnen, mikroorganismer och petroleumrester. Humusämnen bildas genom kombination av ämnen som härstammar från olika nedbrytningsprocesser. Produkter från kemisk och mikrobiell oxidation av kolhydrater och proteiner, kondensation av ligniner och tanniner från växter bildar tillsammans med metaboliter från levande och döda mikroorganismer en polyheterokondensatprodukt. Trots att man känner till primärkomponenterna och deras ursprung finns det lite information om den akvatiska humusens kemiska struktur. Man har föreslagit olika strukturmodeller genom försök där man använder en rad olika kemiska reagens. Identifiering av de olika monomerer som bildats genom dessa reaktioner sker med kromatografiska och spektrofotometriska metoder (Montgomery 1985).

Vid desinfektionsbehandlingen och under distribution av dricksvattnet kan det bildas en mängd olika organiska föreningar beroende på vilken desinfektionsmetod som används. Klorering kan ge olika substituerade föreningar som trihalometaner, THM. Vid användning av ozon för desinfektion bildas flera olika organiska föreningar, men inte THM. Andra kemikalier som används i vattenverket kan finnas kvar i det färdiga dricksvattnet. Koaguleringspolymerer och dess monomerer har påträffats i dricksvatten (Montgomery 1985).

Med den ökade användningen av plastledningar följer ökad risk för kontaminering av organiska ämnen från plasten, som vinylklorid från PVC-ledningar. Detta har dock nästan kunnat elimineras med hjälp av förbättrade tillverkningsmetoder och användandet av standardiserade ledningsrör.

De antropogena utsläppen kommer från industri, jordbruk och det kommunala avloppsnätet. Råvattentäkter från ytvatten är i allmänhet känsligare än grundvatten för olika föroreningar. Industrier är ofta lokaliserade i närheten av stora ytvattenintäkter för att till exempel ha tillgång till stora mängder kylvatten. Detta ökar risken för utsläpp av organiska föroreningar från industrier, som använder stora mängder kemikalier i tillverkningsprocessen, till ytvattnet. De pesticider (bekämpningsmedel) som används i jordbruket är till största delen organiska kemikalier.

3.1 Mätmetoder för organiska ämnen i dricksvatten

Det är svårt att bestämma specifika organiska föreningar i dricksvatten på grund av att de förekommer i låga koncentrationer. Det är även en mycket komplex blandning av olika föreningar med stora variationer i molekylvikt, flyktighet och polaritet. För att kunna bestämma koncentrationen av ett specifikt ämne i dricksvatten måste man kunna isolera, identifiera och göra en kvantitativ analys av ämnet i fråga. Detta är inte möjligt vid rutinanalyser, varken tekniskt eller ekonomiskt. Man använder sig därför av mätmetoder där man bestämmer definierade parametrar som i sin tur ger ett mått på koncentrationen av organiska föreningar i vattnet.

De parametrar som man kan bestämma är till exempel TOC, TOX och STP som står för totalt organiskt kol (Total Organic Carbon), totalt organiskt halogen (Total Organic Halogen) respektive standard trihalometan potential (Standard Trihalomethane Potential) (Montgomery 1985).

3.2 Rening av organiska ämnen i dricksvatten

För att få bort organiska ämnen i dricksvatten kan man använda sig av en rad olika processer som omvänd osmos, jonbyte, luftning, adsorption och koagulering. Valet av process beror på vilka organiska ämnen som ska elimineras. Omvänd osmos kan utnyttjas för flera olika ämnen men är en dyr teknik för storskalig vattenrening. Jonbytesteknik används för att ta bort joniserade och polära organiska föreningar. Luftning av dricksvatten är effektivt om man vill få bort flyktiga föreningar. Adsorption används för att få bort restsustanser som pesticider. Oxidation och koagulering bryter ned och faller ut humusämnen (Montgomery 1985).

3.3 BDOC i dricksvatten

BDOC står för Biodegradable Organic Dissolved Carbon och är den del av det lösta organiska kolet i vattnet som kan utnyttjas av bakterier för tillväxt. BDOC är alltså en gruppparameter för en rad olika organiska ämnen. Man kan ibland se förkortningen BOM som står för Biodegradable Organic Matter. Några få specifika bionedbrytbara ämnen i dricksvatten kan analyseras med kemiska analyser som till exempel nitrit, metan och ammoniak. Att bestämma koncentrationen av alla bionedbrytbara organiska föreningar som kan ge bakteriell tillväxt i ett dricksvatten är mycket svårt. Detta beror på att koncentrationerna är mycket låga och att man har en mycket komplex blandning. Man saknar dessutom information om många ämnens förmåga att fungera som energi och kolkälla för bakteriers tillväxt, samt om de synergistiska effekterna mellan olika ämnen. BDOC är mått på tillväxtpotentialen av bakterier i ett vatten. Det finns idag inga direkta riktvärden för BDOC i dricksvatten utan man måste utreda sambandet mellan tillväxtpotential och återtillväxtfenomen ytterligare. Kriterium för ett biologiskt stabilt vatten kan sedan sättas upp baserat på detta samband (Van der Kooij 1994).

3.4 Mätmetoder för BDOC

Svårigheterna att använda sig av kemiska analyser har gjort att man har utvecklat biologiska metoder för att bestämma tillväxtpotentialen i dricksvatten. De biologiska metoderna bygger på att man efter en viss inkuberingsperiod mäter antingen ökningen av bakteriell biomassa eller minskningen av det lösta organiska kolet, DOC (Dissolved Organic Carbon). De metoder som kommer att beskrivas sammanställs i figur 3.1.

Metoder som mäter biomassan	Metoder som mäter DOC
AOC	Suspenderad ymp
CGR	Fixerad ymp
Turbiditet	
ATP	
Bakteriemortalitet	

Figur 3.1: Sammanställning av mätmetoder för BDOC.

3.4.1 Mätmetod för bestämning av AOC

I Nederländerna har man utvecklat en metod för att mäta lätt tillgängligt organiskt kol, AOC (easily Assimilable Organic Carbon). AOC koncentrationen definieras som koncentrationen av lätt assimilerbart organiskt kol tillgängligt för organismerna under rådande försöksförhållanden. AOC bestämning är således ingen direkt mätmetod för BDOC (Van der Kooij 1990).

Metoden bygger på att man mäter den maximala tillväxtnivån av en utvald bakterieskultur i ett vattenprov. Vattenprovet har värmebehandlats för att döda eller inaktivera de naturliga bakterierna. Den maximala tillväxtnivån, $N_{\max}$, bestäms genom platteknik, där ytspridning av vattenprovet sker på en agarplatta. Plattorna inkuberas i 25° C tills kolonierna är tillräckligt stora för att räknas. Antalet kolonier räknas och $N_{\max}$ erhålls i CFU/ml (colony-forming units). AOC kan sedan beräknas genom att använda $N_{\max}$ och utbyteskoefficienten, Y , som är bestämd för de använda bakterierna och det utvalda tillväxtsubstratet som ska utnyttjas helt av bakterierna.

$$\text{AOC } (\mu\text{g kol/l}) = N_{\max} (\text{CFU/ml}) * 1000/Y (\text{CFU}/\mu\text{g kol}) \quad (3)$$

Den utvalda bakteriekulturen är anpassad till att kunna tillväxa vid låga substratkoncentrationer genom förödling av bakterierna i ett autoklaverat vatten med låg substrattillsats. Inkuberingen av det vattenprov som ska analyseras sker mörkt vid 15°C.

Man har isolerat bakteriestammar som ska klara av de speciella förhållanden som krävs. Bakterierna måste kunna tillväxa snabbt vid låga substratkoncentrationer och sedan tillväxa på ett oselektivt odlingsmedium vid plattodling med synliga kolonier. Andra egenskaper är att de ska kunna utnyttja en enkel kvävekälla, som nitrat, och att de inte har speciella behov av vitaminer för sin tillväxt. Olika bakterier kan användas beroende på vilka organiska ämnen man vill mäta. Huvudindelningen för dessa är:

- Bakterier för bestämning av den totala AOC koncentration. Här används *Pseudomonas fluorescens* ssp. och framförallt stammen P17.
- Bakterier för bestämning av specifika grupper av organiska ämnen. Exempel på dessa är *Spirillum* stammen NOX, med förmågan att utnyttja karboxylsyror, och *Flavobacterium* stammen S12, som kan utnyttja maltos och stärkelseliknande ämnen.
- Bakterier som försämrar vattenkvaliteten för att bestämma koncentrationen av organiska ämnen som kan utnyttjas av dessa. Exempel är koliformer och *Aeromonas* ssp.

Det vanligaste vid AOC bestämning är att man använder P17 och NOX, antingen själva eller i kombination med varandra. P17 saknar förmågan att utnyttja de flesta karboxylsyror och NOX kan inte utnyttja kolhydrater, alkoholer, aromatiska syror och aminosyror utom en eller två.

För att få en indikation om ett vattens biologiska stabilitet, måste man även mäta DOC koncentrationen. Kvoten AOC/DOC kan ge ett mått på olika vattenbehandlings inverkan på tillväxtpotentialen i dricksvatten.

Nackdelarna med AOC metoden är att man inte får en direkt bestämning av BDOC utan man måste bestämma samband mellan dessa värden. Det är en ganska komplicerad metod vad det gäller preparering och isolering av en ren bakterieymp samt att platteknik krävs för att mäta tillväxten. Fördelarna är att man kan beräkna tillväxthastigheten genom att analysera tillväxtkurvor och att man just kan studera specifika bakteriers förmåga att bryta ner olika organiska ämnen.

3.4.2 Mätmetod för bestämning av CGR

En metod för bestämning av vattnets tillväxtpotential för koliformer har utvecklats och man bestämmer CGR (Coliform Growth Response). Metoden bygger på samma princip som AOC bestämning, där man använder sig av utvalda bakteriестammar. Vid CGR tillsätter en eller flera koliformer efter sterilfiltrering av vattnet. Inkuberingen sker i 5 dagar vid 20°C. Med odling på plattor jämför man CFU/ml vid inkuberingens början och slut. Den organism som vanligtvis används är *Enterobacter cloacae*. *E.Coli*, som brukar användas som ett mått på förekomsten av koliformer, kan inte tillväxa vid CGR bestämning (Huck 1990).

3.4.3 Mätmetod för bestämning av biomassan genom turbiditetsmätning

Denna metod byggger på att man har funnit en korrelation mellan turbiditet och totalantalet bakterieceller. Cellernas storlek och morfologi förändras vid olika stadier av tillväxten, men man har trots detta kunnat bestämma korrelationen.

Provvattnet sterilfiltreras och placeras i en kyvett. Man tillsätter ett sterilt näringssalt, som inte innehåller något kol, och en specifik mängd lösning med bakterier. Bakterierna kommer från sterilfiltret genom tvättning av detta. Kyvetten inkuberas i en speciell turbidimeter vid 20°C och turbiditeten mäts var 30:e minut. Inkuberingstiden varierar mellan 30 och 120 h, beroende på vilket vatten som undersöks.

För att kunna analysera resultaten av turbiditetsmätningarna konstrueras en kurva med logaritmen av turbiditeten mot inkuberingstiden. Lutningen på kurvan representerar kvaliteten och bionedbrytbarheten av substratet. Storleken på $\log(y/y_0)$ indikerar kvantiteten av substratet. Tillsammans ger dessa båda parametrar ett mått på vattnets bakteriella tillväxtpotential (Huck 1990).

3.4.4 Mätmetod för bestämning av biomassan genom ATP-analys

Denna metoden mäter den bakteriella tillväxten genom att mäta adenosintrifosfat, ATP, koncentrationen. Man har utvecklat denna metod eftersom man ansåg att CFU var ett dåligt mått på bakterietillväxten vid blandande populationer.

Provvattnet sterilfiltreras och en känd volym ympvatten tillsätts. Ympen är vanligtvis ett råvatten eller ett dricksvatten från distributionsnätet där provvattnet tagits ifrån. Inkuberingen sker vid 20°C och prover för ATP-analys tas ut varje dag. Inkuberingen avbryts när en maximal ATP-koncentration har erhållits. Utifrån de erhållna ATP-koncentrationerna kan AOC beräknas genom att använda en standardiserad omvandlingsfaktor (Huck 1990).

3.4.5 Mätmetod för bestämning av totala bakteriemortaliteten

Med denna mätmetod bestämmer man biomassan genom epifluoriscensteknik, där man räknar antalet bakterieceller i ett epifluoriscensmikroskop efter infärgning. Den totala bakteriemortaliteten är lika med produktionen av den totala biomassan, men är enklare att mäta. Den totala bakteriemortaliteten divideras med tillväxtutbytet och på så sätt får man fram ett mått på BDOC.

Provvattnet sterilfiltreras och man tillsätter 1% ymp. Ympen bör vara ett vatten som anpassats till de rådande försöksförhållandena. Detta för att få ett representativt resultat av den biomassa som finns närvarande i vattenbehandlingsprocessen eller i distributionsnätet. Inkuberingen sker vid rumstemperatur i minst 300 h och försöken avbryts när den totala bakteriemortaliteten har kunnat bestämmas. Prover för analys tas dagligen den första veckan och sedan med lite längre

mellanrum. Man bestämmer det totala bakterieantalet och den totala bakterievolymen, där bakterievolymen baseras på cellernas storlek. Biomassan kan sedan beräknas genom att använda omvandlingskoefficienter. Biomassa erhålls i enheten kol per ml. Om man avsätter biomassan mot tiden erhåller man en kurva med två olika stadier. Genom att analysera denna kurva kan man bestämma två olika fraktioner, dels den lätt bionedbrytbara och dels den långsammare bionedbrytbara kolfractionen (Huck 1990).

Nackdelarna med denna metod är att den är kostsam och arbetsintensiv, samt att det slutliga resultatet erhålls efter omräkningar med flera koefficienter, som antingen måste antagas eller bestämmas experimentellt. En stor fördel med metoden är att man kan bestämma de två fraktionerna med lätt bionedbrytbart kol och med långsammare bionedbrytbart kol. Denna information är viktig för biologisk processkontroll, då man kan bestämma den mängd BDOC som kan utnyttjas vid ekonomisk acceptabel kontakttid (Prévost 1992).

3.4.6 Mätmetod för BDOC med naturliga suspenderade bakterier som ymp

En enkel metod för att mäta BDOC har utarbetats av Mikrobiologigruppen för akvatiska miljöer på Universitet i Bryssel (Servais *et al* 1987, Servais *et al* 1989). Denna metod innebär direkt bestämning av BDOC i vatten. Metoden innefattar stegen sterilfiltrering av det vatten som ska undersökas, ympning med bakterier från en naturlig miljö och en inkuberingsperiod.

Provvattnet sterilfiltreras med 0.2 μm porstorlek. De vatten man har undersökt är från naturliga vattenekosystem och då främst olika floder i Belgien. Man har även använt metoden för att studera hur biologiska aktiva kolfilter, BAC, och hur ozonering påverkar BDOC.

Ympen är från en naturlig vattenmiljö, i själva verket samma vatten som ska undersökas, och filtreras med 2.0 μm porstorlek för att ta bort större partiklar och protozorer, som annars kan hämma bakterietillväxten. Man har studerat huruvida ympens ursprung påverkar resultatet genom att ympa med olika flodvatten men ingen skillnad i slutresultat erhöles. Mängden tillsatt ymp är 1%.

Inkuberingen sker mörkt i sterilflaskor vid 20°C. I en studie (Servais *et al* 1987) varierades inkuberingstiden mellan 10 och 30 dagar, med provvolymen 500 ml i varje sterilflaska. Man mäter här DOC dagligen. En snabb minskning av DOC observerades under de första 100 h och stabiliserar sig sedan på en konstant nivå. För att studera återstoden av det organiska materialet tillsattes glukos och ny ymp till provvattnet. Man erhöles en ny bakterietillväxt, men samma DOC efter tillväxten slut. Detta medför att man kan dra slutsatsen att det konstanta värdet på DOC, som erhöles efter 100 h, ger ett mått på delen bionedbrytbart organiskt kol, även vid närvaro av bättre substrat. I de flodvatten som undersöktes utgjorde BDOC koncentrationen 17- 41% av det totala DOC.

I en annan studie (Servais *et al* 1989) var inkuberingstiden 28 dagar och provvolymen 200 ml. Prover togs endast vid inkuberingens start och vid dess slut för att mäta DOC. BDOC beräknas som skillnaden mellan $\text{DOC}_{\text{start}}$ och DOC_{slut} . Man validitetskontrollerade metoden genom att tillsätta en känd mängd lättbrytbart substrat (aminosyror, acetat eller albumin) till ett vatten med låg halt av organiskt kol och sedan tillsätta ymp. Med en tillsatt mängd av 0.2 till 1.5 mg kol per liter, får man bra överensstämmande värden mellan tillsatt mängd substrat och den bestämda BDOC-halten. Precisionen för metoden bestämdes till 0.05 mg BDOC per liter och kan således användas för BDOC-koncentrationer större än 0.2 mg per liter. I de tre belgiska floder som undersöktes utgjorde BDOC 19-54 % av det totala DOC beroende på

provtagningstid. DOC var betydligt högre för två av dessa floder, vilket beror på att dessa är mer utsatta för olika föroreningar.

Det har gjorts studier där mängden tillsatt ymp har varierats mellan 0.04-5%. BDOC-värdet och den maximala tillväxten efter 28 dygns inkubering påverkades inte av ympförhållandet. Luftning av provet med 4 l luft/h påverkade inte BDOC. Då inkuberingstiden ökades till 85-120 dygn erhöles en ökning av BDOC med 0-125% beroende på vilket vatten som undersöktes. Vid kinetikstudier av bionedbrytbarheten erhöles den lägsta DOC koncentrationen efter 15 dygn i 85% av vattenproverna (Volk *et al* 1994).

Fördelarna med denna metod är att man med en naturlig blandning av bakterier får en bredare bionedbrytbarhet än med en ren bakteriestam, som vid bestämning av AOC, och att man erhåller en direkt bestämning av BDOC. En annan fördel är att det är lätt att hämta ymp från ett ytvatten och det inte krävs någon speciell behandling, förvaring eller transport. Man kan även bestämma ympens bakteriella biomassa med till exempel epifluoriscensteknik. Nackdelar med metoden är att det krävs sterilfiltrering. Filtrering kan vara en stor felkälla, då det finns risk för kolkontaminering. Metoden kräver lång inkuberingsperiod, men prover för DOC behöver bara tas vid inkuberingens start och slut.

3.4.7 Mätmetod för BDOC med naturliga fixerade bakterier som ymp

För att minska inkuberingstiden för mätning av BDOC har man studerat naturliga bakterier fixerad vid tvättad sand från vattenverk. Sanden är från långsamfilter som tvättas mycket noga med organiskt kolfritt destillerat vatten och sedan tillsätts provvattnet med viktförhållandet 1/3. Man kontrollerar att sanden inte avger något kol genom att mäta TOC på det sista tvättvattnet. Provvattnet förbehandlas inte på något sätt och sterilfiltreras istället efter inkuberingen. Prover för mätning av DOC tas ut med jämna mellanrum och BDOC bestäms som skillnaden mellan DOC_{start} och den lägsta DOC koncentrationen som erhållits under inkuberingen. Man erhåller det lägsta DOC värdet efter *ca* 3 dygn och DOC halten ökar sedan, vilket kan bero på att sanden släpper kol (Block *et al* 1992).

I samma studie som den med suspenderad ymp undersöktes det optimala sand-vatten förhållandet och hur luftning av provet under inkuberingen påverkade bestämningen av BDOC (Volk *et al* 1994). Med ökat sand-vatten förhållande minskar det lägsta DOC-värdet, varför man får ett högre BDOC-värde. Om man studerar en kurva, där sand-vatten förhållandet har avsatts mot erhållet BDOC, så kan två tydliga stadier urskiljas. I det första stadiet är förhållandet mindre än 10 g:300 ml och här sker en stark ökning av BDOC koncentrationen med ökad ympmängd. I det andra stadiet är ökningen av BDOC koncentrationen inte alls lika stor med ökad ympmängd och kan nästan anses som konstant. Den lilla ökningen beror troligen på adsorption av organiska molekyler på sanden. Det använda förhållandet 100 g sand:300 ml vatten verkar vara det mest optimala för att få en relativt snabb bestämning av BDOC och samtidigt minimera biosorptionseffekterna.

Luftning av proven under inkuberingen med 2-4 l luft/h visade sig ge högre BDOC koncentrationer i vissa fall jämfört med ingen luftning, speciellt ifall vattnet hade höga BDOC koncentrationer. Luftning hade också en positiv effekt på kinetiken av DOC nedbrytningen, vilket kan bero på att provet blir homogenerare och att det blir en bättre omblandning mellan sand och vatten. En annan orsak till detta kan vara att den bakteriella aktiviteten ökar då vattnet syresätts av luften.

Man erhåller högre BDOC-koncentrationer med fixerad ymp jämfört med suspenderad ymp vilket kan bero på:

- att bakteriekoncentrationen i vattnet precis efter inkuberingen är 100-1000 gånger större då man använder sand som ymp jämfört med flodvatten.
- att en fixerad ymp kan kanske bryta ner organiska ämnen som inte är bionedbrytbara för suspenderade bakterier.

Den sistnämnda möjligheten kan i sin tur förklaras med:

- att en större bakteriell mångfald finns i en biofilm på sand än i flodvatten.
- att bakterierna på sanden har anpassats för att kunna bryta ner en stor mängd organiska ämnen.
- att fixerade bakterier är mer aktiva än fria bakterier (Volk *et al* 1994).

Andra möjligheter till att man får högre BDOC-värden med fixerad ymp är olika felkällor, som att DOC har adsorberats på sanden eller kontaminering av vattenproven under hanteringen och utförandet av försöken. Kontaminering är svårt att kontrollera och man behöver därför göra en validitetskontroll på dessa typer av försök.

En fördel med metoden är att inkuberingstiden är kortare på grund av att kinetiken för bionedbrytningen med fixerad ymp är 2-4 gånger snabbare jämfört med suspenderad ymp. Nackdelarna med att använda sig av fixerad ymp är att det kräver dagliga uttag av prover, för att man ska erhålla det lägsta DOC-värdet, och att man därför måste göra fler TOC-analyser.

I en annan metod, där man använder sig av fixerad ymp, utnyttjas en inert bärare för biofilmen (Frias *et al* 1992). Det inerta bärmaterialet är SIRAN, som består av porösa glaskulor, och dessa har placerats i en glaskolonn. För att bygga upp en biofilm cirkuleras ett vatten bestående av 1/3 flodvatten och 2/3 filtratvatten från aktivt kolfilter. Flödet genom kolonnen är 3.5 ml/min. Vattnet byts dagligen och perioden för kolonisationen är 5 dygn. För att anpassa biofilmen till det vatten som ska undersökas cirkuleras en blandning av kolonisationsvatten och provvatten, med successiv ökad andel provvatten, i 5-8 dygn. Kolonnen ska sedan vara klar för mätning av BDOC på det aktuella provvattnet. DOC mäts dagligen på det cirkulerande vattenprovet tills det att DOC blir stabilt. Tiden för BDOC bestämningen varierar från några timmar till flera dygn, beroende på vilket vatten som undersöks. Denna metod är en modifikation av en kontinuerlig kontrollmetod för vattenbehandlingsindustrin. I den kontinuerliga metoden får vattnet passera två kolonner med fixerad ymp och man mäter DOC före och efter kolonnerna. Modifikationen gör det möjligt att istället mäta diskreta vattenprov som cirkuleras i en kolonn. I tidigare studier har man också använt sig av långsamfiltersand som fixerad ymp i kolonner med cirkulerande provvatten (Lucena *et al* 1990).

3.5 Olika vattenreningsprocessers inverkan på BDOC

Vid studier av olika vattenreningsprocessers inverkan på DOC-koncentrationen och dess sammansättning, analyserar man totala halten DOC och bestämmer BDOC med någon av de tillgängliga mätmetoderna. Den del av DOC som inte är BDOC kallas RDOC (Refractory Dissolved Organic Carbon).

De processer som är av störst intresse att studera är de biologiska reningsstegen, eftersom det är dessa som man kan misstänka har störst effekt på BDOC reduktionen genom processen. Andra processer som man är intresserad av är förozonering av det inkommande råvattnet och ozonering av vattnet före klorering. Ozon är mycket reaktivt och kan bryta ner RDOC till

BDOC. Oftast studerar man DOC/BDOC genom att ta vattenprover vid in- och utlopp av ett reningssteg, men man kan även ta prover vid olika stadier av ett steg, *tex* vid olika djup av ett långsamfilter eller granulerat aktivt kolfilter, GAC-filter.

I en studie gjord på ett vattenverk utanför Paris (Bonnet *et al* 1992), jämför man en befintlig anläggning med en pilotanläggning. Den befintliga anläggningen består av reningsstegen:

1. Snabbfiltrering med grus- och sandfilter → 2. Långsamfilter →
3. Ozonering → 4. Klorering

medan pilotanläggningen består av reningsstegen:

1. Förozonering → 2. Flockulering med FeCl_3 → 3. Koagulering på biolit och sandfilter → 4. Långsamfilter → 5. Ozonering → 6. GAC-filter

För båda anläggningarna visade resultatet att 40% av ingående DOC och 84% av ingående BDOC eliminerades genom samverkan av förbehandlingarna och långsamfiltren. Långsamfilter har alltså två viktiga funktioner, den första är att en mycket stor andel av mängden BDOC elimineras vilket ger låga halter av BDOC ut ur detta steg och den andra är att även en stor del av RDOC försvinner.

I pilotanläggningen ökade BDOC halten över förozoneringssteget från 24 till 31%. Ozonering av vattnet efter långsamfiltret ökar återigen BDOC-koncentrationen. Denna ökning är större då man inte har använt förozonering. Med både förozonering och GAC-filter erhålls mycket låga BDOC-koncentrationer. Dessa halter är svåra att detektera och ligger mellan 0.1 och 0.2 ppm. GAC-filter eliminerar en stor mängd av både BDOC och RDOC. På GAC-filtren kan ämnen som släppt från långsamsandfiltret adsorberas. Resultaten av de olika reningsstegen varierade lite med årstiden eftersom råvattnets DOC-innehåll varierar i koncentration och sammansättning.

De slutsatser som drogs av studien var följande:

- Viktigt att mäta BDOC för att optimera effektiviteten av olika vattenbehandlingsanläggningar.
- Långsamfilter är en säker teknik för att erhålla låg BDOC-koncentration i vattnet.
- Ett GAC-filter kan med fördel installeras i den befintliga anläggningen för att den mängd av BDOC som inte är lätt bionedbrytbart och som eventuellt har släppt från långsamfiltret ska adsorberas.
- Förozonering underlättar elimineringen av DOC genom anläggningen. För höga doser av ozon vid förozoneringen minskar effekten av långsamfiltret.

I studie på en annan vattenbehandlingsanläggning utanför Paris (Servais *et al* 1991) studeras GAC-filtrers inverkan på DOC/BDOC. Man bestämde också BDOC vid olika djup av filtret. Anläggningen består av förozonering, koagulering och flockulering, sandfilter, ozonering, GAC-filter samt klorering. Då GAC-filter har visat sig kunna minska DOC-koncentrationen med mer än deras normala adsorptionskapacitet, misstänker man att mikroorganismer är aktiva på GAC-partiklarnas yta. Det kan därför vara intressant att studera de mikrobiologiska egenskaperna hos GAC-filtret istället för adsorptionskapacitet. Biologiska processer erbjuder ett bra alternativ till adsorption, då man slipper att regenerera GAC och då det framförallt är BDOC som reduceras.

Resultaten visade att 40% av BDOC och endast 8% av RDOC eliminerades genom GAC-filtret. Detta stärker teorin om att det är biologisk aktivitet stället för adsorption som står för reduktionen. I GAC-filtren (som i denna anläggning är 1 m djupa) är det de översta 40 cm som står för huvudelen av BDOC reduktionen. Av detta kan man dra slutsatsen att ökat filterdjup eller ökad kontaktid inte skulle ge en proportionell förbättring av GAC-filtreringens inverkan.

Bakterieantalet i in- och utgående vatten från GAC-filtren visade ett litet tillskott av bakterier till vattnet från filtret. Den fixerade biomassan på GAC-filtret höll sig på en stabil nivå, då produktionen av biomassa och mortaliteten av bakterier var ungefär lika stor.

I en tredje vattenbehandlingsanläggning utanför Paris (Servais *et al* 1992) undersöktes utformningen av GAC-filtren. Den normala höjden av ett GAC-filter är 1 m med filtreringshastigheten 6 m/h. Med djupa GAC-filter på 3 m kan man öka filtreringshastigheten ända upp till 18 m/h. Fördelen med djupa filter är att man på detta sätt kan reducera antalet filter som krävs för en given volym vatten, förutsatt att filtreringshastigheten kan öka. Detta minskar kostnaderna vid installation av GAC-filter i områden med höga markkostnader. Temperaturen vid GAC-filter visade sig ha en stor betydelse för dess effektivitet. Vid minskad temperatur måste filtreringshastigheten sänkas för att reduktionen av BDOC genom filtret ska vara konstant.

4 SYFTE

Målet med försöksdelen av arbetet var att få fram en användbar mätmetod för BDOC i dricksvatten. Det mest optimala vore att hitta en både snabb och enkel mätmetod för BDOC. Denna skulle då kunna användas på vattenverken som en kontrollparameter för det utgående renvattnet. Mätmetoden skulle också kunna användas till att studera olika renings- och desinfektionsmetoders inverkan på BDOC. Tillsammans med mikrobiologiska undersökningar skulle man på så sätt kunna distribuera ett dricksvatten med större kontroll över dricksvattnets biologiska stabilitet.

På Institutionen för VA-teknik finns ett instrument för TOC-analys, så de direkta mätmetoder som bygger på att man mäter DOC var av störst intresse. En idé var att kunna använda sig av en Sapromat respirometer, som mäter syreförbrukningen i ett reaktionskärl under inkubationen. Genom att kunna se när syreförbrukningen avstannar skulle man minimera inkuberingstiden. Man måste utnyttja en suspenderad ymp i Sapromat respirometern. För att jämföra resultaten med en befintlig mätmetod användes den mätmetod för BDOC med naturliga suspenderade bakterier (se avsnitt 3.4.2).

Det finns flera studier gjorda på suspenderade naturliga ymper med olika ursprung (Block *et al* 1992, Servais *et al* 1989, Prévost *et al* 1992). Man har dock inte funnit några skillnader i slutresultat om inkuberingstiden har varit tillräckligt lång. Man har i alla dessa försök använt sig av en ymptillsats av 1% råvatten. Med mätmetoden för BDOC där man använder sig av fixerade naturliga ymper har det optimala ympförhållandet studerats, även vad det gäller hur lång inkuberingstid som krävs (se avsnitt 3.4.3). Det är av intresse att minimera inkuberingstiden även för suspenderade naturliga bakterier genom att studera ympförhållandets och inkuberingstemperaturens inverkan, speciellt då man i tidigare studier tror att ympens ursprung kan påverka kinetiken för bakteriernas utnyttjandet av BDOC (Prévost *et al.* 1992).

Då en metod för att mäta BDOC hade provats fram skulle denna kunna användas för att studera skillnader i omkolonisation av bakterier från långsamfiltersand på olika ledningsmaterial. Målet med dessa försök var att studera hur bestämningen av BDOC varierade med olika ymper, bestående av bakterier från långsamfiltersand omkoloniserade på olika ledningsmaterial. Detta för att se hur de mycket BDOC de olika bakteriepopulationerna kunde utnyttja. Man ville alltså få fram en modell där man kan studera hur bakterier, koloniserade på olika material, kan använda BDOC i vattnet och på så sätt ge en bakterietillväxt i distributionsnätet.

5 UTFÖRANDE AV FÖRSÖK

Alla direkta mätmetoder för BDOC bygger på principen att man mäter DOC koncentrationen i vattnet vid analysens start (DOC_0). Man tillsätter sedan någon sorts ymp och mäter DOC efter olika inkuberingstider. Koncentrationen av BDOC beräknas enligt:

$$\text{BDOC} = \text{DOC}_0 - \text{DOC}_{\min} \quad (4)$$

där $\text{DOC}_{\min}$ är den lägsta koncentrationen av DOC som erhållits under inkuberingsperioden. DOC mäts med ett TOC-analys instrument. Proverna filtrerats så att de endast innehåller DOC.

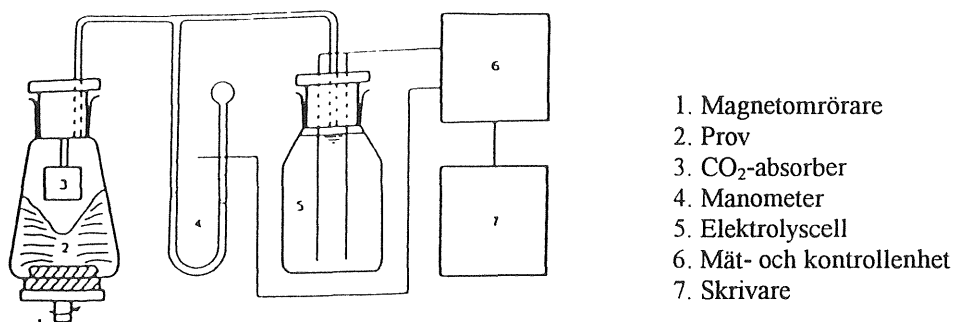
På Institutionen för VA-teknik, CTH, har man använt sig av en Sapromat respirometer för att studera biokemisk syreförbrukningen, BOD, hos slam från avloppsvattenhantering. Ideér fanns att man skulle kunna använda Sapromaten även för mätning av BDOC i dricksvatten. För att kunna jämföra resultaten från Sapromaten med någon annan metod och för att kunna gå vidare ifall mätningarna med Sapromaten inte fungerade utfördes mätning av BDOC även med inkubering av vatten i sterilflaskor. Vid inkubering i sterilflaskor studerades även olika ympförhållandens och temperaturens inverkan på inkuberingstiden.

Omkolonisation av bakterier från långsamfiltersand på olika ledningsmaterial studerades genom att en special byggd utrustning användes. För att studera hurvida omkolonisation skedde med bildandet av biofilm på de olika ledningsmaterialen som följd, användes inkuberingen i sterilflaskor med ledningsmaterialen som ymp. Detta för att se ifall man kan se någon skillnad i utnyttjande av BDOC i vattnet.

De vatten som har använts i analyserna har hämtats vid Lackarebäcks Vattenverk i Göteborg. Vattnet pumpas från Göta älv till Delsjön och sedan till vattenverket. Tillsammans med Alelyckans Vattenverk förser Lackarebäck Göteborgs kommun med dricksvatten. Långsamfiltersanden till försöken med omkolonisation har tagits från Mölnlycke Vattenverk.

5.1 Inkubering i Sapromat

Sapromat respirometern (Voith AG, Heidenheim) håller ett konstant O_2 -partialtryck, där syreförsörjningen sker på elektrolytisk väg. Den består av sex stycken identiska reaktionskärl som står i ett vattenbad. Sapromatens reaktionskärl är begränsade till provvolymen 250 ml. Varje reaktionskärl står i förbindelse med en elektrolyscell med 5%-ig svavelsyra mättad med kopparsulfat som elektrolyslösning och en tryckkammare (figur 5.1).



Figur 5.1: Sapromat respirometer. Principskiss av en reaktionskärlsenhet.

Då syre förbrukas i reaktionskärlet ger detta en tryckminskning som via en tryckkammare ger en signal till elektrolyscellen. Syre produceras i elektrolyscellen tills det att gastrycket i reaktionskärlet är återställt. Strömförbrukningen vid syreproduktionen är proportionell mot syremängden och registreras kontinuerligt av en mät- och kontrollenhet (Kaffehr 1977).

Fördelen med Saproten är att man skulle kunna följa syreförbrukningen i varje reaktionskärle kontinuerligt under hela inkuberingsperioden och på så sätt se när syreförbrukningen avstannat, vilket skulle kunna leda till att inkuberingstiden minimerades.

5.1.1 Provberedning och inkubering

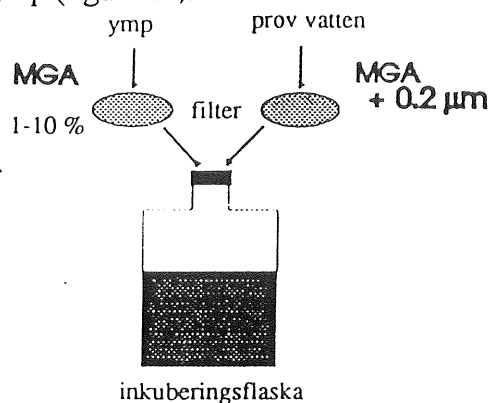
I den första provserien (start 950209) användes filtratvatten som provvatten och råvatten som ymp. En liten mängd allyltiourinämne, ATU, tillsattes då detta användes vid analys av avloppsslam för att förhindra nitrifikation. Detta uteslöts i nästa analysomgång. I fyra reaktionskärle blandades volymerna 220 ml filtratvatten respektive 30 ml råvatten. I de två kvarvarande reaktionskärle tillsattes ingen ymp utan endast 250 ml filtratvatten och 0.5 ml ATU. Dessa prover filtrerades inte före inkubering. Vattenbadet ställdes in på 20°C och magnetomrörning. Då det inte gick att få det lufttätt mellan reaktionskärle, elektrolyscell och tryckkammare, så fick denna omgång köras utan syretillförsel. Reaktionskärle tillsluts med parafilm. Två prover med tillsatt ymp inkuberades i 8 dygn och resterande prover inkuberades i 13 dygn.

I den andra provserien (start 950404) användes renavatten som provvatten och råvatten som ymp i alla reaktionskärle. Renvattnet var pH-justerat och som senare upptäcktes även klorerat. Råvattnet filtrerades med MGA glasfiberfilter (Munktells) för att få bort större partiklar och protozorer. Renvattnet sterilfiltrerades med engångs 0.2 µm-porstorlek cellulosa acetat filter (Sartorius). Ett ympförhållande på 1 till 10 tillsattes. Filtren tvättades noga med nanopurevatten (500 ml resp. 50 ml) och provvatten (100 ml resp. 20 ml) före filtrering. Inkuberingstemperaturen höjdes i denna provserie till 25°C. Två prover inkuberades i 7 dygn och resterande prover inkuberades i 28 dygn.

Reaktionskärle och flaskorna för hämtning av vatten på Lackarebäcks vattenverk var syradiskade. Provvatten hämtades samma dag som analysen startade.

5.2 Inkubering i sterilflaskor

Principen bygger på att man sterilfiltrerar det vatten som ska analyseras och sedan tillsätter en mängd naturlig ymp (figur 5.2).



Figur 5.2 : Principskiss för mätning av BDOC med naturlig suspenderad ymp.

Ympen kan antingen vara suspenderad eller fixerad. Den suspenderade ympen är råvatten och den fixerade vanligtvis långsamfiltersand. Råvatten användes som ymp i alla provserierna. Provvattnet överförs i brända sterilflaskor (550°C i 3 h). Man inkuberar sedan vattenproven vid en viss temperatur tills det att DOC har minskat till en stabil nivå. För att kunna studera hur DOC-halten minskade togs prover med olika inkuberingstider under de olika provserierna.

5.2.1 Provberedning

Den första provserien med sterilflaskor gjordes som jämförelse med Sapromatens andra provserie (start 950404) och ca 75 ml provvatten (renvatten med 10% ymp) berett enligt denna beskrivning hölls i 100 ml sterilflaskor.

I den andra provserien med sterilflaskor (start 950512) undersöktes inkubering med olika ympförhållanden. Detta för att studera hurvida mängden tillsatt ymp påverkar hastigheten för minskningen av DOC. För denna provserie användes råvatten både som provvatten och ymp, dels för att vattnet skulle innehålla en mätbar mängd BDOC och dels för att eliminera DOC skillnader som erhållas om man ympade med ett annat vatten än provvattnet. Råvattnet förfiltrerades med MGA glasfiberfilter (Munktells) och en del sparades för att användas som ymp, medan resten filtrerades med 0.2 µm-porstorlek cellulosaaacetatfilter (Sartorius membranfilter). De olika provvattnen med ympmängderna 0.1, 1 och 10 % blandades och ca 75 ml hölls i totalt 36 stycken 100 ml sterilflaskor.

Den sista provserien (start 950704) gjordes för att studera inkuberingstemperaturens inverkan på hastigheten för minskningen av DOC. Råvatten användes som provvatten med ympmängden 10%. Även i detta försök användes 100 ml sterilflaskor, men för att komma ifrån variationer som fås då man använder sig av olika inkuberingskärl, tillsattes även 800 ml provvatten till en 1000 ml glasflaska.

5.2.2 Inkuberingstider och temperaturer

Den första provserien (start 950404) inkuberades vid 25°C. Inkuberingstiderna var 1, 2, 3, 5, 7, 8, 14, 21 och 28 dygn. Trippelprover togs efter 3, 7 och 28 dygn, medan de övriga var enkelprover. Dubbelprov togs av provvattnet för bestämning av DOC₀. Trippelprov av sterilfiltrerat råvatten med 10% ymp inkuberades i 28 dygn som referensprov.

Den andra provserien (start 950512) inkuberades vid 25°C. Inkuberingstiderna var 3, 5, 7, 15, 21 och 27 dygn. Dubbelprover togs för varje ymptillsats för DOC₀ och för varje inkuberingstid.

I den sista provserien (start 950704) studerades tre olika temperaturer. Dessa var 8, 21 och 35°C. Den lägsta och högsta temperaturen hölls genom vattenbad. Rumstemperaturen gav mittentemperaturen. Inkuberingstiderna var 2, 4 och 7 dygn och dubbelprover togs för varje temperatur. Det stora inkuberingskärlat inkuberades vid rumstemperatur och här togs dubbelprover med samma inkuberingstider som sterilflaskorna.

5.3 Uttag och förvaring av prover

Efter inkuberingen i Sapromaten eller sterilflaskor, sterilfiltrerades ca 40 ml provvatten med engångs 0.2 µm cellulosaaacetatfilter (Sartorius). Filteret tvättades före filtrering med 50 ml nanopurevatten och 20 ml prov. De allra första proverna förvarades i pyrexglas som hade bränts (550°C i 3 h) för att få bort eventuella organiska kolkontamineringar. Resten av

proverna förvarades i 100 ml PE-flaskor som var sköljda med nanopurevatten. PE-flaskorna sköljdes också med lite prov.

Efter uttag av prover frystes dessa ner. Alla prover frystes ner och TOC-analysen utfördes på en provomgång vid samma analystillfälle. Proverna placerades i kylskåp dagen före TOC-analys och togs fram i rumstemperatur i god tid före analysen.

De prover som inte inkuberades, utan som användes för bestämning av DOC_0 , behandlades på samma sätt som ovan.

5.4 TOC-analys

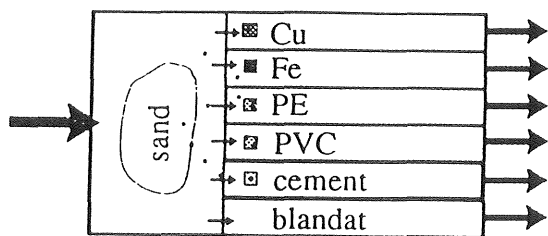
För analys av DOC har en Shimadzu 5000 TOC-analyser med provväxlare ASI 5000 använts. Med detta instrument kan man antingen bestämma NPOC (Non Purgable Organic Carbon) eller den totala kolmängden, TC, och den oorganiska kolmängden, IC, där TOC sedan erhålls automatiskt genom $\text{TOC} = \text{TC} - \text{IC}$. Proverna analyserades med den sistnämnda metoden.

TC bestäms genom fullständig förbränning av provet i en TC-reaktor vid 680°C . TC-reaktorn består av en aluminiumoxidkatalysator belagd med 0.5% platina. Med hjälp av en bärgas av syntetisk luft förflyttar sig provet genom katalysatorn. Förbränningsprodukterna CO och CO_2 går vidare till en IC-reaktor, där allt CO övergår till CO_2 . I IC-reaktorn surgörs provet till $\text{pH} < 2$. Kalkkolsyrjämvikten gör att allt CO övergår till CO_2 i IC-reaktorn och på så sätt kan detekteras i detektorn. För bestämning av IC-mängden går provet direkt till IC-reaktorn där allt oorganiskt kol blir CO_2 och kan detekteras medan det organiska kolet blir kvar i lösningen. Detektionen av CO_2 sker med en IR-detektor. IR-detektorn består av två tuber som skiljs åt med ett flexibelt membran. Då bärgasen för in CO_2 i en av tuberna absorberas mer IR-strålning i denna tub. Detta leder till en temperaturökning, som i sin tur ger en tryckskillnad mellan tuberna. Membranet känner av tryckskillnaden som på så sätt mäts och ger en signal. Analysresultaten erhålls direkt som TOC i ppm.

Före analysen av proverna måste standardkurvor för TC och IC göras. De standardlösningar som användes för råvatten och filtratvatten hade koncentrationerna 10, 5 och 1 ppm för TC respektive 5, 2 och 0.5 ppm för IC. Det är viktigt att prover och standarder håller rumstemperatur. I annat fall kan man få stora variationer, eftersom vattnets densitet förändras med temperaturen. Standardlösningarna kördes som prover med jämna mellanrum för att kontrollera att instrumentet höll sig stabilt under analysens gång.

5.5 Omkolonisation av bakterier på olika ledningsmaterial

För att studera hur bakterierna omkoloniserar på olika ledningsmaterial från långsamfiltersand och kan utnyttja BDOC i sterilfiltrerat råvatten, byggdes en försöksanläggning (figur 5.3).



Figur 5.3: Försöksanläggning för omkolonisation av bakterier.

Den utformades som en låda med olika fack och byggdes i plexiglas (PMMA 8 mm). Ett flöde av filtratvatten passerade först över långsamfiltersand, med bäddjupet *ca* 5 cm. Vattnet rann sedan in i sex parallella fack, där bitar av olika ledningsmaterial hade placerats, och sedan ut genom ett utlopp. Det totala flödet genom lådan var *ca* 180 ml/min, vilket ger *ca* 30 ml/min i varje fack. Försöksanläggningen var täckt med en svart plast för att undvika UV-ljus.

De ledningsmaterial som undersöktes var koppar, järn, PE, grå PVC och cement. Bitar av ledningsmaterial hade sågats till av tillgängliga rör. Koppar, PE och PVC hade en diameter på *ca* 11 mm och delades till en längd av 20 mm. Järnröret var belagt med en grön skyddsfärg och hade en diameter på 20 mm och delades till en längd av *ca* 10 mm. Cementröret var ett stort rör av järn med cement på insidan. Detta fick delas, vilket ledde till att cementen föll av i små bitar. Svårigheterna med att bestämma specifika ytan för varje bit gjorde att bitarna istället vägdes för att på detta sätt ge en viss jämförelse mellan variationerna i storlek. För att bitarna skulle vara lite föråldrade innan de lades i försöksanläggningen placerades de i en bägare med kranvatten i *ca* två veckor. För att ta bort eventuellt bildad biofilm tryckkokades bitarna (140°C, 2.7 bar, 3 min) innan de placerades i försöksanläggningen. I varje fack placerades åtta bitar av respektive material, förutom cementbitarna som var små och många fler. I ett fack placerades en blandning av de olika materialen, med två bitar av respektive material i slumpvis ordning. För att PE bitarna inte skulle flyta placerades dessa runt en glasstav.

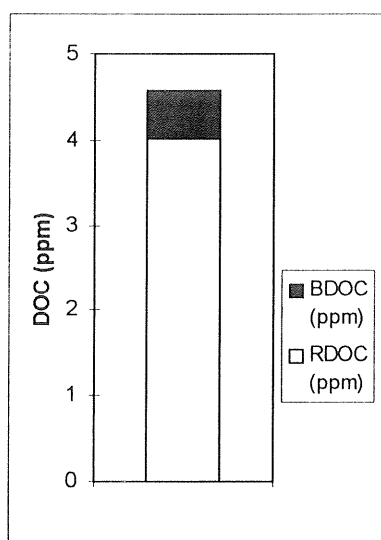
Efter 34 dygn i försöksanläggningen togs sex bitar ut av respektive material samt de blandade bitarna och placerades i filtratvatten. Samma dag överfördes bitarna till sterilflaskor med 70 ml sterilfiltrerat råvatten för bestämning av BDOC på samma sätt som ovanstående försök med inkubering i sterilflaskor. Temperaturen var 25°C och inkuberingstiderna 90, 164 samt 474 h. Dubbelprover togs ut vid varje tillfälle. Som referensprover ympades det sterilfiltrerade råvattnet med 10% råvatten för uttag vid inkuberingens slut. Sterilfiltrerat råvatten ympades också med långsamfiltersand (20 g sand till 60 ml vatten) från försöksanläggningen för uttag av dubbelprover vid två tillfällen (90 och 474 h). De blandade bitarna inkuberades i 164 h.

6 RESULTAT OCH DISKUSSION

Alla rådata från TOC-analysen finns i bilaga 1 och bilaga 2. I resultatdelen presenteras de erhållna DOC-värdena i diagramform. De värden som har använts i diagrammen för RDOC och BDOC återfinns i bilaga 3. När de olika BDOC-värdena har beräknats och minskningen av DOC har studerats har de lägst uppmätta DOC-värdena använts, istället för ett medelvärde av dubbelproverna. Anledningen till detta är att det i flera fall har varit en relativt stor skillnad mellan dubbelprover. Man kan misstänka att det med högst DOC-värde har kontaminerats under behandlingen. Det har därför varit svårt att bestämma när ett medelvärde ska beräknas och när endast det lägsta värdet ska beaktas. Eftersom BDOC är skillnaden mellan DOC_0 och det lägst erhållna DOC, valdes därför att konsekvent använda det lägsta uppmätta DOC-värdet.

6.1 Resultat av försök med inkubering i Sapromat

Att använda Sapromaten visade sig vara ganska svårt. Det var stora problem med att få reaktionskärlen helt täta och med registreringsenheten. Den första provserien (start 950209) fick på grund av dessa problem köras utan registrering av syretillförsel och reaktionskärlen tillslöts med parafilm. Det provvatten som användes var filtratvatten som inte hade förbehandlats med en tillsats av 12% råvatten som ymp. Referensproverna var filtratvatten utan någon ymp. Efter 13 dygn inkubering erhöles DOC minskat i de prover som hade ympats med råvatten och BDOC kunde beräknas. Resultaten visade ett BDOC på 12% av DOC_0 och således var innehållet RDOC 88% (se figur 6.1).



Figur 6.1: RDOC och BDOC i filtratvatten med 12% råvatten från 950209.

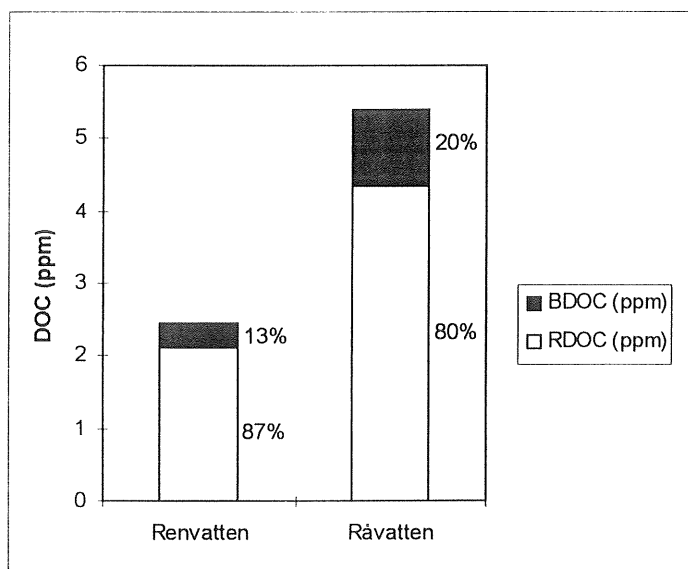
Referensproven gav ingen minskning av DOC, utan istället erhöles en ökning av DOC efter 13 dygns inkubering. Detta måste bero på kontaminering av referensproverna under behandlingen och visar svårigheterna med att få reaktionskärlen riktigt rena. Att ingen minskning av DOC skedde kan bero på två faktorer, dels att bakteriehalten i detta vatten var för låg så att ingen tillväxt kom igång under inkuberingen och dels att BDOC halten var mycket lägre i detta vatten än i provvattnet. Att tillsätta så mycket råvatten som 12% till ett filtratvatten ger en markant ökning av vattnets totala DOC-halt. Det utgör alltså en stor felkälla att tillsätta stora mängder ympvatten om man vill bestämma BDOC i ett vatten, som inte är det ympvatten som används.

I den andra provserien (start 950404), där provvattnet var renvatten med 10% råvatten som ymp, kunde Sapromatens reaktionskärn användas som det var tänkt med konstant syretillförsel. Det var dock en del problem med att få två av reaktionskärnorna att förbli täta. Att analysera registreringen av syreförbrukningen var svårt då denna var mycket låg om reaktionskärnorna hölls täta. De DOC-värden som erhöles efter inkubering i 121 h respektive 669 h är svåra att tyda, då DOC vid 121 h inkubering visar en minskning medan DOC efter 669 h inkubering återigen har ökat jämfört med DOC_0 .

Inkubering i Sapromat visade sig vara en olämplig metod för att mäta BDOC. De fördelar som användandet av Sapromaten hade tänkts ge, med registrering av syreförbrukningen, visade sig vara svåra att studera. Nackdelarna med denna metod är svårigheter med att hålla utrustningen ren, vilket är mycket viktigt vid mätning av BDOC eftersom man mäter mycket låga halter. En annan nackdel är att man bara kan inkubera 6 prover vid en provserie. Detta begränsar möjligheten att ta ut prover för TOC-analys vid flera tillfällen.

6.2 Resultat av försök med inkubering i sterilflaskor

I den första provserien (start 950404), studerades DOC-minskningen i renvatten med 10% råvatten som ymp efter olika inkuberingstider. I detta försök var det svårt att se någon större DOC-minskning i vattnet förrän efter 494 h inkubering. BDOC och RDOC beräknas genom den DOC-minskning som erhöles efter sista uttaget vid 669 h inkubering. Dessa resultat kan jämföras med de som erhöles i råvatten med samma inkuberingsförhållanden (figur 6.2). Att det tog relativt lång tid innan någon DOC-minskning kunde ses i försöket, kan bero på att bakterietillväxten hämmas av att renvattnet är klorerat.

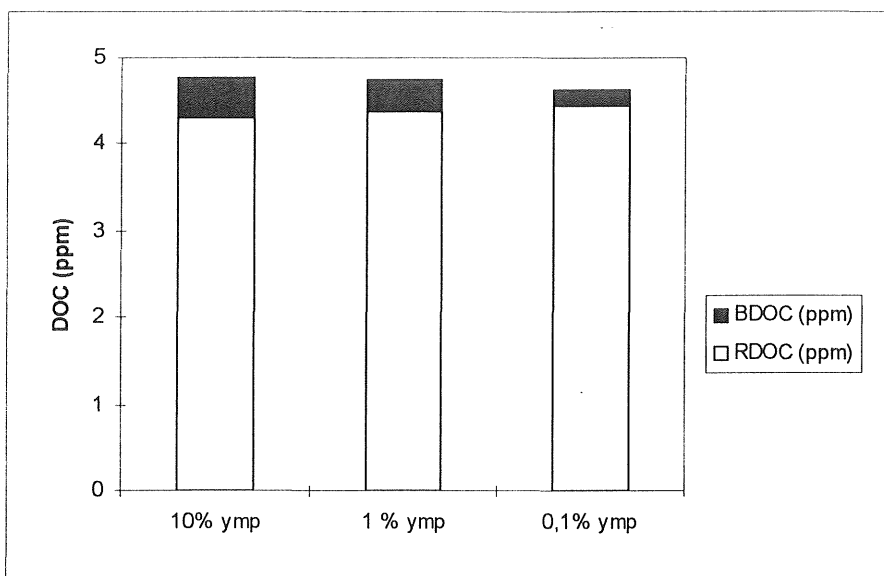


Figur 6.2: RDOC och BDOC i renvatten och råvatten från 950404.

En stor nackdel med inkubering i 100 ml sterilflaskor är de skillnader som erhålls på grund av att man använder olika flaskor för varje prov som man tar ut. Detta kräver att man har väldigt många flaskor om man vill ta ut prover med jämna mellanrum och dessutom vill ha flera flaskor för varje inkuberingstid. Andra faktorer som kan inverka vid användandet av små flaskor jämfört med stora flaskor är att eventuella väggeffekter blir större.

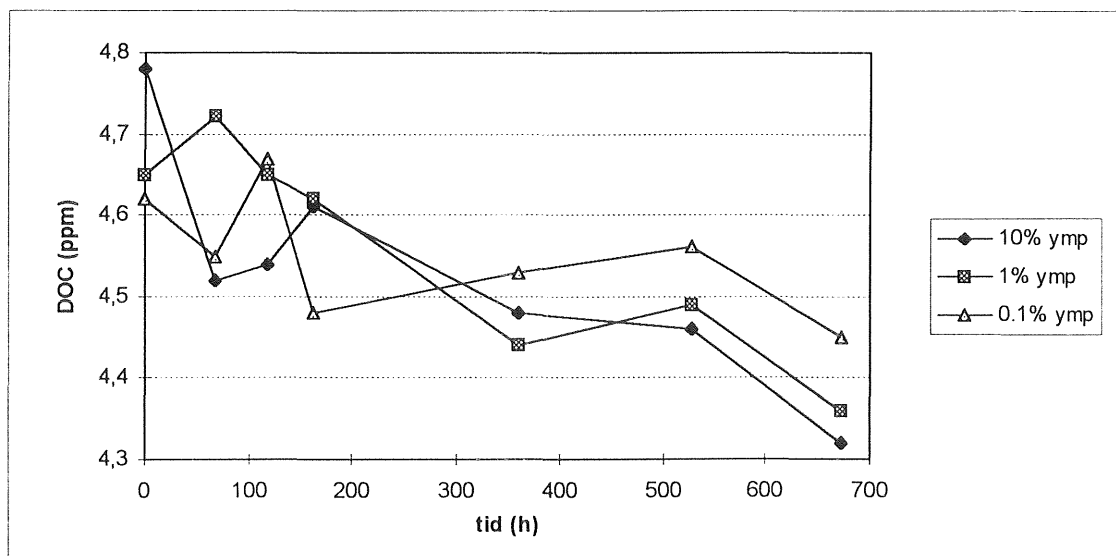
6.3 Resultat av försök med olika ympmängder

De olika ympmängderna som användes visade skillnad i erhållet slutresultat efter 673 h inkubering. Man erhåller högst BDOC-värde i det provvatten med mest tillsatt ymp och lägst BDOC-värde i det provvatten med minst tillsatt ymp (figur 6.3).



Figur 6.3: RDOC och BDOC i försök med olika ympmängder.

De DOC_0 -värden som uppmättes visade också ett högre värde vid ökad mängd tillsatt ymp, trots att man har ympat med samma vatten. Detta måste bero på att råvattnet som tillsätts som ymp inte är sterilfiltrerat, vilket ger skillnader i behandlingen av proverna. DOC-minskningen den första tiden av inkuberingen är mycket låg och de värden som erhöles beror troligen på olika felkällor. En tydligare DOC-minskning erhöles först efter 673 h inkubering och då DOC-värdena inte har stabiliserat sig skulle man behövt ännu längre inkuberingstid (figur 6.4).



Figur 6.4: DOC i råvatten med olika ympmängder.

6.4 Resultat av försök med olika inkuberingstemperaturer

De olika temperaturer som användes (8, 21 och 35⁰C) gav ingen minskning av DOC under inkuberingsperioden (se bilaga 1). De små skillnader som erhöles beror troligen på olika felkällor vid behandlingen av proverna och på TOC-instrumentet. Att det provvatten som användes inte skulle innehålla något BDOC är otänkbart då provvattnet var råvatten med ett DOC₀-värde på 4.6 ppm. Den totala inkuberingstiden på 183 h var troligen för kort för att bakterierna i vattnet skulle hinna utnyttja något BDOC. En annan orsak till att ingen förändring av DOC kunde studeras vid inkuberingen, kan vara att bakteriehalten i ympen vid detta provtillfälle var för låg och att bakterietillväxten därför aldrig kom igång. Om man ska utföra dessa försök igen, så bör man göra TOC-analys av de uttagna proverna direkt efter uttag för att kunna se när bakterietillväxten kommer igång och när inkuberingen kan avbrytas. Det krävs också många provtillfällen för att verkligen kunna se skillnader i kinetiken vid utnyttjande av BDOC mellan olika temperaturer.

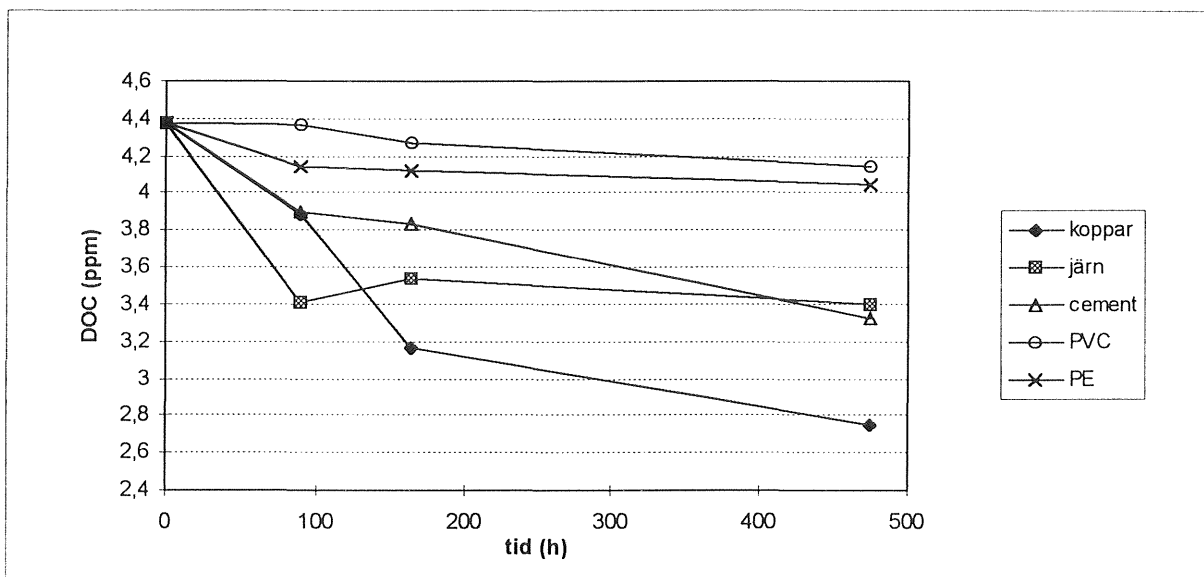
6.5 Resultat av försök med stort inkuberingskärl

Detta försök som utfördes parallellt med försöken med olika inkuberingstemperaturer och samma provvatten användes. I försöket kunde man heller inte se någon minskning av DOC under inkuberingsperioden 183 h (se bilaga 1). Syftet med detta försök var att studera om de relativt stora skillnader som erhöles vid dubbelprover med små sterilflaskor berodde på att man använde sig av olika inkuberingskärl. De DOC-värden som erhöles låg mellan 4.40 och 4.56. Denna variation måste bero på behandlingen av proverna vid uttag från inkuberingskärlet och behandlingen fram till TOC-analysen, samt de skillnader som erhålls med TOC-instrumentet.

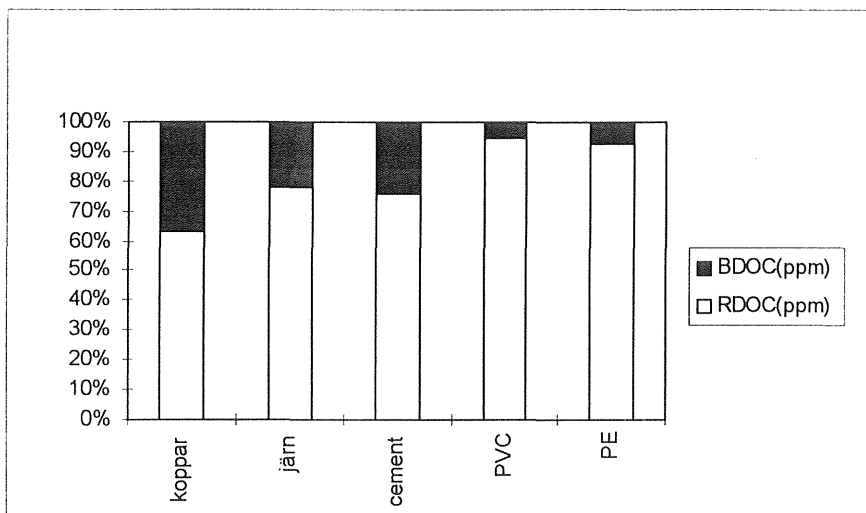
6.6 Resultat av försök med omkolonisation på olika ledningsmaterial

Ledningsbitarna visade inga synliga tecken på bildad biofilm på ytan vid uttag ur anläggningen för omkolonisation av bakterier från långsamfiltersand till olika ledningsmaterial. På järnbitarna hade korrosionsprodukter bildats.

De DOC-värden som erhöles efter inkubering med sterilfiltrerat råvatten och de olika ledningsbitarna som ymp, visade skillnader mellan olika ledningsmaterial (figur 6.5, figur 6.6).



Figur 6.5: DOC i råvatten under inkuberingen med olika ledningsmaterial som ymp.



Figur 6.6: RDOC och BDOC i råvatten med olika ledningsmaterial som ymp.

Koppar gav störst reduktion av DOC medan PVC och PE gav en liten reduktion av DOC efter 474 h inkubering. Att man knappt erhåller någon reduktion av DOC när PVC och PE används som ymp kan bero på att dessa material släpper kolföreningar till vattnet. För att kunna kontrollera detta bidrag borde man placera PVC och PE i vatten med låg kolhalt och mäta hur mycket kol som avges till vattnet. Att man erhåller reduktion av DOC i proverna med koppar, järn och cement kan bero på att bakterierna från långsamfiltersand lättare omkoloniserar sig på

dessa material. En annan möjlighet är att det är olika bakterier som omkoloniserar sig på olika material och att dessa bakterier har olika förmåga att utnyttja BDOC.

Det kan vara intressant att studera de bakterier som adsorberats på de olika ytorna med mikrobiologiska metoder, som identifiering och antalsbestämning av bakterier. En felkälla kan vara att organiska ämnen har adsorberats på ytorna och att adsorptionsförmågan varierar mellan olika material på grund av dess olika ytegenskaper. De olika ledningsbitarna hade vägts och det var främst cementbitarna som varierade i vikt, men man kunde inte se något samband mellan vikt och DOC-minskning.

I anläggningen hade även materialen placerats blandat i en sektion. Dessa ledningsbitar inkuberades i 164 h och resultatet jämfördes med de ledningsbitar som var placerade i anläggningen oblandade och sedan inkuberats i 164 h. Skillnader i DOC-minskning mellan oblandade ledningsbitar och blandade ledningsbitar kunde ses hos järn. De järnbitar som hade varit placerade i sektionen med blandat material gav en klart större DOC-minskning än de med järnbitar som hade varit placerade i sektionen med oblandade material. Orsaken till detta kan vara att järn och dess korrosionsprodukter reagerar med DOC eller att järnytan adsorberar DOC i vattnet. När man sterilfiltrar efter inkuberingen, filtreras de utfällda korrosionsprodukterna bort. Om detta är fallet kan det bli stora skillnader mellan olika prover. En annan orsak kan vara att i den sektion med blandade material kan omgivningen för bakterierna vara mer gynnsam om t ex PVC och PE släpper kolföreningar till vattnet som gynnar bakterietillväxten. Cement kan också förändra omgivningen genom ett högre pH i vattnet som i sin tur kan leda till att andra bakterier trivs och adsorberas på järnytan. Vid förändrat pH kan även korrosionen av järn påverkas. Cement kan också ha orsakat en förändring hos järnbitarnas ytegenskaper genom utfällning av CaCO_3 .

De referensprover som användes var sterilfiltrerat råvatten med 10% råvatten som ymp och sterilfiltrerat råvatten med långsamfiltersand som ymp. I referensproverna kunde ingen DOC-minskning iakttas efter 474 h inkubering. Detta kan bero på att inkuberingstiden inte var tillräckligt lång för att bakterietillväxt skulle ske.

7 SLUTSATSER

7.1 Slutsatser från litteraturstudier

Det finns ett stort internationellt intresse av mätmetoder för bestämning av BDOC. En mängd olika mätmetoder finns utvecklade, både indirekta och direkta. Problemet är att kunna bestämma sig för vilken metod som ska användas och hur resultaten från olika mätmetoder ska kunna jämföras med varandra.

De mätmetoder som ger en direkt bestämning av BDOC är att föredra framför indirekta metoder, som AOC, då de indirekta mätmetoder kräver omvandlingsfaktorer om man vill ha resultatet i BDOC-koncentration.

Det behövs gemensamma riktlinjer för vilka DOC- och BDOC-koncentrationer ett dricksvatten kan innehålla för att det ska anses vara biologiskt stabilt. Detta kräver att man får kännedom om tillväxtpotentialen i ett dricksvatten vid olika BDOC koncentrationer.

Bestämning av BDOC tillsammans med de bakteriologiska undersökningarna kan ge viktig information om hur stort behovet av desinfektion är hos det utgående renvattnet från vattenverken. För att på detta sätt reglera *in situ* kloreringen krävs att man utvecklar snabbare mätmetoder för BDOC än de som nu finns tillgängliga.

DOC och BDOC kan också användas till att studera olika vattenbehandlingars inverkan på ett vattens biologiska stabilitet. Detta behövs för att kunna optimera utformningen av en vattenbehandlingsanläggning.

7.2 Slutsatser från egna försök

Att mäta BDOC i dricksvatten är mycket svårt. Det beror främst på att halterna av DOC och BDOC i dricksvatten är mycket låga. De andra svårigheterna är bland annat att bestämma sig för hur vattnet ska förbehandlas och hur lång inkuberingstid som krävs.

Den största felkällan, vid bestämningen av DOC i ett vattenprov, är kontaminering. Det tillfällen då provvattnet kan kontamineras är vid provtagningen, utförandet av försöken och TOC-analysen. Vid utförandet av försöken utgör filtreringen den största risken för kolkontaminering.

Det är viktigt att bestämma sig för vilken ymp som ska användas vid försöken vid bestämning av BDOC. Bakterierna tillväxer bättre om de är anpassade för den miljö där de ska tillväxa. En snabbare DOC-minskning erhålls om man tillsätter mer suspenderad ymp (råvatten) till sitt provvatten. Om provvattnet inte är samma vatten som ympvattnet får man problem med att DOC₀ i vattnet förändras på grund av att ympvattnet har en annan DOC-halt. Detta begränsar den ympmängd som kan tillsättas om man studerar *in situ* ett renvatten med råvatten som ymp, eftersom man får kolkontaminering från råvattnet.

TOC-analysen bör utföras med största möjliga känslighet eftersom det är en liten förändring av DOC som ska bestämmas. Det är svårt att bestämma om de skillnader som erhålls vid bestämningen av DOC beror på tillväxt, kontaminering eller TOC-instrumentet. Det är en

fördel att kunna analysera DOC direkt vid uttag av prover. Om man mäter DOC efter varje uttag kan man bestämma om en inkuberingen ska avslutas eller fortsätta beroende på om DOC-värdet har stabiliserats sig.

Vid omkolonisation av bakterier från långsamfiltersand till ledningsmaterialen koppar, järn, cement, PVC samt PE, erhöles en del skillnader. När de olika ledningsbitarna användes som ymp erhöles en tydlig DOC-minskning vid inkubering för ledningsmaterialen koppar, järn och cement. Inkubering med PVC- och PE-bitar som ymp gav ingen minskning av DOC vid inkubering i 474 h.

8 REFERENSER

- Andersson, Y.; de Jong, B. (1995) *Dricksvattenburna sjukdomsutbrott ökar*. VAV-nytt, No 1, p. 26-29.
- Berghult, B.; Hedberg, T.; Lind-Johansson, E. (1994) *invändig korrosion av kopparledningar för dricksvattendistribution*. Vatten No 50, p. 103-111.
- Block, J. C. *et al* (1992) *Indigenous bacterial inocula for measuring the biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) in waters*. Water Res., Vol 26, No 4, p. 481-486.
- Bonnet, M. C. *et al* (1992) *Removal of biodegradable dissolved organic carbon in a water treatment plant*. Water. Res., Vol 26, No 12, p. 1673-1680.
- Frias, J.; Ribas, F.; Lucena F. (1994) *Substrate affinity from bacterial strains and distribution water biofilms*. Journal of Applied Bacteriology, Vol 76, p. 182-186.
- Frias, J.; Ribas, F.; Lucena, F. (1992) *A method for the measurement of biodegradable organic carbon in water*. Water Res., Vol 26, No 2, p. 255-258.
- Hambasch, B.; Werner, P. (1993) *Control of bacterial regrowth in drinking-water treatment plants and distribution system*. Water Supply, Vol 11, No 3-4, p. 299-308.
- Huck, P. M. (1990) *Measurement of Biodegradable Organic Matter and Bacterial Growth Potential in Drinking Water*, Journal AWWA, July 1990, p. 78-86.
- Hult, A. (1994) *Tillfälliga dricksvattenproblem*. VAV-nytt, No 3-4, p. 26-29.
- Kaffher, B. (1977) *Biokemisksyreförbrukning och dess tillämpning inom avloppsvattenundersökning och avloppsvattenteknik*. Vatten, No 2, p. 181-187.
- Lind-Johansson, E. (1989) *Importance of water composition for prevention of internal copper and iron corrosion*. Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology.
- Lucena, F.; Frias, J.; Ribas, F. (1990) *A new dynamic approach to the determination of biodegradable dissolved organic carbon in water*. Environmental Technology, Vol 12, p. 343-347.
- Mattson, E. (1992) *Elektrokemi och korrosionlära*. Korrosionsinstitutet Stockholm.
- Montgomery, J. M. (1985) *Water Treatment Principles and Designs*.
- Nilsson, L-L. (1995) *Nytt VA-FORSK-projekt testar ozon*, VAV-nytt, No 1, p. 36-37.
- Pedersen, K. (1990) *Biofilm development on stainless steel and PVC surfaces in drinking water*. Water Res., Vol 24, No 2, p. 239-243.
- Pedersen, K.; Brändström L.; Olsson, A-K. (1986) *Gynnar vissa rörledningsmaterial vidhäftning och tillväxt av bakterier i dricksvatten?* Vatten, Vol 42, No 1, p. 21-24.

Prévost, M. *et al* (1992) *Comparison of biodegradable organic carbon (BOC) techniques for process controll.* J Water SRT-Aqua, Vol 41, No 3, p.141-150.

Servais, P. *et al* (1991) *Microbial Activity in GAC Filters at the Choisy-le-Roi Treatment Plant.* Journal AWWA, February 1991, p. 62-68.

Servais, P. *et al* (1992) *A pilot study of biological GAC filtration in drinking-water treatment.* J Water SRT-Aqua, Vol 41, No 3, p.163-168.

Servais, P.; Anzil, A.; Ventresque, C. (1989) *Simple Method for Determination of Biodegradable Dissolved Organic Carbon in Water.* Applied and Environmental Microbiology, Vol 55, No 10, p. 2732-2734.

Servais, P.; Billen, G.; Hascoët M-C. (1987) *Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters,* Water Res., Vol 21, No 4, p. 445-450.

Statens Livsmedelsverk (1993) *Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten,* SLV FS 1993:35.

Thureson, L. (1995) *Klor trots allt nödvändigt,* VAV-nytt, No 1, p. 32-35.

van der Kooij, D. (1990) *Assimible Organic Carbon (AOC) in Drinking Water,* Drinking Water Microbiology (editor: Mcfeters, G. A.), p. 57-87.

van der Kooij, D.; *et al* (1994) *Biological activity in distribution systems,* Water Supply, Vol. 12, No 1-2, SS 1:1-15.

van der Wende, E.; Characklis, W. G. (1990) *Biofilms in Potable Water Distributions Systems,* Drinking Water Microbiology (editor: Mcfeters, G. A.), p. 249-268.

Volk, C. *et al* (1994) *Comparison of two techniques for measuring biodegradable dissolved organic carbon in waters.* Environmental Technology, Vol 15, p. 545-556.

Water Treatment Plant Design (1990), American Society of Civil Engineers, American Water Works Association.

9 BILAGOR

BILAGA 1: Rådata från TOC-analys.	36
BILAGA 2: Rådata från TOC-analys (olika ledningsmaterial).	37
BILAGA 3: Tabeller med beräknade RDOC och BDOC.	38

Rådata för analys av DOC för provserien med start 950209

Filtratvatten med 12% råvatten		
tid (dygn)	DOC (ppm)	
0	4,59	
8	4,24	4,34
13	4,02	4,11
Filtratvatten utan tillsatt ymp		
tid (dygn)	DOC (ppm)	
0	2,49	
13	3,78	3,92

Rådata för analys av DOC för provserien med start 950404

Renvatten 950404			
tid (h)	DOC (ppm)		
0	2,46		
47	3,40		
70	2,23	2,46	2,99
119	2,55		
163	2,41		2,66
188	3,20		
326	2,37		
494	2,19		
669	2,19	2,13	2,16

Råvatten 950404			
tid (h)	DOC (ppm)		
0	5,40		
669	4,34	4,34	4,43

Renvatten i Sapromaten 950404		
tid (h)	DOC(ppm)	
0	2,46	
121	2,07	2,14
669	2,98	

Rådata för analys av DOC provserie med start 950512

ink.- tid (h)	DOC (ppm)					
	10% ymp		1% ymp		0.1% ymp	
0	4,78	4,92	4,65	4,74	4,62	4,71
67	4,52	4,89	4,72	4,78	4,55	4,74
117	4,54	4,55	4,65	5,64	4,67	4,75
163	4,61	4,71	4,62	4,64	4,48	4,60
360	4,48	4,48	4,44	4,59	4,53	4,55
528	4,46	4,57	4,49	4,65	4,56	4,74
673	4,32	4,32	4,36	4,37	4,45	4,55

Bilaga 2

Rådata för analys av DOC för provserie med olika ledningsmaterial

Data for analysis of DOC for presence of chemicals in material										
	DOC (ppm)									
tid (h)	koppar		järn		cement		PVC		PE	
0	4,57				4,38					
90	3,89	5,87*	3,41	3,48	3,90	3,94	4,37	4,67	4,14	4,47
164	3,32	3,16	3,54	4,29	3,83	4,04	4,27	4,53	4,12	4,21
474	3,09	2,75	3,40	4,18	3,32	3,41	4,14	6,18*	4,05	4,07

Blandade ledningsmaterial

tid (h)	DOC (ppm)									
	koppar		järn		cement		PVC		PE	
164	3,41	4,70	2,49	2,96	3,63	5,65*	4,29	4,37	4,34	5,82*

Referensprover med sand eller råvatten som ymp

tid (h)	DOC (ppm)			
	sand		råvatten 10%	
0	3,47		4,38	
164	3,33	3,46		
474	3,74	6,12*	4,47	5,49*

BDOC i filtratvatten 950209

Provatten	RDOC (ppm)	BDOC (ppm)	BDOC/DOC*100
Filtratvatten	4,02	0,57	12%

BDOC i renvatten och råvatten 950404

Provatten	RDOC (ppm)	BDOC (ppm)	BDOC/DOC*100
Renvatten	2,13	0,33	13%
Råvatten	4,34	1,06	20%

BDOC i råvatten med olika ympmängder 950512

provatten	RDOC (ppm)	BDOC (ppm)	BDOC/DOC*100
10% ymp	4,32	0,46	10
1 % ymp	4,37	0,37	8
0,1% ymp	4,45	0,17	4

BDOC i råvatten med olika ledningsmaterial 950614

material	RDOC(ppm)	BDOC(ppm)	BDOC/DOC*100
koppar	2,75	1,63	37%
järn	3,4	0,98	22%
cement	3,32	1,06	24%
PVC	4,14	0,24	5%
PE	4,05	0,33	8%