

Mikrobiologiska barriärer i vattenrening

*Frank Persson
Gerald Heinicke
Torsten Hedberg
Olof Bergstedt
Claes Wångsell
Henrik Rydberg
Inger Kjellberg
S-E Kristenson*



VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är obligatorisk. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Svenska Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-Forsk styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anders Lago, ordförande	Södertälje
Olof Bergstedt	Göteborgs VA-verk
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Stefan Marklund	Luleå
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Anders Moritz	Linköping
Peter Stahre	VA-verket Malmö
Jan Söderström	Sv Kommunförbundet
Göran Tägtström	Borlänge
Agneta Åkerberg	Falkenberg
Steinar Nybruket, adjungerad	NORVAR, Norge
Thomas Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Mikrobiologiska barriärer i vattenrening
Title of the report:	Microbiological barriers in drinking water treatment
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2005-17
Författare:	Frank Persson, GU; Gerald Heinicke, Torsten Hedberg, Chalmers; Olof Bergstedt, Claes Wångsell, Henrik Rydberg, Inger Kjellberg, S-E Kristenson; Göteborgs VA-verk
VA-Forsk-projektnr:	22-104
Projektets namn:	Mikrobiologisk säkerhet och barriärverkan i svensk vattenberedning
Projektets finansiering:	VA-Forsk, Göteborgs kommun, Mistra genom GU, Chalmers, SMI, membran-tillverkare och konsulter
Rapportens omfattning Sidantal: Format:	56 A4
Sökord:	Dricksvatten, kemisk fällning, biologiska filter, nanofilter, ultrafilter, mikrobiologisk barriärverkan, cryptosporidium, giardia, partiklar, bakterier, virus
Keywords:	Drinking water, chemical treatment, biological filter, nanofilter, ultrafilter, microbiological barrier, cryptosporidium, giardia, particles, bacteria, virus
Sammandrag:	Kemisk fällning stabil men måttlig mikrobiologisk barriär. Ultrafiltrering ökar barriärverkan kraftigt. Nanofiltrering ensamt en god mikrobiologisk barriär. Biologisk förbehandling reducerar lukt och smak i hög grad.
Abstract:	Chemical precipitation a rigid but moderate microbiological barrier. Ultrafiltration raises the microbial barrier function. Nanofiltration alone a good barrier. Biological pretreatment reduce taste and odour to a large extent.
Målgrupper:	VA-ansvariga, driftpersonal vattenverk, tillsynsmyndigheter, VA-konsulter, membrantillverkare
Omslagsbild:	Vänster: Pilotanläggning för biologisk förbehandling. Foto: Sven-Eric Kristenson Höger: Inledande försök med ultrafilter på Lackarebäck. Foto: Olof Bergstedt
Rapporten beställs från:	Svenskt Vattens distribution, Box 262, 591 23 Motala. Finns även att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2005
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Föreliggande projekt planerades i samband med att ett annat VA-Forsk projekt genomfördes ”Systemanalys av dricksvattenförsörjning med avseende på mikrobiologiska barriärer och miljöpåverkan”. Vi blev i det sammanhanget tydligt medvetna om att det saknades data om hur våra vattenverk egentligen fungerar ur barriärsynpunkt under såväl normala som mer onormala driftförhållanden. Därför planerades detta projekt av Torsten Hedberg, då anställd på VA-Ingenjörerna AB och Olof Bergstedt, då anställd på Kretsloppskontoret i Göteborg. En första ansökan lämnades in till VA-Forsk. Flera olika finansiärer samordnades inom projektet. Mistra, Chalmers, Göteborgs universitet, Göteborgs stad genom kretsloppsnämnden och VA-verket, VA-Forsk samt konsulter och membrantillverkare. Denna första ansökan avslogs och en ny, något reviderad ansökan inlämnades, i vilken bl.a. projektansvaret överfördes från VA-Ingenjörerna AB till Göteborgs VA-verk. Claes Wängsell blev projektansvarig och Sven-Eric Kristenson utsågs till daglig projektledare.

Projektet har genomförts av doktoranderna Gerald Heinicke, Chalmers och Frank Persson, GU med medverkan av prof.em. Torsten Hedberg, Chalmers och doktorand Jonas Långmark, SMI. Från Göteborgs VA-verk har Olof Bergstedt, Inger Kjellberg, Henrik Rydberg och S-E Kristenson medverkat. Mycket laboratoriearbete, el- och mekaniskt arbete samt drifttillsyn har utförts av laboratoriepersonal och driftpersonal vid Lackarebäcks vattenverk i Göteborg. Personalen har också bidragit med värdefulla synpunkter på anläggningarnas utformning och projektets genomförande.

Projektet har pågått under tiden 2002-04 till 2005-03 och totalt kostat 8,3 Mkr varav VA-Forsk totalt bidragit med 2,4 Mkr dels direkt till projektet dels indirekt genom anslag via Chalmers. Bidrag från Mistra genom Chalmers, Göteborgs Universitet och Smittskyddsinstitutet samt bidrag från konsulter och tillverkare har sammanlagt uppgått till 1,6 Mkr. Göteborgs stad har genom kretsloppsnämnden och VA-verket bidragit med 4,3 Mkr.

Under projektets gång har personer från kommunala VA-verk, konsultbranschen och universitet/högskola besökt försöksanläggningen vid Lackarebäcks vattenverk där experimenten har genomförts. Totalt har på detta sätt ca 250 personer tagit del av vad som pågått. Personer som konkret arbetat med projektet har hållit föredrag på olika platser i landet och redovisat resultat och erfarenheter. Artiklar har skrivits och publicerats, även internationellt. (Se lästips).

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	8
1 Bakgrund	9
1.1 Vattenburet sjukdomsutbrott – ett reellt hot även i Sverige	9
1.2 Beredningen skall vara försedd med ett tillräckligt antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening	11
1.3 Processteknik i ett utvecklingsperspektiv	12
1.3.1 Den naturliga grundvattenbildningsprocessen	12
1.3.2 Vattenberedningsmetoder genom åren	13
1.3.3 Tänkbara processkombinationer idag	14
2 Syfte	16
2.1 Varför projektet har genomförts	16
2.2 Val av processkombinationer	16
2.3 Val av parametrar för uppföljning av avskiljningsförmåga	17
2.3.1 Partiklar och mikroorganismer	17
2.3.2 Naturligt organiskt material, efterväxt och luktämnen	18
3 Hur fungerar vanlig kemisk fällning?	19
3.1 Pilotanläggningen	19
3.2 Barriärverkan	20
3.2.1 Normaldrift	20
3.2.2 Bågarförsök	21
3.2.3 Spikningar och simulerade processtörningar i pilotanläggningen	22
3.3 Organiskt material, efterväxt och luktämnen	24
4 Alternativa/kompletterande processer	25
4.1 Biologiska filter	25
4.1.1 Generellt om biofiltrering	25
4.1.2 Biofilter i pilotanläggningen	26
4.1.3 Avskiljning i biofilter	27
4.1.4 Biofilter som förbehandling till kemisk fällning	29
4.2 Nanofiltrering	30
4.2.1 Avskiljning av partiklar i bakterie- och protozostorlek	31
4.2.2 Avskiljning av partiklar i virusstorlek	32
4.2.3 Avskiljning av NOM och efterväxt	32
4.2.4 Effekt av olika förbehandling	32
4.2.5 Drifterfarenheter	34
4.3 Ultrafiltrering	34
4.3.1 ZeeWeed 500	35
4.3.2 ZeeWeed 1000	36

5	Slutsatser	43
5.1	Kemisk fällning kan vara en stabil men måttligt effektiv barriär	43
5.2	Nanofiltrering avskiljer smittämnen och humus men kan sätta igen	43
5.3	Biofiltrering kan skydda membran mot igensättning och reducera luktämnen	44
5.4	Ultrafiltrering som komplement till kemisk fällning kan räcka för att avskilja smittämnen	44
5.5	Begränsade kunskaper och varierande support	44
	Referenser och lästips	45
	Bilaga A: Försöksuppställning. Volymer, flöden, uppehållstider med mera	50
	Bilaga B: Porstorlek och avskiljningsförmåga för olika membran	53
	Bilaga C: Begrepp och förkortningar	54

Sammanfattning

Projektets syfte har varit att studera mikrobiologisk barriärverkan för den vanligaste beredningskombinationen i Sverige, kemisk fällning och snabbfiltrering, under varierande driftförhållanden. Dessutom har ingått att studera effekten av olika kombinationer och kompletteringar med biologisk förbehandling och membran-tekniker vad gäller barriärverkan. Projektet har genomförts i nära samarbete mellan ingenjörer och mikrobiologer.

Vi har i pilotskala undersökt barriärverkan hos kemisk fällning och snabbfiltrering med hjälp av tillsatser och en egenutvecklad metod för att följa partiklar med råvattenursprung genom processen. Barriärverkan är stabil, men måttlig, främst genom långa uppehållstider och väl tilltagen kemikaliedosering. Avskiljningen av virus och fekala indikatorbakterier som tillsattes i höga koncentrationer var 99,9–99,99 %. Reduktionen av naturliga partiklar var betydligt lägre, ~90 % i bakteriestorlek och ~99 % i protozostorlek. Skyddet mot vattenburen smitta beror således till stor del på andra barriärers effektivitet och stabilitet.

Olika processer för att förstärka den mikrobiologiska barriärverkan har därför studerats. Den kemiska fällningen kan kompletteras med ultrafiltrering, med en porstorlek i samma storleksordning som virus. Alternativt kan den kemiska fällningen ersättas av nanofiltrering som även avskiljer naturligt organiskt material i hög grad. Det stora problemet vid membranfiltrering är igensättningar och därför undersöktes effekten av olika förbehandlingsmetoder.

Nanofiltrering gav en mycket hög reduktion av partiklar i parasit- och bakteriestorlek, samt av tillsatta bakteriofager (virus). Naturligt organiskt material reducerades också i hög grad.

Både nanofiltren och ultrafiltret drabbades av igensättningar som inte varaktigt kunde lösas med backspolningar eller kemiska rengöringar. Biologisk förbehandling resulterade i avsevärt lägre grad av igensättningar och längre livslängd för nanofiltren jämfört med snabbfiltrering som förbehandling. Ultrafiltrering som komplement till kemisk fällning gav också en mycket hög reduktion av modellpartiklarna för smittämnen inklusive bakteriofager (virus).

Biologisk filtrering har också tillämpning som förbehandling till kemisk fällning. Partiklar i råvattnet reducerades vid biofiltrering och ledde till en stabilisering av vattenkvaliteten för påföljande kemisk fällning. Även naturligt organiskt material reducerades, om än i måttlig omfattning. Återväxtpotentialen, mätt som bildning av biofilm, minskade avsevärt efter biofiltrering jämfört med råvatten. Försök med kemisk fällning i bägare tydde på möjligheter att minska kemikaliedosen vid kemisk fällning med biofiltrering som förbehandling, med bibehållen partikelavskiljning och reduktion av organiskt material. Att geosmin och MIB avskildes i hög grad vid biofiltrering, kan också vara av stor betydelse, då den kemiska fällningen avskiljer dessa föreningar i liten grad.

Summary

The objective was to investigate the microbial barrier function of the most common process combination applied to Swedish surface waters – coagulation / flocculation followed by settling and rapid filtration. The effect of operational conditions was studied, as well as alternative and add-on processes, such as biological pre-filtration of raw water without ozonation, ultrafiltration (UF) and nanofiltration (NF). Analytical parameters included the removal of natural organic matter (NOM) and regrowth potential. The work was carried out in close cooperation between engineers and microbiologists.

The barrier function of chemical treatment was investigated in pilot-scale by challenge tests and a novel method for following raw water particles, based on the detection of algae by flow cytometry. Results indicate that chemical treatment represents a robust yet mediocre barrier. The measured barrier function for added viruses was around 99.99 %, but considerably lower for particles in the size range of protozoan parasites (~99 %) and in bacteria size (~90 %). The measured reduction in numbers of indicator bacteria added in high concentrations was however higher. Considering the sparse information on the microbial quality and variability of Swedish surface water, the barrier function at many waterworks appears insufficient over chemical treatment alone, and therefore requires additional processes and/or disinfection to reliably eliminate the risk of waterborne disease.

Processes were investigated that increase microbial barrier function. Chemical treatment was complemented with UF with a nominal pore diameter close to virus size. Alternatively, chemical treatment may be replaced by NF with high removal of NOM. Since the feasibility of membranes processes is limited by fouling, different pre-treatment options were compared.

The UF and NF pilot plants achieved very high removal efficiencies for particles in the size ranges of protozoan parasites and bacteria, as well as two surrogate viruses (bacteriophages) with different surface properties. Both NF and post-chemical treatment UF were subject to irreversible fouling that could not be solved by chemical cleaning. Compared to conventional pre-treatment with rapid filters, biological pre-filtration significantly amended fouling problems in the NF pilot plant.

Bulk NOM was reduced to a minor degree in the biofilters (~10 %), while higher removals of the biodegradable fractions (~20–30 %) and biofilm formation potential (80–90 %) were experienced. Biological pre-filtration was furthermore evaluated as a way to stabilize the feed water quality to chemical treatment. Particle removal became less dependent on filter function, which increased the robustness of the process. Batch tests revealed potential savings of coagulant with pre-filtration, due to lower organic and particle load. Natural odour substances (geosmin and MIB), almost unaffected by conventional treatment, were reliably removed in the pre-filters. For further details in English, see the scientific publications on the project.

1 Bakgrund

1.1 Vattenburet sjukdomsutbrott – ett reellt hot även i Sverige

Svenskt dricksvatten håller normalt hög kvalitet, men för att behålla konsumenternas förtroende måste vi ta tag i undantagen. Människors oro handlar ofta om kemikalier. De huvudsakliga hälsoriskerna med livsmedel är dock mikrobiologiskt betingade. Detta gäller även för dricksvatten och avser då framförallt smittämnen från avföring. Redan idag utgör bristfällig hantering av avlopp och gödsel en fara för dricksvattenkonsumenterna eftersom konventionell beredning inte kan eliminera smittämnena fullständigt. Sjukdomsutbrotten inträffar ofta i samband med kraftiga regn och översvämningar. Om dessa situationer blir vanligare utan att beredningen utvecklas kan utbrotten bli mer frekventa. Livsmedelsverket ställer krav på att beredningen ska vara försedd med tillräckligt antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening. I vilken grad som råvattnet i värsta fall är påverkat av sjukdomsalstrande bakterier utgör vägledning för vad som är tillräckligt antal barriärer. Livsmedelsverket ger också vägledning om vilka beredningssteg som kan räknas som barriärer. För att kunna utforma en säker dricksvattenberedning måste man även veta hur effektiva och stabila olika beredningssteg är för olika smittämnen, och här finns stora kunskapsluckor inte minst för förhållanden med kallt eller humuspåverkat råvatten.

Det räcker inte att dricksvattenberedningen ger tillräcklig mikrobiologisk barriärverkan utan att uppfylla övriga krav. Samtidigt är det angeläget att bryta trenden med ett nytt beredningssteg för varje krav och istället se till helheten. Den naturliga grundvattenbildningen utgör en god förebild med biologin i början där näringstillgången är som störst. För att kunna ta tillvara denna förebild behövs kunskaper om vattnets strömning och de biologiska och kemiska reaktionerna.

Det är av största vikt att vårt dricksvatten är hälsosamt och inte orsakar skada eller sjukdom på kort

eller lång sikt. Rent dricksvatten är dock ingen självklarhet. Globalt sett är bristande vattenkvalitet den vanligaste orsaken till att människor blir sjuka. Världshälsoorganisationen, WHO, räknar med att cirka 700 miljoner människor insjuknar och fem miljoner dör varje år i diarrésjukdomar till följd av dålig vattenkvalitet (Hanneberg 2000).

Historiskt sett har stora epidemier och sjukdomsutbrott till följd av vattenburen smitta inträffat även i vårt land. I Göteborg var vattenburna sjukdomar vanliga ända in på 1900-talets början. Befolkningens immunförsvar har knappast blivit bättre och resandet till mer drabbade områden har ökat. Riskanalyser visar att vattenburen smitta är en högst reell risk att beakta.

Även om den medvetenhet om riskerna med dålig vattenkvalitet som successivt växte fram under 1900-talet har resulterat i en allt bättre och mer förfinad behandlingsteknik på våra vattenverk är vi ingalunda förskonade från vattenburna sjukdomsutbrott i den industrialiserade delen av världen i dag. WHO gör bedömningen att vattenburna sjukdomar normalt utgör den allvarligaste risken förknippad med allmän dricksvattenförsörjning. För utvecklade länder med en utbyggd dricksvattenberedning pekar man speciellt på risken med sjukdomsalstrande mikroorganismer med låga infektionsdoser och stor tålighet mot desinfektion. Även i modern tid är exemplen på mycket allvarliga vattenburna sjukdomsutbrott många. Den mest uppmärksammade händelsen är kanske sjukdomsutbrottet i Milwaukee i USA år 1993 då 400 000 personer insjuknade och drygt 100 personer dog efter att ha druckit det kommunala dricksvattnet. Vattnet innehöll *Cryptosporidium parvum*, en encellig parasit, som förökar sig i tarmkanalen hos flera varmblodiga djur. *Cryptosporidium parvum* identifierades hos människa för första gången så sent som 1976.

Hösten 2004 drabbades invånarna i Bergens kommun i Norge av en epidemi med diarré och magkramper. Avföringsprov analyserade med avseende på parasiter visade att orsaken var *Giardia*, också det en encellig parasit. Smittspridningen hade skett med det kommunala dricksvattnet. Händelsen ledde till omedelbara åtgärder i form av förbättrat råvattenskydd och upprustning av vattenberedningen bland annat genom komplettering med barriärer.

Sjukdomsutbrott, mer eller mindre säkert utredda, som orsakats av vattenburen smitta inträffar även i Sverige. Under de senaste 20 åren har det rapporterats

mellan tre och tolv utbrott per år med 100 till 13 000 insjuknade per år. Under 2003 utfärdades 55 kokpåbud i svenska kommuner. Ett antal av dessa händelser har berott på ofullkomligheter i dricksvattenberedningen trots att denna skett på traditionellt vedertaget sätt och att kontroller har skett i enlighet med gällande rutiner och föreskrifter.

Göta älv, som är Sveriges vattenrikaste vattendrag, utgör råvattentäkt för dricksvattenförsörjningen för cirka 700 000 personer i 10 kommuner i västra Sverige. Vattenkvaliteten i Göta älv uppfyller normalt kraven, inte bara på råvatten utan även på dricksvatten, för de allra flesta parametrarna. Det finns emellertid ett viktigt undantag och det är den mikrobiologiska vattenkvaliteten – det vill säga vattnets innehåll av bakterier, virus och parasiter. Bakteriehalterna är högre än kraven. Virus analyseras nästan aldrig och parasiter analyseras visserligen regelbundet men sällan eftersom enkla och snabba analysmetoder saknas. Att sjukdomsframkallande mikroorganismer förekommer frekvent i de flesta råvattentäkter som baseras på ytvatten är en realitet. Utöver detta inträffar incidenter och händelser som temporärt ytterligare kan öka halterna av mikroorganismer avsevärt. För Göta älvs del ökar bakteriehalterna markant främst i samband med omfattande nederbörd till följd av bräddningar från kommunala avloppsanläggningar, markavrinning från jordbruksmark och djurhållning. Exempel på händelser som inträffat under senare år är:

- Kartläggningen av parasiter i svenska råvatten pekade ut vattensystemet Vänern/Göta älv som det mest drabbade och parasiter påvisades till och med i dricksvattnet i en kommun som tar sitt råvatten från Vänern.
- Myndigheterna tillät bortkoppling av ett avloppsreningsverk under ombyggnad, vilket ledde till att orenat avloppsvatten avleddes till Göta älv, utan att kommunerna med vattenintag nedströms ens informerades.
- Ett stort antal skador på tryckavloppsledningar i eller vid råvattentäkter har inträffat där upptäckt och åtgärder tagit avsevärd tid.
- I mitten av maj 2001 rämnade en gödselcistern i Lilla Edets kommun och cirka 1 000 m³ gödsel rann via ett dike ut i Göta älv. Provtagningar i samband med olyckan visade på kraftigt förhöjda halter av *Giardia* och *Cryptosporidium* i dikesvattnet, ca 500 respektive 3 500 gånger högre än i vattnet i Göta älv uppströms utsläppet.

- Under en vecka i mitten av augusti 2004 insjuknade cirka 400 personer i "vinterkräksjuka", orsakad av calicivirus efter bad i ett antal sjöar i västra Sverige. Flertalet av de insjuknade hade badat i Stora Delsjön som huvudsakligen får sitt vatten från Göta älv och utgör råvattenreservoar för Göteborgs dricksvattenförsörjning. Smittspridning via badvattnet är den sannolika orsaken.
- Industrier som skogsindustri hanterar stora mängder bakterier i sitt processvatten med utsläpp till Göta älv strax nedströms Vänern. Utsläppen har lett till överskridna gränsvärden, tidigare gällande för råvatten, och förhöjda bakteriehalter även inom ett stort kustområde vid Göta älvs mynning.
- Kanadagäss i stora mängder har förorenat strandområden till vattentäkter. Extremt höga halter av indikatorbakterierna koliforma bakterier respektive *E. coli*, upp till 5–10 gånger högre än tidigare gällande riktvärden för råvatten.

Förutom dessa händelser finns det statliga och kommunala myndigheter som aktivt arbetar för ett ökat strandbete som kan ge ökade mikrobiologiska risker för vattenförsörjningen. Länsstyrelsen i Västra Götaland har t.ex. ställt krav på ökat strandbete som miljöförbättrande åtgärd vid utbyggnad av dubbelspår och riksväg 45 längs Göta älv och valt att bortse från riskerna för vattenförsörjningen.

Hur kan man då minska riskerna för vattenburna sjukdomsutbrott via dricksvattnet? En bra början är självklart att utgå från en så bra råvara som möjligt. Oavsett hur avancerad beredningsteknik som tillämpas kan den aldrig bli hundra procentig och det finns alltid en risk för driftstörningar i de tekniska systemen. Ju mer förorenat råvatten desto större risk för att dricksvattnet påverkas.

Men detta räcker inte i dagsläget. Konkurrensen om de naturliga vattnen är stor och det är inte ovanligt att dricksvattenintressena kommer till korta till förmån för andra intressen. Det är inte heller rimligt att förutsätta att naturliga vattendrag som sjöar och älvar uteslutande kan användas för dricksvattenproduktion, inte ens i vårt glest befolkade land. Detta innebär samtidigt att vi måste acceptera att våra råvattentäkter även framigenom bär spår av mänsklig aktivitet. Arbetet med att minska riskerna för vattenburna sjukdomsutbrott i Sverige måste därför bedrivas på två fronter. Dels måste det långsiktiga arbetet med att förbättra vattenkvaliteten – inte minst den mikrobiologiska vattenkvaliteten – i råvattentäkterna

fortlöpna och utvecklas, dels måste säkerheten i dricksvattenberedningen höjas.

1.2 Beredningen skall vara försedd med ett tillräckligt antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening

Råvattnets innehåll av mikroorganismer kan i princip reduceras på två sätt genom beredningen. Dels genom att mikroorganismer avskiljs, exempelvis med hjälp av traditionell kemisk fällning med filtrering, dels genom desinfektion/avdödning. Den kemiska fällningens begränsade möjligheter att avskilja mikroorganismer och desinfektionens bristande förmåga att döda bl.a. parasiter talar för att nya tekniker bör prövas och tillämpas.

Det senaste europeiska dricksvattendirektivet (Direktiv 98/83/EG) är inriktat på hälsoaspekter för dricksvattnet i brukarnas tappkranar. Detta kan tyckas vara en god utgångspunkt, men långa gränsvärdeslistor ger inte en säker vattenförsörjning. Svenska föreskrifter har tidigare sett till helheten, alltifrån bra råvatten via säker beredning och distribution till brukarnas tappkranar. Tidigare föreskrifter har även tagit upp andra aspekter på god dricksvattenkvalitet än de med direkta hälsomässiga konsekvenser. När det senaste direktivet skulle implementeras i Sverige valde Livsmedelsverket av juridiska skäl en i det närmaste rak översättning av EU-direktivet. Råvattenkraven togs inte med eftersom de i den svenska statsförvaltningen inte hör hemma under livsmedelsförordningen. Avsikten är att nya råvattenkrav ska tas fram som en del av det europeiska samarbetet med ramdirektivet för vatten. Under en övergångsperiod gäller fortfarande råvattendirektivet, åtminstone i resten av EU. På en punkt går dock livsmedelsverkets föreskrifter längre än dricksvattendirektivet – säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening.

Statens livsmedelsverk (SLV FS 2001: 30, 3 §) ställer krav på att beredningen skall vara försedd med ett tillräckligt antal säkerhetsbarriärer mot mikrobiologisk förorening. Eftersom följderna av en vattenburen smitta kan bli mycket allvarliga räcker det alltså inte att dricksvattnet är fritt från smittämnen i sådana halter att de kan utgöra en fara för människors

hälsa. Det ska finnas en inbyggd säkerhet i beredningen med två eller flera oberoende barriärer både för att kunna hantera smittämnen med olika egenskaper och för att konsekvenserna av driftstörningar skall begränsas. Vägledningen till föreskrifterna (SLV 2003-05-01) rekommenderar ett minsta antal barriärer i förhållande till råvattnets normala innehåll av bakterier.

I vägledningen anges vilka beredningssteg som kan räknas som säkerhetsbarriärer:

- Konstgjord infiltration.
- Kemisk fällning med efterföljande filtrering
- Långsamfiltrering
- Primär desinfektion
- Filtrering genom membran med en absolut porvidd som är mindre eller lika med 100 nm

1 mikrometer	$(\mu\text{m}) = 1 \cdot 10^{-6}\text{m}$
1 nanometer	$(\text{nm}) = 1 \cdot 10^{-9}\text{m}$

Vilka smittämnen barriärerna anses vara verksamma för och i vilken grad ges dock inte någon ledning om. I vägledningen ges råd om hur man kan kontrollera avskiljning och inaktivering, där låg turbiditet och 99 % avdödning av bakterier får ses som en miniminivå för att beredningssteget överhuvudtaget skall räknas som barriär.

Vägledningen preciserar inte sätten för hur olika smittämnen med olika egenskaper ska kunna hanteras. Det kan leda till både onödiga krav på barriärer såväl som otillräckliga barriärer för olika smittämnen. För att kunna bedöma om barriärerna är tillräckliga måste barriärverkan för olika typer av smittämnen kvantifieras. För att kunna bedöma beredningens totala barriärverkan krävs också att man känner till spridningen kring normalvärdet för råvattenkvalitet och beredningseffektivitet. Frågorna som bör ställas är:

- Hur bra är beredningen på att reducera smittämnen som bakterier, virus respektive parasiter?
- Vad kan hända som slår ut eller reducerar barriärförmågan i ett reningssteg och hur god är då beredningen på att reducera smittämnen som bakterier, virus respektive parasiter?
- Om barriärverkan inte är tillräckligt bra, hur kan vi då förstärka den för de smittämnen där den brister?
- Hur påverkar dessa åtgärder andra parametrar som återväxt, korrosion et cetera?

1.3 Processteknik i ett utvecklingsperspektiv

1.3.1 Den naturliga grundvattenbildningsprocessen

Det typiska för grundvattenbildningen är att den startar med en biologisk nedbrytningsprocess, som underlättar och möjliggör en fortsatt kemisk process. Den kan liknas vid en tillsättning av fällningskemikalier och en kemisk utfällningsprocess samt undergår slutligen en adsorptions- och separationsprocess. Den mikrobiologiska aktiviteten minskar med djupet.

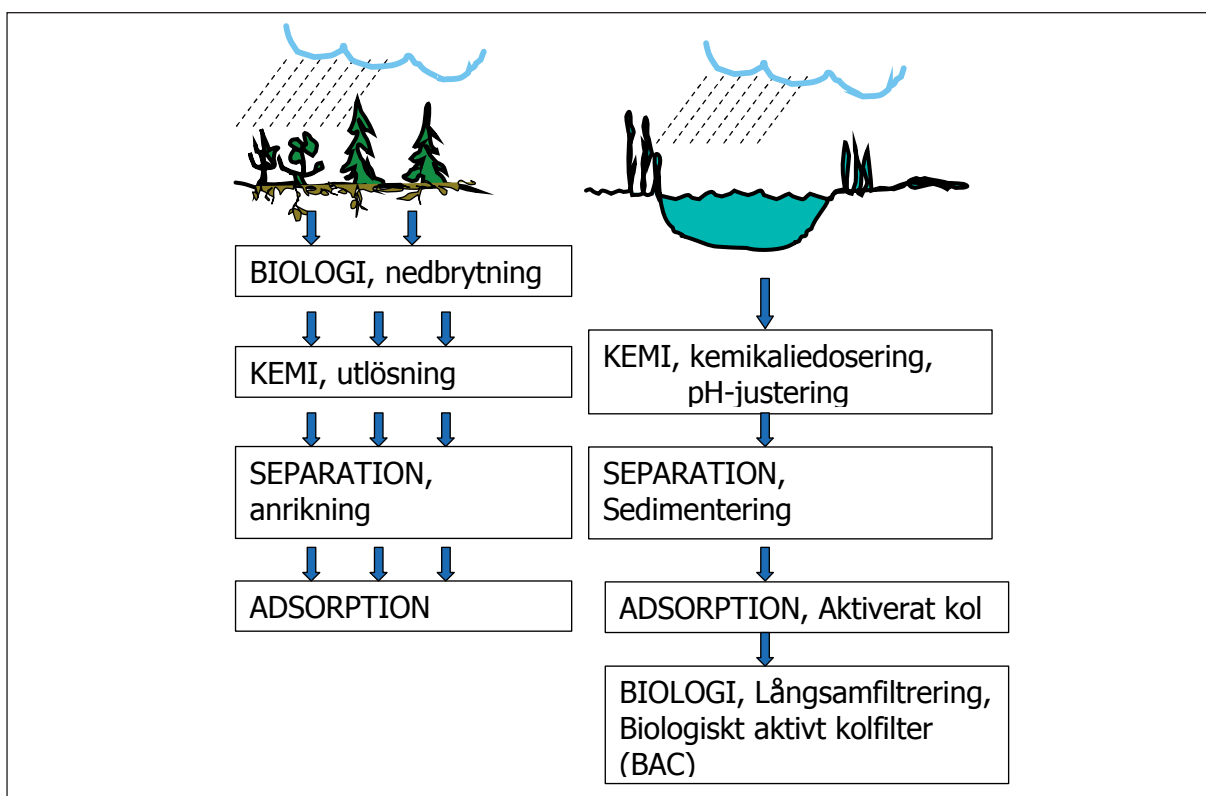
Regnvatten passerar först markens översta skikt, som består av mer eller mindre nedbrutet organiskt material. I det översta skiktet sker en biologisk oxidation och därmed nedbrytning av det organiska materialet. Det bildas organiska syror, alltifrån högmolekylära humussyror till enklare syror. Syror med små molekyler är vattenlösliga och lättlörliga, medan syror med stora molekyler inte lämnar markens översta skikt, det s.k. mårskiktet.

På grund av flödet av organiska syror från mårskiktet utsätts det underliggande marklagret för vittring. Det förlorar mycket järn och mangan och lagret får

en blekgrå färg – en blekjord bildas. Under vittringen tillförs vattnet mineralämnen. I marklagret under blekjorden, i rostjordsskiktet, fälls i regel järn från blekjorden ut som järnhydroxid. Även aluminium, som frigjorts i blekjorden, faller ut i form av aluminiumhydroxid. Om humusämnen når denna nivå, sker en destabilisering av humuskolloiderna och dessa påverkas av de högvalenta positiva metalljonerna och fälls ut och ger rostjorden en mörk färg. Man kan uttrycka det som att marken framställt sina egna vattenreningskemikalier och ser till att en utfällnings- och adsorptionsprocess sker och renar vattnet.

Om vattnets hastighet genom rotzonen är låg, hinner mycket vittring ske under dess passage och vattnets vätekarbonathalt blir hög, liksom halten av positiva joner. Längre ned i jordprofilen avtar de kemiska processerna i regel, men grundvattnet blir präglad av den markprofil det har passerat och får olika sammansättning.

Om vi jämför naturens sätt att rena vatten och de processkombinationer som kom fram på 1900-talets senare hälft, kan man se vissa principiella skillnader. Detta är illustrerat i figur 1-1. Det slående i jämförelsen mellan grundvattenbildning och rening av ytvatten är kombinationen av olika processer. Grundvattenbildningen startar med en biologisk process medan vi oftast har den sist i våra ytvattenverk.



Figur 1-1. Reningsprinciper, naturlig grundvattenbildning och processer för rening av ytvatten.

1.3.2 Vattenberedningsmetoder genom åren

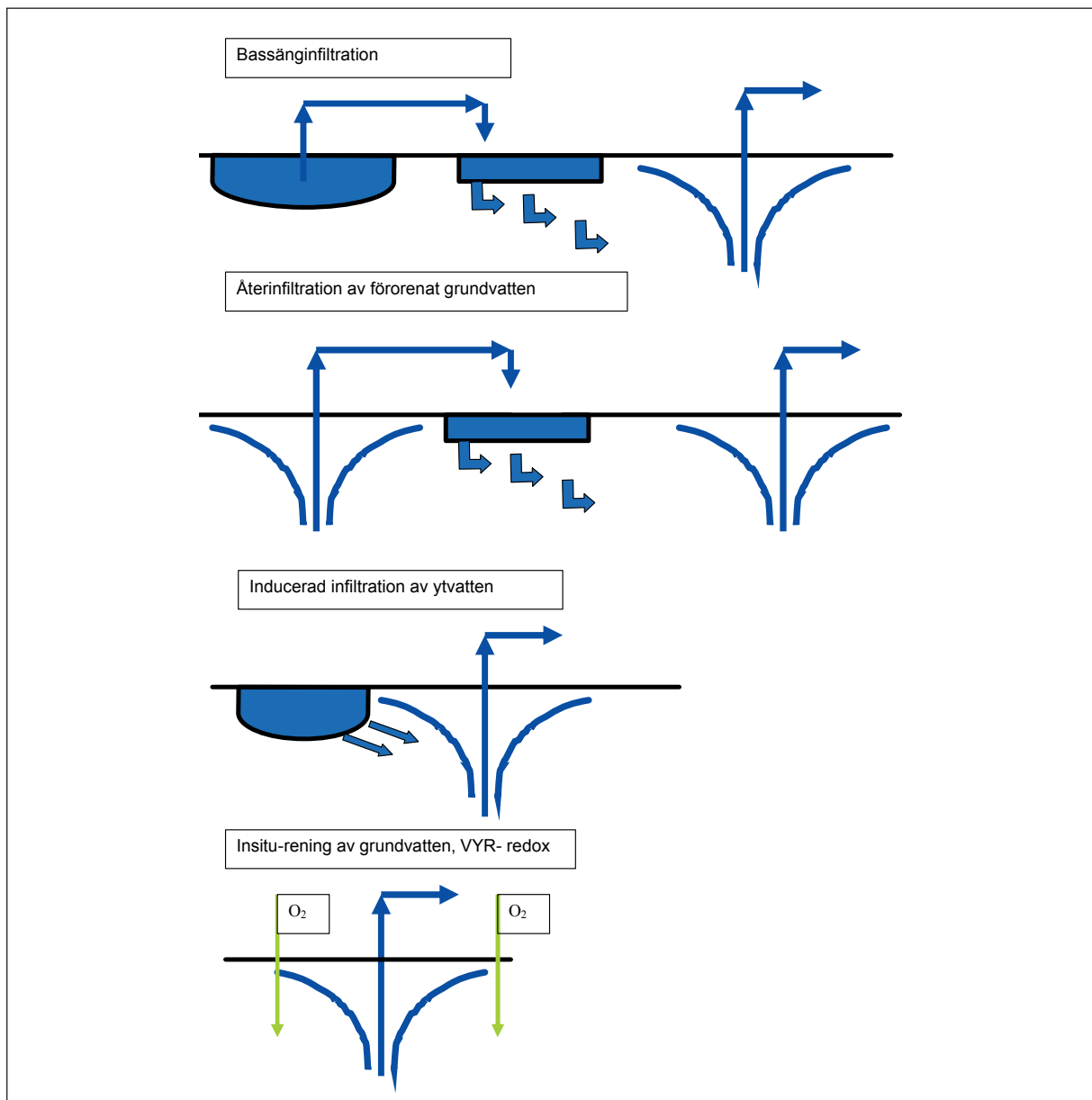
För att ersätta det önskade naturliga grundvattnet började man tidigt i slutet av 1800-talet i Sverige att infiltrera ytvatten. Då hade man nästan samma kvalitet på ytvatten som naturligt grundvatten med undantag för den mikrobiologiska kvaliteten. I takt med den industriella utvecklingen blev våra ytvatten mer förorenade och på 1900-talet utvecklades fler metoder för tillverkning av konstgjort grundvatten från både vattendrag, sjöar och till och med från grundvatten med olämplig kvalitet, främst med höga halter av järn och mangan, dvs. grundvatten där den

naturliga markprofilen inte fungerat för dricksvattenberedning.

Metoderna för konstgjord grundvattenbildning som har kommit till användning är:

- **Bassänginfiltration** av ytvatten.
- **Återinfiltration** med mellanliggande luftning och filtrering.
- **Inducerad infiltration**, vilket påminner om bankinfiltration, som var vanlig i Tyskland.
- **In situ-rening**, t.ex. VYR-metoden med syresättning av vattnet i marken för att oxidera järn och mangan innan det pumpas upp.
- **Förbehandling följt av infiltration**, t.ex. fullständig kemisk rening, före en infiltration.

En principbild av ovanstående metoder visas här:



Figur 1-2. Processer för framställning av konstgjort grundvatten.

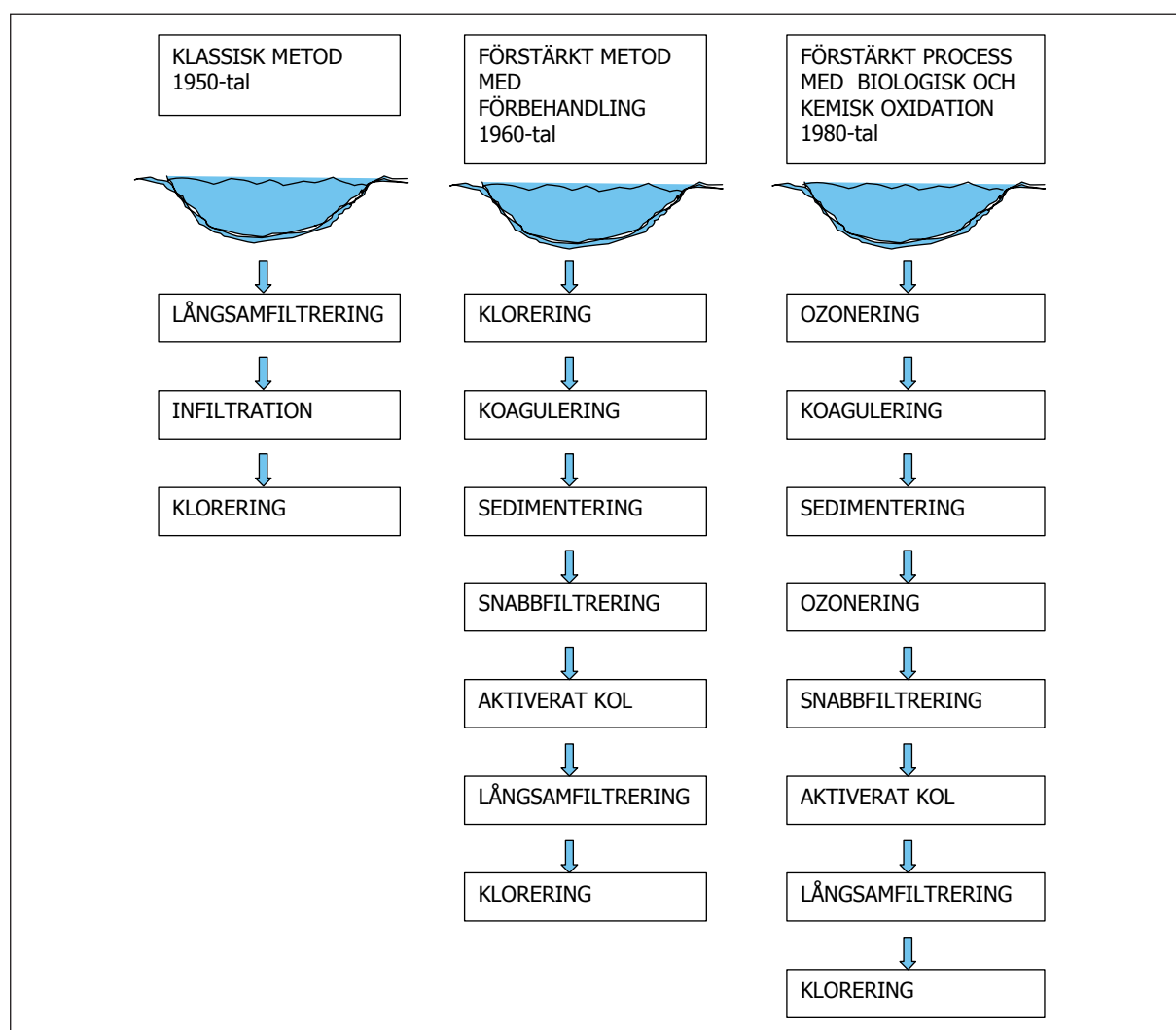
På många platser fanns inte lämpliga markformationer att använda för konstgjord infiltration. Ytvatten, vatten från sjöar och vattendrag, var de enda möjligheterna att nyttja för dricksvattenberedning. I grova drag kan man säga att man använt sig av naturens sätt att rena vatten, men det finns vissa principiella avsteg från naturens sätt. Metoderna som valts för att rena vatten har präglats av råvattnets egenskaper.

För relativt klara, rena ytvatten användes på sina håll enbart snabbfiltrering, men oftare biologisk rening i långsamfilter främst för avskiljning av partiklar och för förbättring av lukt och smak.

Successivt försämrades dock många av våra ytvattentäkter under 1900-talet fram till 1970–1980, då vi återigen kunde se tydliga tecken på förbättringar bland annat på grund av utbyggnad av avloppsreningsverk i kommuner och på industrier. Men den tydliga försämringen under 1900-talet ledde till att vi på många ställen övergav de enkla biologiska reningsmetoderna eller kompletterade dem med olika

förbehandlingsprocesser, alltifrån mikrosilar till kemisk rening och använde långsamfiltrering och infiltration för förbättring av främst lukt och smak samt för temperaturutjämning.

Skälet till att ha en bra beredning före långsamfiltrering och infiltration var, förutom att få en viss förbättrad kvalitet, att minska den frekventa igen-sättningen av långsamfiltren och infiltrationsbassängerna samt att skydda grundvattenformationerna från onödig föroreningsbelastning. Det finns flera exempel på vattenverk i England, Tyskland och Holland där man har mycket avancerade förbehandlingsprocesser med kemisk rening, oxidation med ozon, adsorption i aktiverat kol och extra filtrering genom flermediafilter före biologiska processer, till exempel långsamfilter. Långsamfiltren är dessutom ofta överbyggda för att hindra algproduktion i filtren och ytterligare igen-sättning. Allt för att minska intervallen mellan skumningarna. I vissa fall rensas filtren mycket sällan. Det kan gå flera år mellan skumningarna.



Figur 1-3. Bild över processkombinationer och dess utveckling från 50-talet i Mühlheim i Tyskland.

På 1970-talet kom aktiverat kol in i bilden, framförallt för att förbättra lukt och smak. Sanden i de gamla snabbfiltren byttes ut i många vattenverk till olika typer av aktiverat kol, exempelvis stenkol eller kokosnötKol. Uppehållstiden i kolet låg kring 10 minuter. Några år senare lanserades det som kom att kallas biologiskt aktiva kolfilter eller BAC-filter (Biological Activated Carbon Filter). Ett vattenverk i Mühlheim i Tyskland var pionjär, men på många andra ställen föreslogs olika processkombinationer, t.ex. ozonering före biologiska filter, för att förbättra avskiljningen av lättnedbrytbart organiskt material med biologiska metoder. Uppehållstiden i BAC-filtren rekommenderades till 20–40 minuter men åsikterna gick isär om hur lång tid som var tillräcklig. BAC-filtren krävde ingen reaktivering. Filtren reaktiveras kontinuerligt av de mikroorganismer som fanns i filtren. Konventionella kolfilter reaktiveras i Sverige normalt vart tredje eller vart fjärde år.

De biologiskt verksamma processerna, infiltration, långsamfilter, BAC-filter, placerades dock nästan alltid i slutet av en processkedja. Många biologiska processer föregicks av kemisk rening, flockning, sedimentering och filtrering i flermediafilter och av ozonering i ett eller flera steg för att bryta ner de högmolekylära organiska ämnena och göra det tillgängligt för mikroorganismerna i BAC-filtret. Mycket av denna utveckling hade sin grund i att man i mitten av 1970-talet visade på att det vid klorering av vatten uppkom biprodukter som var hälsovådliga. Man försökte på olika vägar att finna processkombinationer som ökade avskiljningen av organiskt material och därmed minskade bildningen av kloreringsbiprodukter. Figur 1-3 visar en bild över en del processkombinationer som utvecklades.

Målet med utvecklingen av nya metoder var att minska halten av organiska ämnen för att undvika bildning av desinfektionsbiprodukter, men också för att minimera efterväxtproblem i samband med distribution av vatten. Det man kan konstatera när man ser bakåt i historien är att i den naturliga grundvattenbildningen har biologiska processer en avgörande betydelse i början av reningskedjan, medan vattenverken i de tekniska systemen oftast har biologiska processer sist, där det borde vara svårare för biologin att fungera optimalt på grund av näringsbrist eller förekomst av hämmande ämnen eftersom den kemiska reningen tar bort näringsämnen och tillför kemikalier. Om man ska ha en kraftfull biologi sist kan också fler mikroorganismer lätt nå

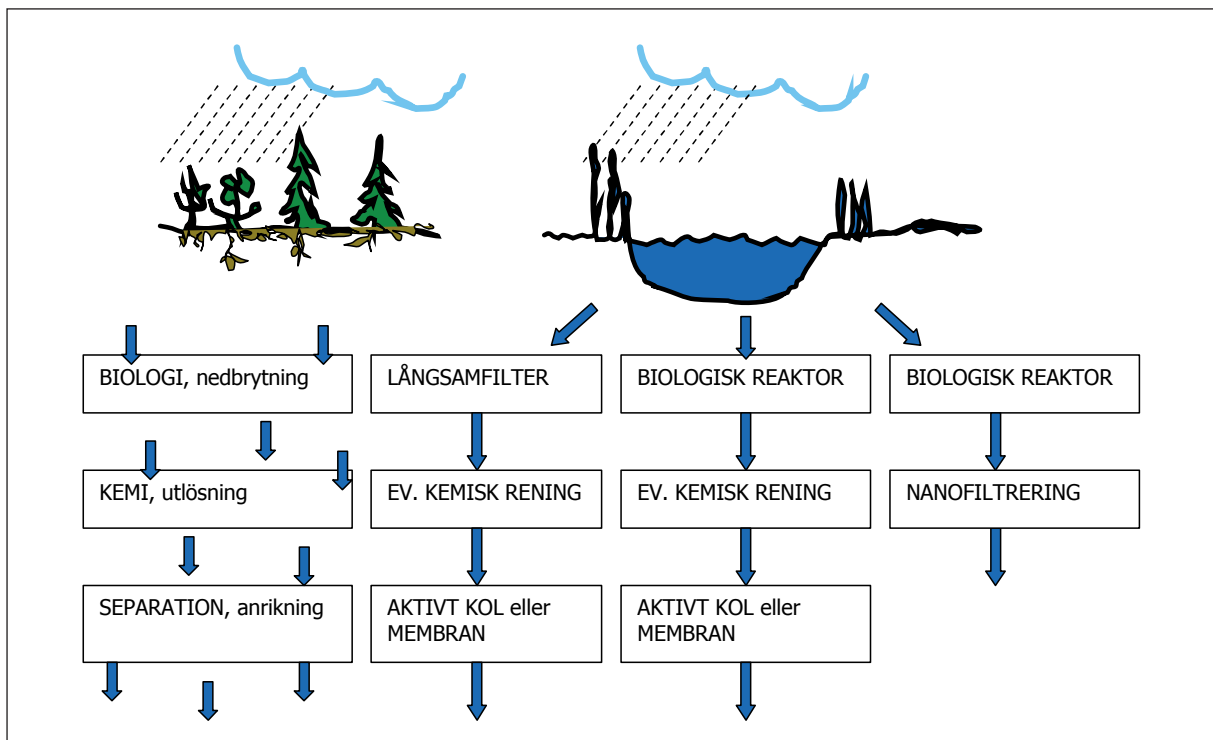
distributionsnätet. Låt vara att det inte är sjukdomsalstrande mikroorganismer, men de kan ändå ge upphov till olägenheter.

1.3.3 Tänkbara processkombinationer idag

I dag vet man att vissa mikroorganismer är tåliga mot olika desinfektionsmedel. Därför måste helt andra metoder än traditionell klorering, klordioxidbehandling eller UV-bestrålning tillämpas. Om man inte kan inaktivera eller avdöda mikroorganismerna bör man avskilja dem. Då handlar det om kraftfullare separationsmetoder, till exempel membranfilter, i kombinationer med biologiska och kemiska metoder. Detta är den utveckling vi nu ser och som bör resultera i diskussioner om hur vår framtida vattenberedning ska utformas. Exempel på processkombinationer som kan bli intressanta visas i följande bild, figur 1-4.

För att i största möjliga utsträckning efterlikna den naturliga grundvattenbildningen kan man använda en biologisk process först i processkedjan. I de fall där det är nödvändigt fortsätter man med en kemisk rening och avslutar med sandfiltrering eller filtrering med aktiverat kol. I vissa fall har man t.ex. ett långsamfilter som det första steget, men nackdelarna med långsamfilter är att det successivt sätter igen och att skumningen är omständlig och att när det biologiskt verksamma lagret avlägsnas avtar reningseffekten och det tar lång tid att återfå den. Långsamfiltrering kan därför bytas ut mot en biologisk reaktor i vilken det finns ett spolbart bärmaterial t.ex. kol, expanderad lera eller liknande, som backspolas som ett vanligt snabbfilter, utan att de verksamma mikroorganismerna avlägsnas helt och därmed behålls reningseffekten. Därefter kan man även i detta fall fortsätta med kemisk rening och avsluta med sandfiltrering, filtrering med aktiverat kol eller med membranfiltrering för att få en effektivare avskiljning av partiklar och mikroorganismer. I detta fall kan det räcka med att membranfiltret är ett så kallat ultrafilter.

Väljer man att använda ett mycket tätt membranfilter, till exempel nanofilter, kan detta helt ersätta den kemiska reningen, eftersom många föroreningar, inklusive humus, tas bort mycket effektivt. Den biologiska förbehandlingen förlänger membranets drifttid mellan nödvändiga tvättillfällen.



Figur 1-4. Exempel på nya processkombinationer. Bildanalogi med grundvatten.

2 Syfte

2.1 Varför projektet har genomförts

Det är i dagsläget dåligt dokumenterat vilken säkerhet mot vattenburen smitta som den vanligaste metoden för dricksvattenberedning i Sverige ger och speciellt hur variationer i driften inverkar på barriäreffekten. Det är okänt hur förändringar i vår omvärld kan ändra riskbilden för vattenburen smitta och hur detta motverkas i nuvarande vattenberedning. Potentiella hot är till exempel ökat resande som medför ökade belastningar med farliga mikroorganismer, ändrad djurhållning med ökat strandbete, sämre immunförsvar hos befolkningen, ökad tillämpning av recirkulation i vattenbehandling samt minskad tillgång till naturgrus för grundvattenbildning.

Syftet med föreliggande projekt är att i första hand få detaljerad och ingående kunskap om olika processers mikrobiologiska barriärförmåga vid normala och varierande drifts- och föroreningsituationer. Den situation som råder i dag bygger i hög grad på schabloner om processers mikrobiologiska barriäreffekt utan att specificera vare sig nivå eller typ av

förorening och föroreningsvariation eller hur driftsättet påverkar situationen.

Projektet avser att i jämförelse med konventionell kemisk fällning studera och värdera ny och högst relevant reningsteknik, som innebär minskad användning av kemikalier, men med ökad säkerhet ur mikrobiologisk synpunkt och möjligheter till förbättrad avskiljning av ämnen som ger upphov till lukt, smak, efterväxt i ledningsnät mm. I projektet ingår också att studera effekten av biologisk förbehandling för de olika studerade processerna och processkombinationerna.

2.2 Val av processkombinationer

Som utgångspunkt för valet av processer har den konventionella kemiska fällningsprocessen utgjort referens. Den kemiska fällningen kompletterades med en biologisk process som ett första steg – ett naturligt och logiskt val om man utgår från hur grundvattenbildningen sker. För att undersöka hur i synnerhet mikrobiell barriärverkan kunde förbättras genomfördes försök med komplettering av den kemiska fällningen med membranfiltrering av typen ultrafiltrering. Matarvatten togs då från fullskalans olika processteg, flockning, sedimentering, filtrering samt

dricksvatten, för att utvärdera ultrafiltrets avskiljningsförmåga och placering i raden av enhetsprocesser.

I ett annat processval ersattes den kemiska fällningen helt av membran teknik, i detta fall med ett nanofilter, som har förmåga att effektivt avskilja organiskt material, partiklar, bakterier och virus. Även denna teknik studerades med ett biologiskt filter som första steg. Avsikten med detta förfarande var att studera om det biologiska steget bidrog till en vattenkvalitetseffekt och om det dessutom påverkade membranets driftsituation.

Då studier av kemisk fällning, biofiltrering och membranfiltrering med ultrafilter och med nanofilter skedde i pilotskala kunde vi utvärdera mikrobiell barriärverkan genom tillsatser av avloppsvatten och mikrobiologiska modellsubstanser för mikroorganismer till respektive process.

I nedanstående figur visas processkombinationerna.

För detaljerade data om anläggningarna se bilaga A. Råvatten till pilotanläggning för kemisk fällning alternerades veckovis mellan vanligt råvatten och biologiskt förbehandlat råvatten. Råvatten till ultrafiltret togs ut från olika ställen i fullskalanläggningen, efter sedimentering, efter filtrering och från färdigbehandlat dricksvatten.

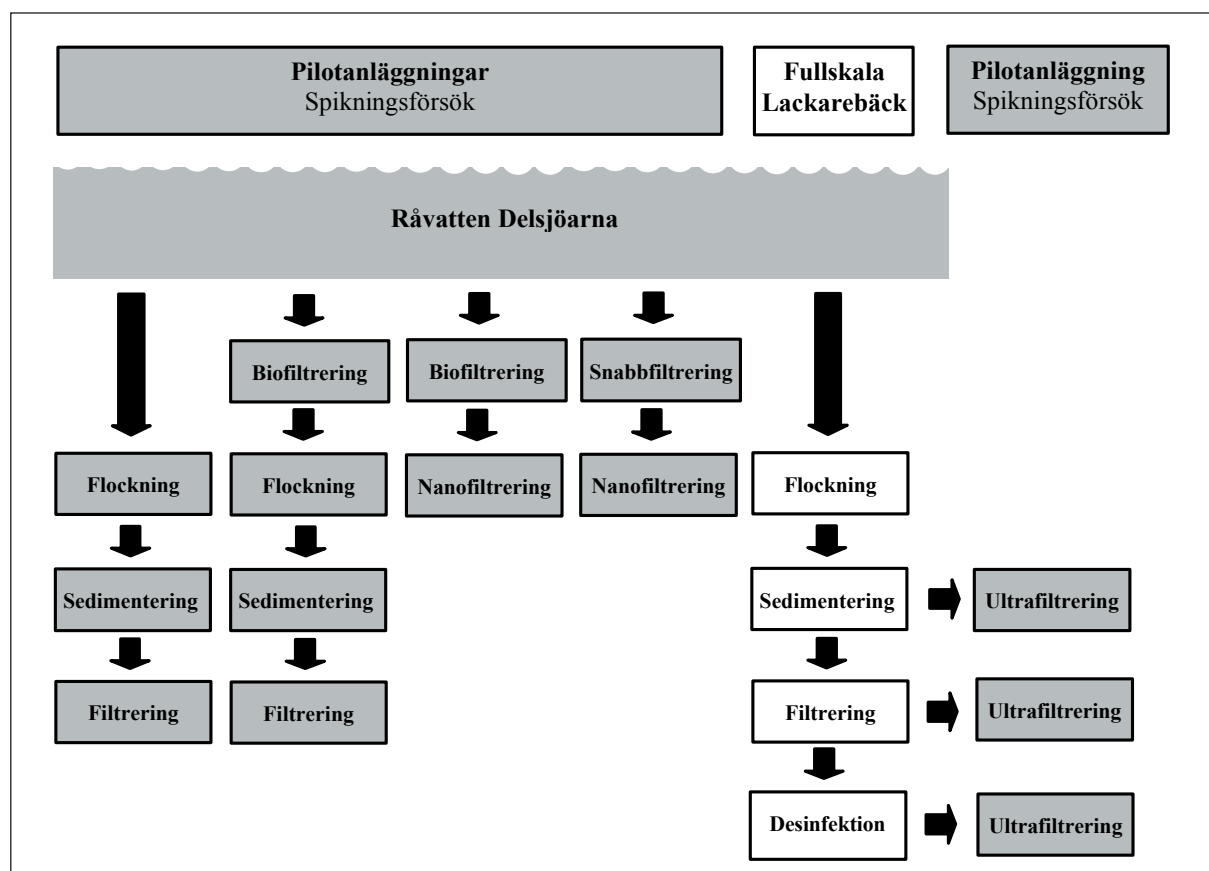
2.3 Val av parametrar för uppföljning av avskiljningsförmåga

I försöken analyserades behandlingsstegens barriärverkan och effektivitet för avskiljning av naturligt organiskt material (NOM) med följande analysparametrar.

2.3.1 Partiklar och mikroorganismer

Partiklar

På vattenverk mäter man normalt halten suspenderade partiklar som turbiditet. Metoden lämpar sig bra för driftövervakning, men är en osäker indikator för beredningens barriärverkan avseende mikroorganismer. Även vid mycket låga turbiditetsvärden kan vattnet innehålla för höga halter bakterier och parasiter. I denna studie mättes partiklar med en flödescytometer, som är ett laboratorieinstrument som normalt inte tillhör instrumenteringen på ett vattenverk. Instrumentet kan användas för att mäta totalhalten partiklar. Dessutom kan flödescytometern mäta mängden fluorescerande partiklar, vilket i detta



Figur 2-1. Processkombinationer som ingått i projektet.

sammanhang är alger som kommer från råvattnet. Denna teknik, för att kunna följa avskiljningen av naturliga partiklar genom vattenverket, har tidigare introducerats på Lackarebäcks vattenverk (Bergstedt *et al.* 2000) och används numera rutinmässigt. Partiklarna mäts i två storleksklasser, 0,4–1 µm och 1–15 µm. Den mindre storleksklassen motsvarar bakteriestorlek, medan avskiljningen av de större algerna har visat sig vara en god indikator på avskiljningen av encelliga parasiter, t.ex. *Cryptosporidium* (Bergstedt & Rydberg 2002).

On-line partikelräkningen utfördes med en konventionell partikelräknare (WPC 1000, Art Instruments Inc., USA). Den mäter antalet partiklar genom ljusblockerings-detektion i storleksområdet 1–25 µm. Partikelräknaren var kopplad till en provväxlare som tog ett prov från alla åtta provströmmarna en gång i timmen. Det användes ett 1-minuts medelvärde för varje provström, och ett medianvärde för varje dag beräknades av de 24 timvisa mätvärdena.

Absolutvärdena man får ifrån partikelräknare har visat sig variera mellan olika fabrikat och även mellan liknande räknare (Van Gelder *et al.* 1999). Därför valde vi att utvärdera den relativa partikelavskiljningen, en parameter som har visat sig vara tillförlitligare än absolutvärdena (O'Shaughnessy *et al.* 1997).

Sjukdomsframkallande bakterier

Antalet sjukdomsframkallande mikroorganismer mäts inte regelbundet. Istället mäts indikatororganismer som fekala bakterier. Dessa finns normalt bara i låga halter i råvatten och skall inte alls finnas i dricksvatten. Eftersom halterna i råvatten är låga och inga bakterier finns i dricksvattnet kan avskiljningsförmågan inte exakt beräknas för fullskaleprocessen. Därför utförde vi försök i pilotanläggningen med tillsats av avloppsvatten och vi kunde då analysera och beräkna avskiljningen för flera olika mikroorganismer som koliforma bakterier, *E. coli*, enterokocker, clostridier. Även små (1 µm) fluorescerande plastkuler, så kallade beads, tillsattes och analyserades som modellsubstans för bakterier.

Bakteriofager

Sjukdomsframkallande virus är besvärliga att arbeta med och förekommer i allmänhet i för låga halter för att man ska kunna beräkna en virusavskiljning för olika vattenreningsprocesser. För att skatta avskiljning av virus kan man istället använda *bakteriofager*, dvs.

virus som angriper bakterier. Dessa är lättare att hantera och kan ha liknande storlek, morfologi och ytegenskaper som sjukdomsframkallande virus. Två olika typer av bakteriofager användes. MS-2 som är salmonellabaserad och φX174 som är colibaserad. De har samma storlek (26–32 nm i diameter), men olika ytegenskaper, se tabell 2-1. φX174 är neutral medan MS-2 är negativt laddad vid ett neutralt pH (Jin *et al.* 2000). Båda bakteriofagtyperna detekteras vanligen genom att sprida vattenprovet i lämplig spädning på en matta av bakterier i en petriskål, varvid man efter en inkubering kan observera ett plack – en klar zon där bakterierna lyserats av bakteriofagerna. Metoden kallas ”plaque forming units” (PFU).

Tabell 2-1. Bakteriofager tillsatta i denna studie.

	φX174	MS-2
Storlek (nm)	26–32	27
Isoelektrisk punkt ¹	6,6	3,9
Detektionsmetod	PFU ²	PFU ²
Värdbakterie för detektion	<i>Escherichia coli</i>	<i>Salmonella typhimurium</i>

¹ Det pH vid vilket bakteriofagen har en neutral ytladdning.

² PFU: Plack forming units. Se text ovan för förklaring.

MS-2 och φX174 har används som modellpartiklar för sjukdomsframkallande virus i flera tidigare studier (APHA 1995; Deborde *et al.* 1999; Jin *et al.* 2000; Stedtler *et al.* 1992; Yahya *et al.* 1993). I vägledningen till dricksvattenkugörelsen anges att membran med en största porvidd av 100 nm får räknas som säkerhetsbarriär. I detta projekt har barriäreffekten för tätare membran studerats. Bakteriofagernas storlek skall ses i förhållande till rekommendationen i vägledningen till dricksvattenkugörelsen där membran med största porvidd på 100 nm räknas som säkerhetsbarriär.

2.3.2 Naturligt organiskt material, efterväxt och luktämnen.

TOC

Mätningen av totalt organiskt kol (TOC) är en analys som innefattar både lösta och partikulära ämnen och anges som mg kol/l. Om man filtrerar bort den partikulära andelen före analysen, kallas mätningen

för löst organiskt kol (DOC). Parametern TOC mäter ungefär samma ämnen som COD_{Mn} , men har högre noggrannhet vid låga värden som är typiskt för dricksvatten.

UV₂₅₄-extinktion

Absorptionen av UV-ljus vid 254 nm våglängd är ett mått på vattnets halt av humusämnen. UV-extinktion mäter ungefär samma ämnen som orsakar vattnets färg, men är noggrannare än TOC och COD_{Mn} speciellt vid låga halter av organiska ämnen. Mätningen baseras på prover som filtrerats genom 0,45 µm filter. Exempel på jämförande mätningar av TOC, COD_{Mn} , UV-extinktion och färg finns beskrivet i litteraturen (för översikt se Heinicke 1999). Dessa parametrar utgör det som kallas för totalt NOM, alltså det ganska odefinierade innehållet av organiskt material som i våra ytvatten huvudsakligen består av humusämnen. När man vill mäta ämnen som är biologiskt nedbrytbara och därmed förorsakar efterväxt av bakterier i ledningsnätet, krävs det mer specialiserade analyser.

BDOC

Biologiskt nedbrytbart organiskt kol (BDOC) är den andel av DOC som är biologiskt nedbrytbar. Mätningarna är baserade på den metod som beskrivs i Allgeier *et al.* (1996). Om BDOC är under 0,15 mg/l anses vattnet som biologiskt stabilt, dvs. orsakar inte efterväxt.

AOC

Assimilerbart organiskt kol (AOC) mäter den lilla andelen av naturligt organiskt material som kan byggas in i ny bakteriell biomassa. Ett biostabilt vatten anses ha en AOC på under 10 µg/l (van der Kooij *et al.* 1992).

Luktämnen

Ämnena geosmin och 2-methylisoborneol (MIB) produceras av cyanobakterier och aktinomyceter och är kända för att redan i spårkoncentrationen förorsaka unken lukt. Laboratoriet på Lackarebäcks vattenverk analyserar dessa ämnen ner till 0,5 ng/l ($5 \cdot 10^{-7}$ mg/l) med gaskromatografi-masspektrometri (GC-MS).

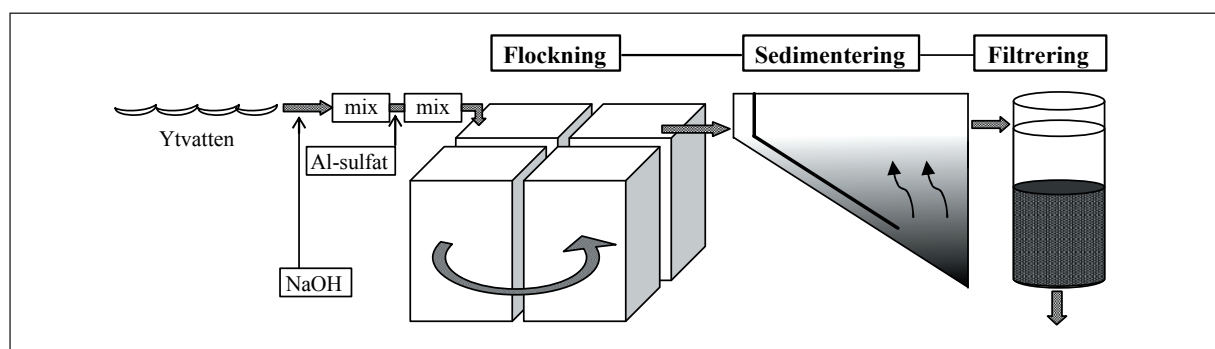
Efterväxt

Potentialen för mikrobiologisk efterväxt i ledningsnätet undersöktes med biofilmskassetter. Sterila objektsglas placerades i en flödeskammare genom vilken vatten strömmade längs glasytorna. Flöde-hastigheten var 1 cm/s och flödet längs objektsglasen var laminärt. Den mikrobiella biofilm som utvecklades på glasytorna analyserades efter 3–5 månader med konfokalmikroskopi för att undersöka struktur och biomassa i intakt biofilm, och som totalantal bakterier, heterotrofa bakterier, och alger i avskrapad biofilm.

3 Hur fungerar vanlig kemisk fällning?

3.1 Pilotanläggningen

Vi drev en pilotanläggning för kemisk fällning under drygt ett år och den optimerades så att den liknade fullskaleprocessen på Lackarebäcksverket. Pilotanläggningen, se figur 3-1, bestod av processtegen kemikalieblandning, flockning, sedimentering och



Figur 3-1. Principskiss på pilotanläggning för kemisk fällning.

snabbfiltrering genom granulerat aktiverat kol (se bilaga A) och hade ett flöde på 1 m³/h.

För att kunna dra slutsatser av den konventionella reningens avskiljningsförmåga avseende bakterier och virus tillsattes spårämnen i form av avloppsvatten, bakteriofager och beads i olika kampanjer sk. spikningar. Förutom uppföljning av dessa kampanjer gjordes en stor mängd analyser på vatten från pilotanläggningen under ett års tid.

3.2 Barriärverkan

3.2.1 Normaldrift

Tabell 3-1 sammanfattar barriärverkan för fluorescerande partiklar (alger) i pilotanläggningen och fullskalan över tiden februari 2003–april 2004.

Tabell 3-1. Avskiljning av alger vid kemisk fällning. Medelvärden för hela undersökningstiden. n=28.

Partikelstorlek	Pilotanläggningen	Fullskalanläggningen
0,4–1µm	90 ± 9 %	86 ± 14 %
1–15 µm	98,2 ± 0,2 %	97,3 ± 0,4 %

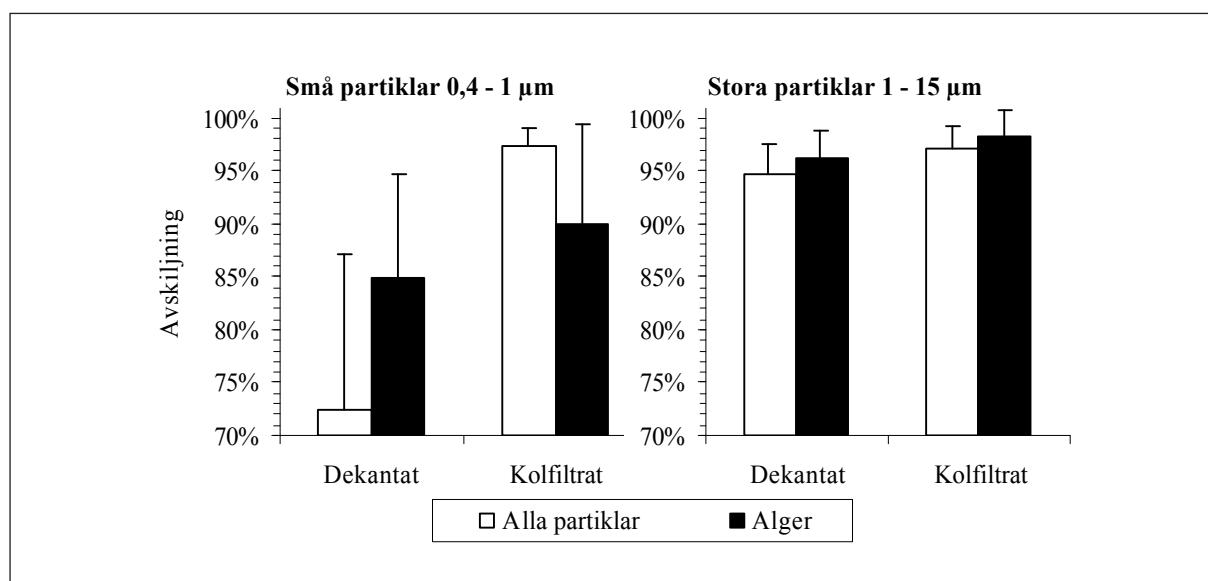
Cirka 10 % av algerna i bakteriestorlek och 1 % i parasitstorlek tog sig igenom den kemiska fällningen. Avskiljningen uppgick till 1–2 log, vilket får anses vara lågt med tanke på att några av de kända patogena

parasiterna är klortåliga. Det gör dricksvattenberedningens barriärverkan helt beroende av avskiljningen. Ofta talar man om hur stor avskiljning man får och uttrycker det i procent som i tabell 3-1. Om avskiljningen är mycket stor är det bättre att uttrycka detta i logaritmiska termer och detta tillämpas normalt i internationell litteratur. Jämförande tal visas i rutan nedan.

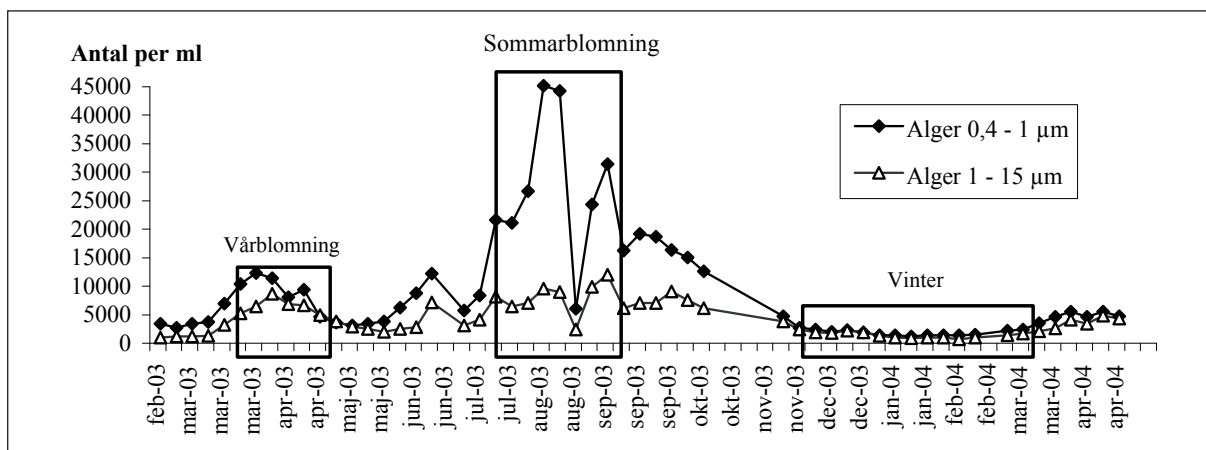
Logreduktion	%-avskiljning
1	90
2	99
3	99,9
4	99,99
5	99,999
6	99,9999
7	99,99999

Figur 3-2 visar skillnaden i avskiljning mellan partiklar och alger. I den minsta storleksklassen avskiljde kolfiltret algerna betydligt sämre än de vanliga partiklarna, vilket troligen berodde på att alger är utformade för att stanna i vattenfasen och alltså är svåravskilda. Reduktionen av alla partiklar är mer osäker eftersom ett stort antal partiklar skapas i den kemiska fällningen. Avskiljningen av de större partiklarna och algerna var som förväntat högre, dvs. stora partiklar och alger avskildes effektivare än små.

Halten alger i råvatten varierade kraftigt över året, figur 3-3. Under vintern var algförekomsten i råvatten låg, medan det syns två tydliga toppar under mars/april och juli/augusti. Den låga halten av alger



Figur 3-2. Avskiljning av partiklar och alger i pilotanläggningen för kemisk fällning. Medelvärden över försöksperioden. n=28.



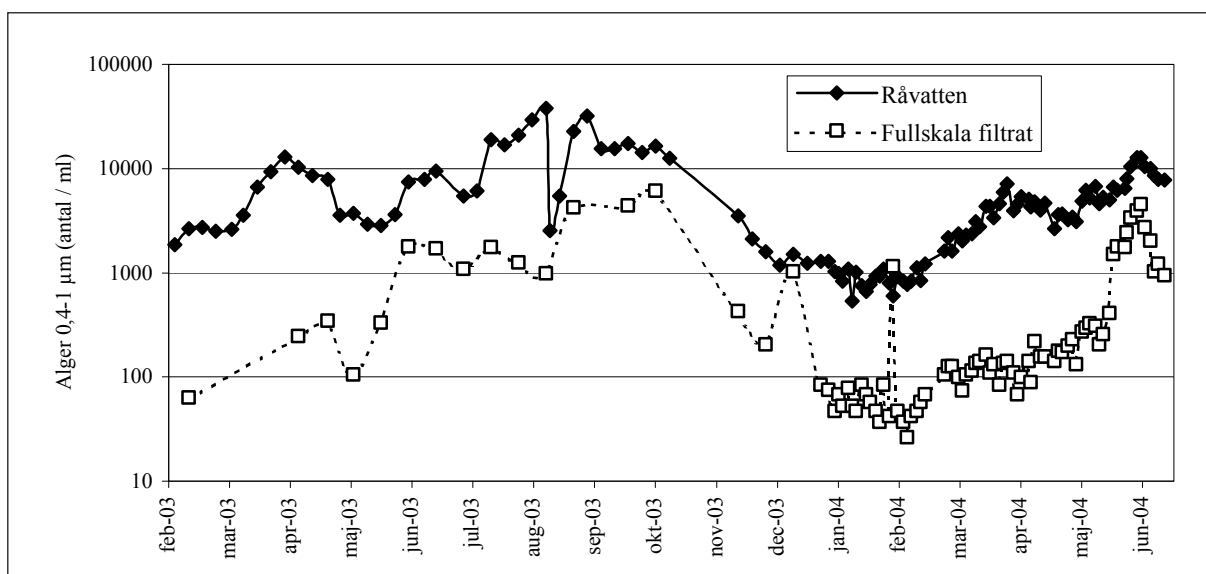
Figur 3-3. Årsvariationen av alger i råvatten mätt med flödescytometer. Rutorna exemplifierar olika algsäsonger. Vårblomning: >5000 små alger/ml; sommarblomning: >20000/ml; vinterblomning: <2000/ml.

i mitten av augusti 2003 berodde på en ändring av intagsdjupet i Delsjön från 8 till 16 m. Också avskiljningen varierade. För de större algerna ökade avskiljningen vid ökad inkommande halt, samtidigt som vattentemperaturen var som högst. Avskiljningen var störst för de små algerna under vårblomningen. Halterna av alger i filtrat, efter den kemiska fällningen var framförallt avhängiga halterna i råvatten. Detta var speciellt tydligt i det mindre storleksintervallet (figur 3-4). Dessa variationer i vattenkvalitet efter den kemiska fällningen visar tydligt att det är viktigt att följa beredningsprocessens funktion under en längre tid för att kunna bedöma barriärverkan (Heinicke 2005). I exemplet figur 3-4 varierade reduktionen mellan 0 och drygt 1 log.

3.2.2 Bägärförsök

För att kunna studera fällningsdosens betydelse under kontrollerade förhållanden utfördes också fällningsförsök i bägare. Bägärförsöken utfördes vid samma pH och med samma omrörarintensitet som i pilotanläggningen för att efterlikna den kontinuerliga processen. Aluminiumsulfatdosen varierades. Snabbfiltreringen simulerades med hjälp av dubbla filterpapper (Munktel, Nr. 3). Bägärförsöken upprepades tre gånger och resultaten visade på god överensstämmelse med pilotanläggningen (tabell 3-2).

Bägärförsöken klargjorde att den ordinarie fällningsdosen är nödvändig för att åstadkomma en acceptabel avskiljning av råvattenpartiklar. När dosen sänktes med 25 %, fördubblades antalet partiklar som passerade behandlingen. När den sänktes med 50 % bildades det fortfarande flock, men barriärverkan m.a.p. partiklar var 6–7 gånger sämre än



Figur 3-4. Alger 0,4-1 µm i råvatten och filtrat från fullskala under försöksperioden mätt med flödescytometri.

Tabell 3-2. Avskiljning av råvattenpartiklar vid normal aluminiumsulfatdos 32 mg/l. Provtagning pilotanläggningen 2004-03-29. Bågarförsök 2004-04-01, medelvärde av 3 parallella bågare.

Partikelstorlek	Pilotanläggningen	Bågarförsök
0,4–1µm	97,3 %	97,9 % ± 0.33 %
1–15 µm	97,5 %	98,4 % ± 0.56 %

vanligt. Det är viktigt att notera att den rejält försämrade barriärverkan inte gick att mäta som en ökad turbiditet. UV₂₅₄ i filtrat påverkades också av den sänkta fällningsdosen, men i lägre grad. När fällningsdosen sänktes med 25 % ökade UV₂₅₄ med 10 %, medan en sänkt dos med 50 % resulterade i en ökning av UV₂₅₄ med 37 %.

3.2.3 Spikningar och simulerade processtörningar i pilotanläggningen

Under sommaren 2003 genomfördes försök för att undersöka driftstörningars inverkan på den kemiska fällningens barriärverkan. Parametrarna som varierades var omrörarhastighet (normal hastighet och ± 30 %) och aluminiumsulfatdos (normal dos och ± 50 %). Uppföljning gjordes genom analys av turbiditet och aluminium samt partikelmätning. Några entydiga skillnader kunde inte utläsas, dels för att avvikelserna från normalläget var måttliga, dels för att råvattenkvaliteten varierade under de sex veckorna som försöken pågick. Slutsatsen man kan dra var att kemfällningsprocessen var tämligen stabil mot dessa störningar i driften.

Ytterligare försök genomfördes under sommaren 2004 för att i detalj studera barriärverkan mot vanliga sjukdomsframkallande bakterier vid störningar i fällningsdosen (Johansson & Scott 2004). Två procent försedimenterat kommunalt avloppsvatten tillsattes till råvattnet före kemikalietillsatsen för att säkerställa att tillräckliga halter av bakterier fanns att mäta på och för att simulera en kraftig avloppspåverkan. Tabell 3-3 visar vilka fällningsdoser som undersöktes. Anläggningen fick ställa in sig efter betingelserna med avloppsvattentillsats och en viss fällningsdos under minst 12 timmar innan provtagningen påbörjades. Alla de analyserade bakterierna (tabell 3-4) är typiska indikatorer på fekal förorening. Vid två tillfällen tillsattes också beads (fluorescerande

plastkuler i bakteriestorlek ~1µm), en gång tillsammans med avloppsvatten och en annan gång bara beads. Detta för att dels mäta avskiljningen av väldefinierade partiklar i bakteriestorlek, dels för att testa om själva avloppstillsatsen påverkade kemfällningens funktion.

Tabell 3-3. Försök med avloppstillsats.

Fällningsdos mg/l*
0
10
15
32 (normaldos)
32-10-32 (dynamikförsök)

* som Al₂(SO₄)₃ · 18 H₂O

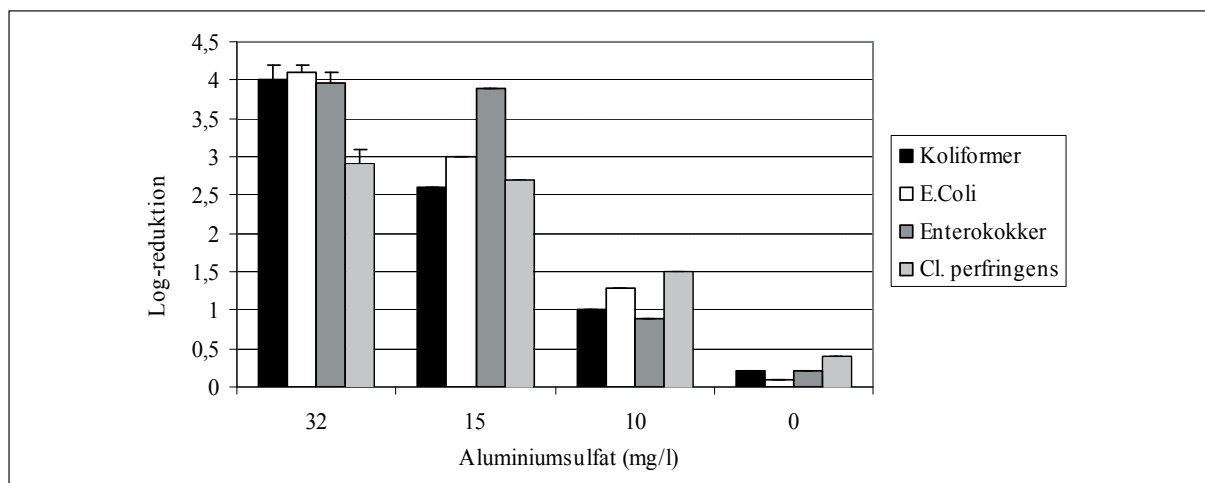
Tabell 3-4. Avloppsbakterier och surrogat.

Parametrar
Totala koliformer
<i>E. coli</i>
Fekala streptokocker
<i>Clostridium perfringens</i>
Fluorescerande plastkuler 1 µm

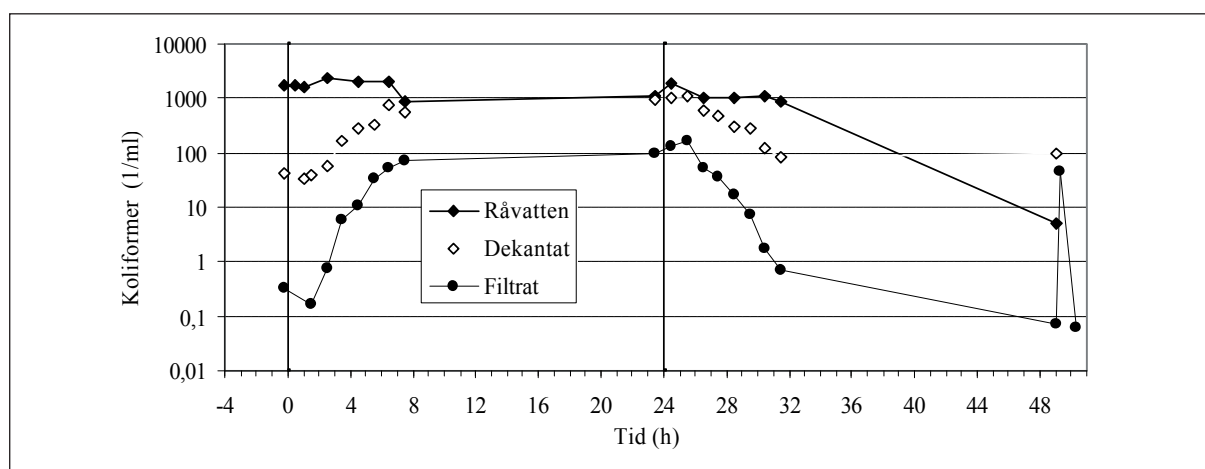
Resultaten visar att gränsen för en fungerande kemfällning i detta vatten går mellan 10 och 15 mg/l aluminiumsulfat, figur 3-5. Vid 10 mg/l bildas det ingen synlig flock. Vid 15 mg/l uppstår flockbildning och en betydligt bättre avskiljning av bakterier. När dosen ökades till de normala 32 mg/l resulterande det i en ytterligare förbättring av bakterieavskiljningen.

Bakterieavskiljningen varierade mellan de två tillfällena med normaldos 32 mg/l. Det ena av tillfällena ingick i det dynamiska försöket som beskrivs nedan. Skillnaden kan bero på skillnader i råvatten, framförallt vattentemperaturen (undersökningarna utfördes februari–juni), dels på variationer i den tillsatta bakteriehalten.

Ett dynamiskt förlopp undersöktes för att kunna följa hur fort barriärverkan försämrades vid en plötslig sänkning av aluminiumsulfatdosen. Under pågående avloppsvattentillsats sänktes fällningsdosen, från 32 till 10 mg/l. Dynamikförsökets resultat exemplifieras av figur 3-6. Avskiljningen av koliforma bakterier försämrades från omkring 4-log till 1-log inom 8 timmar efter störningens början. Återhämtningen



Figur 3-5. Avskiljningen av bakterier i pilotanläggningen beroende av aluminiumsulfatdoseringen. För normaldoseringen 32 mg/l visar staplarna medelvärden av två mätomgångar, och felindikatorerna motsvarar 1 standardavvikelse.



Figur 3-6. Effekt av en simulerad störning i fällningsdosen på avskiljningen av koliformer. Första vertikala strecket – byte från 32 mg/l till 10 mg/l, andra vertikala strecket – byte tillbaka till 32 mg/l.

skedde inom 15 timmar efter att "felet" åtgärdats. Toppen i slutet av kurvan för filtrat markerar förhöjda halter av bakterier i första filtratet direkt efter en filterspolning. Kurvorna för avskiljning av clostridiesporer visade stora likheter med kurvorna för koliforma bakterier. Dynamikförsökens avskiljningskurva ger vägledning för att sätta larmgränser för hur långvariga och hur allvarliga störningar som kan tolereras innan det producerade vattnet blir otjänligt. Larmgränserna är dock individuella och anläggningsberoende.

Avskiljningen av virus i pilotanläggningen undersöktes genom att tillsätta bakteriofager av typerna MS-2 och ϕ X174 till pilotanläggningens tillflöde av råvatten. Halterna av bakteriofager följdes sedan över tiden vid tillsatspunkten, efter kemikalieinblandning, i flockningsbassäng 2, efter flockning, efter sedimentering och efter filtrering (se figur 3-1 för en översikt över pilotanläggningen). Tillvägagångssättet och resultaten finns närmare beskrivna i Heinicke *et al.*

(2004). Den totala avskiljningen av bakteriofager var 6,2 log (99,9999%) för MS-2 och 3,8 log = (99,98%) för ϕ X174. Skillnaden i avskiljning mellan MS-2 och ϕ X174 beror sannolikt på skillnaden i fysikaliska ytegenskaper. Då MS-2 har en isoelektrisk punkt (pI) på 3,9 borde denna bakteriofag ha mindre benägenhet att adsorbera till flockarna jämfört med ϕ X174 med ett pI på 6,6 vilket är nära pH vid flockningen (6,4). MS-2 borde å andra sidan komplexbindas till positivt laddade aluminiumjoner, under flockningens tidiga skede, i högre grad än ϕ X174. För MS-2 har en naturlig inaktivering antagits kunna vara en delorsak till minskade halter av fager i vissa försök (Jin *et al.* 1999).

Sammanfattningsvis kan man konstatera att avskiljningen av bakteriofager, som indikator för virus, var mycket god under de undersökta förhållandena, när den kemiska fällningen fungerade väl.

I allmänhet är alla försök där man doserar något för att kunna studera avskiljning över en process i

sig en störning. Genom att t.ex. dosera bakteriofager i hög halt har koncentrationen av partiklar i storleksintervallet för virus kraftigt ökat. Detta gör att man inte till fullo kan dra slutsatser om avskiljningsförmågan i verklig drift med betydligt lägre halter av partiklar/virus i detta storleksintervall. På samma vis är en dosering av avloppsvatten i sig en störning. Denna störnings påverkan på avskiljningen av partiklar kunde dock utvärderas genom samtidig tillsats av fluorescerande kulor i bakteriestorlek (1 µm). Avskiljningen av dessa kulor över den kemiska fällningen var i princip densamma med och utan tillsats av avloppsvatten, vilket tyder på att avloppstill-satsen i sig hade ringa påverkan på pilotanläggningens partikelavskiljning.

Resultaten av pilotförsöken med tillsats av indikatororganismer och sänkt fällningsdos stämmer ganska väl överens med fällningsförsöken i bågare (tabell 3-2 och tillhörande diskussion). Bågarförsöken uppvisade 6–7 ggr fler autofluorescerande partiklar som passerade behandlingen vid 50 % sänkning av dosen. Avskiljningen av indikatororganismer i pilotförsöken påverkades olika av en halverad fällningsdos. Avskiljningen av koliformer och *E. coli* sänktes med 1.4 log (faktor 25) respektive 1.1 log (faktor 13), medan avskiljningen av enterokocker påverkades betydligt mindre 0.05–0.2 log (faktor 1.1–1.6), se figur 3-5.

3.3 Organiskt material, efterväxt och luktämnen

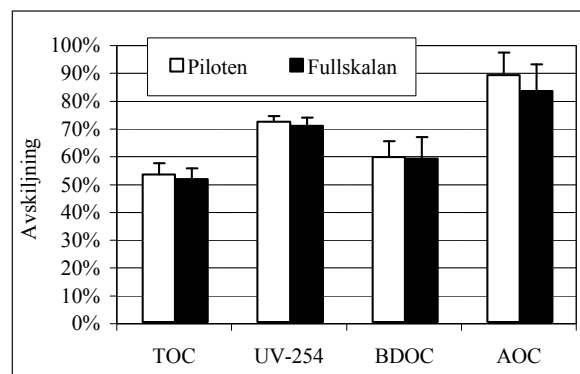
Råvattnets halt av organiskt material finns sammanfattat i tabell 3-5. Avskiljningen av organiskt material vid kemisk fällning redovisas i figur 3-7. Överensstämmelsen mellan pilotanläggningen och Lackarebäcks fullskaleanläggning vad gällde avskiljningsförmågan visade sig vara god. Pilotanläggningen avskiljde alla fyra analyserade NOM-parametrar något bättre än fullskaleprocessen. Avskiljningen av TOC var runt 50 % i båda anläggningarna. Att organisk substans mätt som UV₂₅₄-extinktion avskiljs bättre än TOC i den kemiska fällningen visar att processen huvudsakligen är effektiv på humusämnen, något som är känt sedan tidigare (Owen *et al.* 1995). Nedbrytbara ämnen (BDOC) minskade avsevärt, fast kolfiltratet innehöll ändå halter runt 0,5 mg/l, vilket

är över gränsen av vad som klassas biologiskt stabilt. Nedbrytningen av det organiska materialet i BDOC-analysen var långsam i detta vatten, dvs. den lätt tillgängliga andelen BDOC var begränsad. Också den låga resthalten av AOC tyder på mycket begränsade möjligheter för bakterietillväxt. Det finns dock indikationer på att resthalt av aluminium kan påverka AOC-mätningen negativt, vilket kan ha haft inverkan på AOC resultaten i kemfällt vatten (Uhl W. personlig kommunikation). Det bör också nämnas att alla mätningar skedde innan slutdesinfektion, en process som kan öka halterna av biologiskt nedbrytbart organiskt material (BDOC och AOC).

Tabell 3-5. Halter av naturligt organiskt material i råvattnet under försöksperioden.

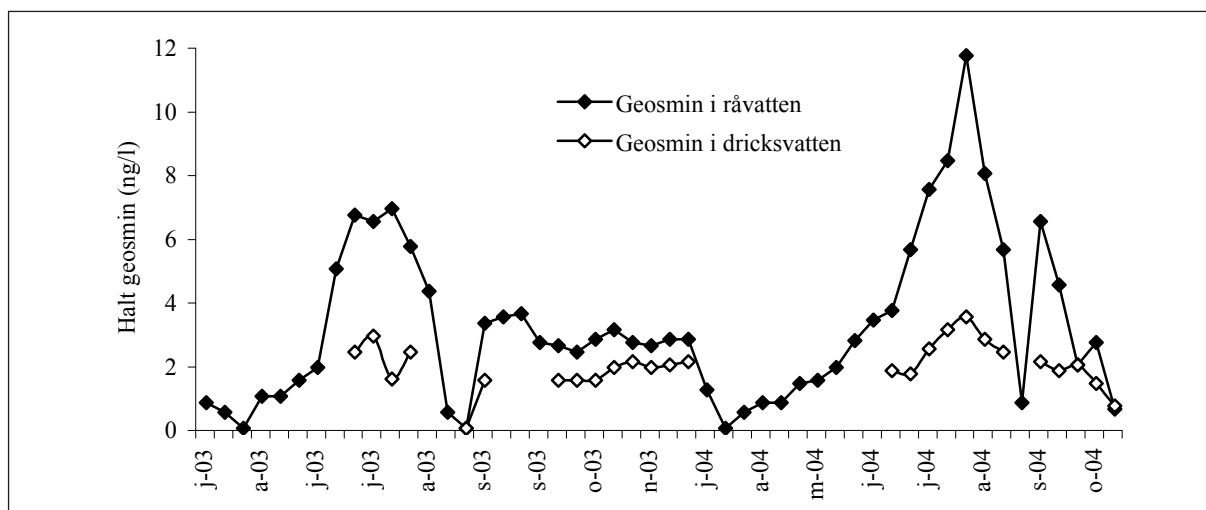
Medelvärde ± standardavvikelse.

UV ₂₅₄ (m ⁻¹) n=66	13 ± 2
TOC (mg/l) n=59	4,7 ± 0,3
BDOC (mg/l) n=16	1,1 ± 0,2
AOC (µg/l) n=17	39 ± 16



Figur 3-7. Avskiljning av olika NOM parametrar i filtrat från kemfällning relaterat till råvattnet. T-formade felstaplar visar en standardavvikelse. Antal observationer (n): TOC: 28, UV: 24, BDOC: 4, AOC: 7.

Av de undersökta luktämnena var det huvudsakligen geosmin som sommartid förekom i förhöjd halt. Under 2003 och 2004 förekom det geosminhalter upp till 4 ng/l (figur 3-8), medan MIB var under detektionsgränsen (< 0,5 ng/l). Lukttröskeln anges vara 6,3 ng/l för geosmin och 15 ng/l för MIB (Young *et al.* 1996). I samma undersökning kunde dock personer med känsligt luktsinne detektera ämnena vid 3,8 ng/l (geosmin) respektive 6,3 ng/l (MIB). I vår egen undersökning sammanföll mätbara halter



Figur 3-8. Koncentrationen av geosmin i råvatten och färdigt dricksvatten (fullskala) för 2003 och 2004.

av luktämnen med luktrelaterade klagomål från konsumenterna. Liksom för algerna, berodde de låga halterna av geosmin i mitten av augusti 2003 på en sänkning av intagsdjupet i Delsjön från 8 till 16 m dvs. till under språngskiktet. En sänkning av intagsdjupet är också orsak till låga geosminhalter i september 2004.

Det har visats i flera studier att konventionell beredningsteknik med kemisk fällning och snabbfiltrering avskiljer lukt och smakämnen i låg grad. Något som vi också kunnat observera genom den måttliga reduktionen av geosmin och MIB vid den ordinarie driften på Lackarebäck. Den genomsnittliga avskiljningen av geosmin var 46 % under försöksperioden som redovisas i figur 3-8. Avskiljningen av MIB under samma försöksperiod var 16 %, baserat på de tillfällen MIB förekom i detekterbara halter i dricksvattnet.

4 Alternativa/kompletterande processer

4.1 Biologiska filter

4.1.1 Generellt om biofiltrering

Filtrering där man utnyttjar biologisk aktivitet för vattenrening kan utformas på många sätt. Antingen

som en förbehandling, som den enda reningsprocess vid artificiell infiltration eller naturlig grundvattenbildning, i långsamfilter, eller som ett sista filtreringssteg ofta med granulerat aktiverat kol (GAC) i kombination med ozonering. Biofiltrering avser här filter med förhållandevis kort uppehållstid som ett första behandlingssteg av ytvatten för dricksvattenberedning.

Olika bärmaterial kan användas. Krossad expanderad lera (t.ex. Leca) är ett icke adsorptivt lätt spolbart filtermaterial som kan fås i olika densitet och kornstorlek vilket medför möjligheter att bygga flermediafilter. GAC är högadsorptivt, med avtagande adsorptionsegenskaper allteftersom organiskt material adsorberas och mikrobiologisk biomassa byggs upp i filtret. Liksom Leca är GAC förhållandevis lätt att backspola. Sand och antracit kan också användas till biofilter. Materialen har förhållandevis låg adsorptionsförmåga, men kräver kraftig backspolning. Även bärmaterial av plast (t.ex. Kaldnes) kan användas. Den effektiva ytan på plastmaterial är dock avsevärt mindre än för mer finkorniga material som Leca, GAC, antracit och sand och materialet är öppet vilket gör att partiklar och bakterier relativt lätt passerar igenom.

Bärmaterialet behöver inte reaktiveras utan endast backspolas. Detta gäller även GAC. I jämförande försök med GAC och Leca har tidigare försök på Lackarebäckverket visat att en backspolning med 35 % expansion av bädden leder till vissa förluster av biomassa, men att merparten av biomassan och därmed den avskiljande kapaciteten stannar kvar i filtren (Heinicke 2005).

Tidigare försök har också visat att Leca och GAC med motsvarande kornstorlek har fungerat likvärdigt.

En motsvarande mängd biomassa har byggts upp i biofiltren och avskiljningarna av lättnedbrytbart organiskt material, ämnen som orsakar lukt och smak, samt efterväxtpotential som biofilmsutveckling har varit likvärdig (Heinicke 2005). Biofiltren med GAC och Leca har även reducerat halten partiklar i bakterie- och protozostorlek (Persson *et al.* 2005).

Försök med biofiltrering av både ytvatten och grundvatten för järn- och manganavskiljning har också visat på en stabiliserande effekt för det producerade vattnet där toppar av löst järn och mangan har avskilts i hög grad (Andersson *et al.* 2001).

4.1.2 Biofilter i pilotanläggningen

Biofilterna i dessa försök bestod av två parallella kolonner av rostfritt stål, 3,5 m höga med en diameter av 0,6 m, se foto 4-1. Kolonnerna var delvis fyllda med aktiverat kol (Filtrisorb 200, Calgon Carbon) som tidigare varit i konventionell drift i snabbfilter i 48 månader. Bärarmaterialet skulle inte vara nytt och högadsorptivt utan endast vara bra bärare av biologin. Bädden var 2 m djup. Biofiltren belastades med ett råvattenflöde av 1 m³/h vilket motsvarade en filterhastighet av 3,5 m/h. Uppehållstiden räknat på tom bädd var 33 minuter. För att förhindra att fisk och andra större organismer skulle nå anläggningen var ett påsfilter installerat vid råvattenanslutningen. Biofiltren var i drift i sex månader för uppbyggnad av en stabil mikrobiologisk biomassa i filtren innan de anslöts till pilotanläggningarna för kemisk fällning och nanofiltrering och provtagningarna kunde påbörjas.

Biofiltren backspolades med råvatten. Under första delen av försöksperioden backspolades biofiltren en gång per vecka i samband med veckoprovtagningarna och bytena av råvatten till pilotanläggningen för kemisk fällning. Under senare delen av försöksperioden backspolades båda biotornen då något av tornen börjat brädda. Gångtiden mellan backspolningarna varierade mellan 3 och 12 dygn. Den längsta gångtiden uppnåddes vintertid med kallt råvatten och låg biologisk aktivitet. Gångtiderna var kortare sommartid med varmare råvatten och högre biologisk aktivitet. Backspolningen inleddes med en ytspolning i 5 minuter genom ett perforerat rör som krökts till en horisontell ring placerad 10 cm under bäddytan. Därefter backspolades filtren i 15 minuter

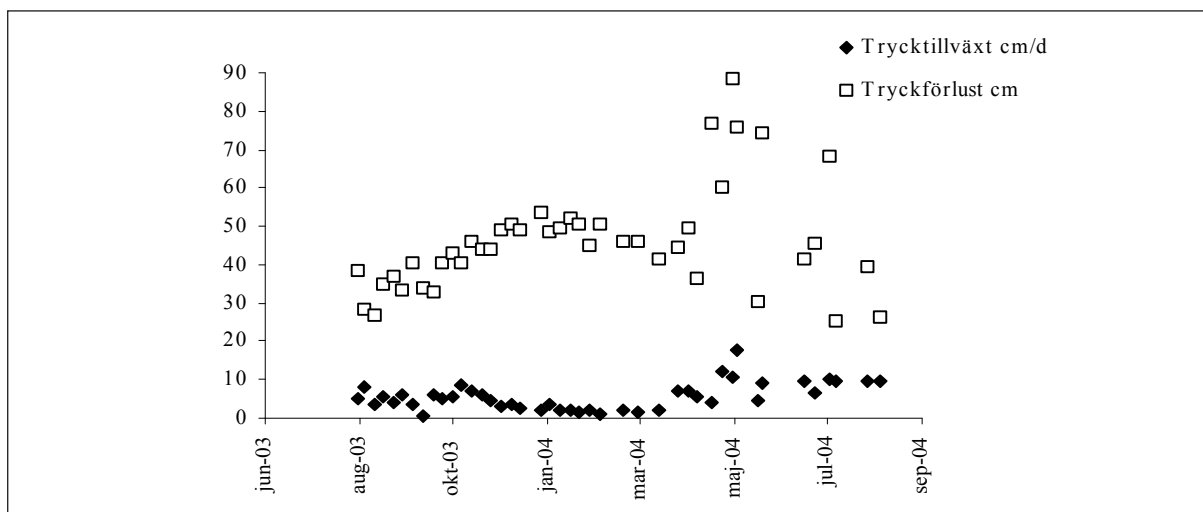


Foto 4-1. De två biotornen. Detaljerade anläggningsdata se bilaga A.

med en expansion av bäddmaterialet på 35 %. Efter backspolning avleddes första filtrat till avlopp under ca 10 minuter vilket motsvarar drygt en bäddvolym eftersom flödet då var dubbelt så stort som vid normaldrift. Trycknivån i filterbädden under drift registrerades på tre nivåer där översta nivån var vattenfasen över kolytan. Trycktillväxten under en filtercykel nere i kolbädden var försumbar. Förlusterna uppstod i den övre delen av bädden.

Av figur 4-1 framgår att trycktillväxten, mätt i vattenfasen, var snabbare under sommarhalvåret än under vintern. Tryckförlusten direkt efter backspolning varierade mellan 30 och 50 cm för båda tornen. Filtermotståndet är beroende av vattentemperaturen. Kallare vatten under vinterperioden (som lägst 3 °C) och därmed högre viskositet ökade strömningsmotståndet jämfört med sommarperioden (som högst 21 °C). Spridningen av värdena för strömningsmotståndet kan bero på ofullständigheter i backspolningen och på att vissa avläsningar gjorts alltför kort tid efter backspolning.

I separata försök ökades flödet från 1 till 1,5 m³/h för att undersöka möjligheterna för en kortare uppehållstid. Erfarenheterna från dessa försök indikerade att 1,5 m³/h gav driftmässiga problem då biofiltren behövde backspolas ofta. Trycktillväxten steg till 10–15 cm/d och den initiala tryckförlusten ökade till 50–70 cm.



Figur 4-1. Trycktillväxt (cm/d) och initial tryckförlust efter backspolning (cm) i ett biofilter med volymflöde 1 m³/h.

4.1.3 Avskiljning i biofilter

Partiklar i bakterie- och parasitstorlek

Den genomsnittliga avskiljningen av partiklar och alger i biofiltren sammanfattas i tabell 4-1.

Tabell 4-1. Avskiljning av partiklar och alger vid biofiltrering. Medelvärde $\pm$ standardavvikelse. $n = 48$.

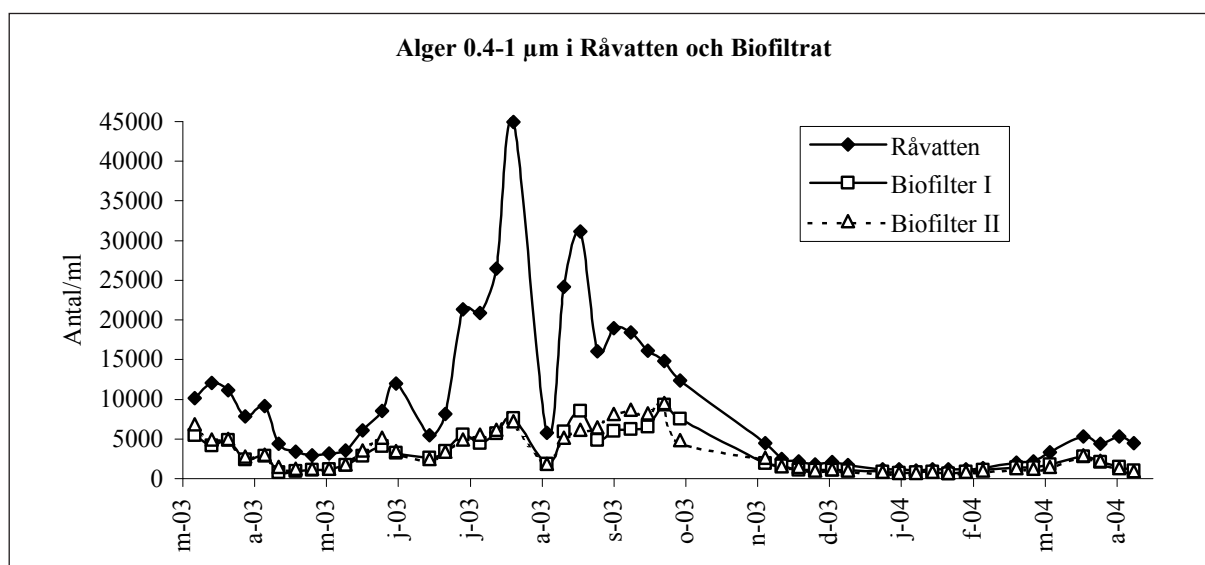
Storlek	Partiklar	Alger
0,4–1 μm	80 $\pm$ 6 %	57 $\pm$ 16 %
1–15 μm	88 $\pm$ 5 %	63 $\pm$ 19 %

Antalet alger reduceras i lägre grad än det totala antalet partiklar. Orsaken till denna observation tros vara att algerna besitter ytegenskaper för att förbli i vattenmassan och var därmed svåravskilda vid filtrering. Reduktionen av såväl alger som partiklar var högst under de perioder då koncentrationen i

råvattnet var hög, vilket inträffade under algblomningarna (se figur 4-2 för alger 0,4–1 μm). En konsekvens av detta var att biofiltren kapade topparna och stabiliserade halterna partiklar för efterföljande reningssteg. Tidigare detaljerade studier med tillsatta partiklar i bakteriestorlek (1 μm) visade också på en sådan stabiliserande effekt, där den omedelbara reduktionen var hög, men biofiltren släppte sedan ifrån sig en andel av dessa partiklar i låga halter under lång tid (Persson *et al.* 2005).

Partiklar i virusstorlek

För att undersöka om biofiltren hade någon avskiljande effekt på virus tillsattes bakteriofager av typ MS-2 och ϕX174 kontinuerligt till ett biofilters inflöde under 60 min. Den omedelbara avskiljningen av båda bakteriofagerna var 21 % av MS-2 och 68 % av ϕX174 efter tre uppehållstider dvs. ca 100 min.



Figur 4-2. Alger 0,4–1 μm i råvatten och filtrat från båda biofiltren under försöksperioden.

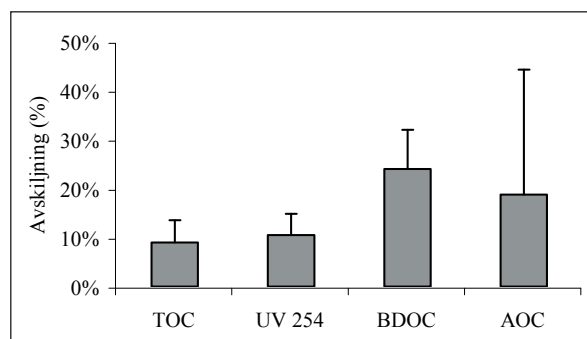
Ett drygt dygn efter tillsatsen kunde man dock fortfarande observera bakteriofager i måttliga koncentrationer i biofiltratet, vilket tyder på att bakteriofagerna släppte från biofiltret under lång tid. Sannolikt berodde skillnaden i reduktion på skillnader i ytegenskaper mellan de båda bakteriofagerna, där ϕ X174 som är oladdad vid rådande pH förväntas adsorberas till biofiltermaterialet i högre grad än MS-2 som är negativt laddad.

Heterotrofa bakterier

Halterna av heterotrofa bakterier var alltid lägre i biofiltrat än i råvattnet med en genomsnittlig reduktion på 66 %. Reduktionen av bakterier i biofiltret är beroende på såväl avskiljning av inkommande bakterier, som frisläppande av bakterier från biofiltret. Bakteriedynamiken i biofilter är komplex då det förutom upptag av inkommande bakterier sker en tillväxt av bakterier i biofiltret, vilka i sin tur begränsas genom predation av högre organismer. Sammanfattade internationella undersökningar och drifterfarenheter av biofiltrering som föregås av ozonering, efter kemfällning, har visat att halterna bakterier kan såväl minska som öka efter biofiltrering (Uhl 2000). En ökning av bakteriehalten antas bero på att ozoneringen ökar halten bionedbrytbart organiskt material vilket leder till en hög bakteriell tillväxt.

Organiskt material, efterväxt, lukt och smak

Halterna av TOC, UV_{254} , BDOC och AOC i råvatten finns sammanfattade tidigare i tabell 3-5. Vad som avskiljts i biofilter finns sammanfattat i figur 4-3 nedan. Biofiltren reducerade TOC och UV_{254} i samma grad, ca 10 %. För att uppnå en högre avskiljning av TOC och UV_{254} genom biologisk nedbrytning vid filtrering krävs avsevärt längre uppehållstider,



Figur 4-3. Avskiljning av TOC, UV_{254} , BDOC och AOC i biofiltrat, jämfört med råvatten. Medelvärden över året. T-formade felstaplar visar en standardavvikelse. Antalet observationer (n): TOC: 59, UV: 31, BDOC: 8, AOC: 9.

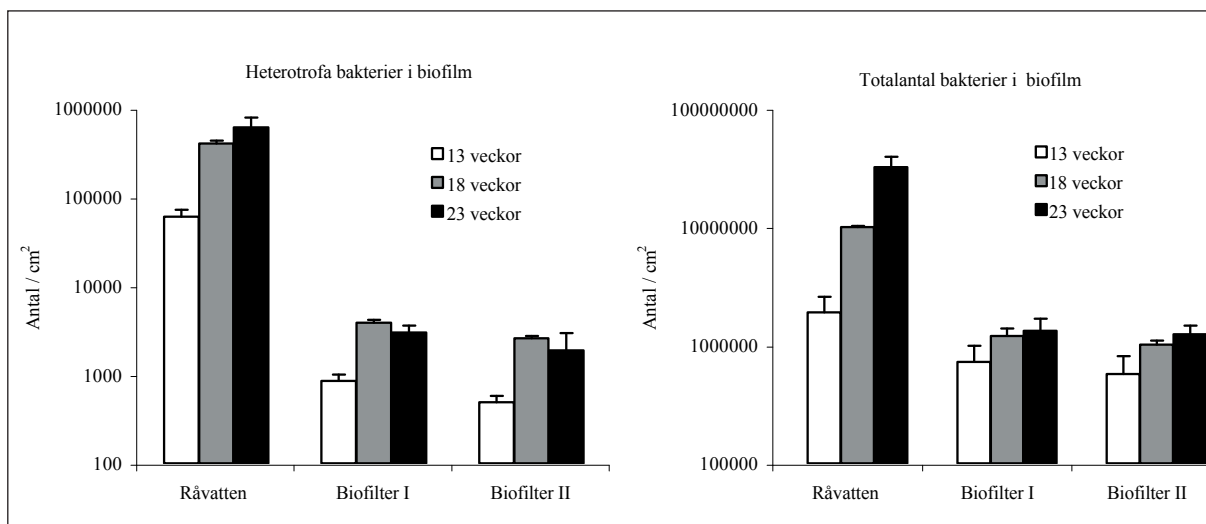
eller föregående ozonering. Reduktionen av den biologiskt nedbrytbara andelen av naturligt organiskt material var högre. I medeltal reducerades råvattnets halt av BDOC med 25 % i biofiltren. Den totala halten BDOC i Lackarebäcks råvatten på 1,1 mg/l var förhållandevis hög. En stor andel av detta BDOC tog också lång tid att bryta ned och var alltså svårnedbrytbart. En avskiljning på 25 %, motsvarande 0,3 mg/l, var därför i den storleksordning man kunnat förvänta sig. Vår uppmätta avskiljning av AOC på 20 % var däremot aningen lägre än förväntat, då man antar att AOC ska utgöra den mest lättnedbrytbara fraktionen av naturligt organiskt material.

Reduktionen av BDOC i biofiltren verkade främst vara beroende av råvattnets temperatur (korrelationsfaktor $R = 0,7$). Detta var förväntat, då den mikrobiologiska aktiviteten i biofiltren ökar vid ökande temperatur, vilket också visats i tidigare studier. Avskiljningen av AOC var däremot främst avhängig råvattnets halt av AOC ($R = 0,7$). Ju mer AOC det fanns i råvattnet, desto högre blev nedbrytning i biofiltren. En möjlig förklaring till denna observation är att delar av AOC är ytterst lättnedbrytbart och dessa andelar bryts ned även vid låg mikrobiell aktivitet. Temperaturen verkade dock påverka även avskiljningen av AOC i viss grad ($R = 0,5$).

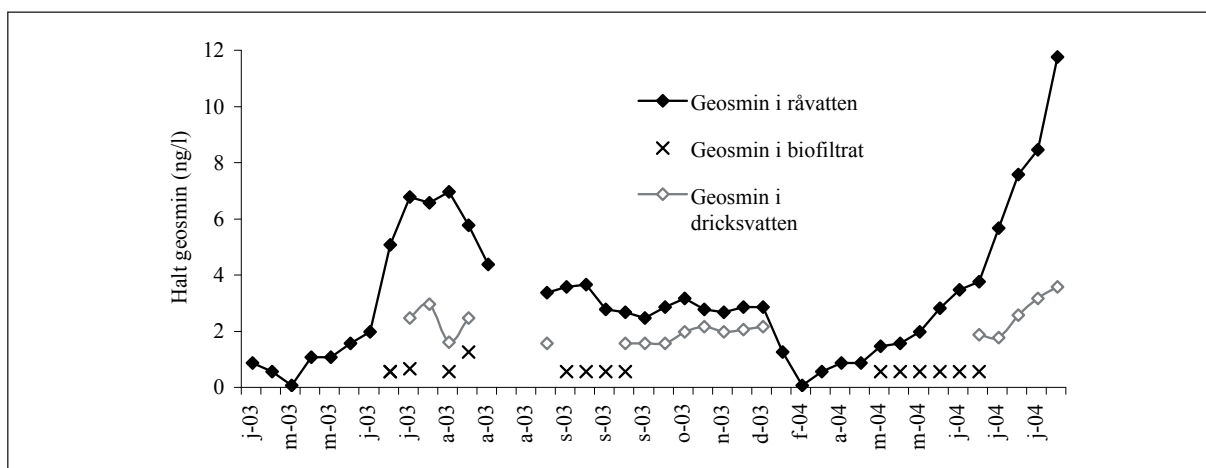
Biofilmer på glasplattor utvecklades i lägre grad i filtrat från biofiltren jämfört med i råvatten figur 4-4. Det totala antalet bakterier räknade i mikroskop, och i synnerhet heterotrofa bakterier som tillväxer på plattor, var avsevärt färre i biofilm från biofiltrat än från råvatten. En måttlig reduktion av lättnedbrytbar näring (AOC och BDOC) och en reduktion av partiklar och därmed bakterier, har tillsammans resulterat i en kraftig minskning av efterväxt mätt som biofilmsutveckling.

Geosmin och MIB, som orsakar lukt och smak, reducerades i hög grad i biofiltren. Halterna av MIB i biofiltrat var alltid under detektionsgränsen (0,5 ng/l) medan halterna av geosmin i biofiltrat var under detektionsgränsen (0,5 ng/l) vid tio av tolv provtagningstillfällen, se figur 4-5. Detta är en avsevärd skillnad jämfört med den måttliga reduktionen vid kemisk fällning (se kap 3.3).

En separat biofiltreringsstudie (se Heinicke 2005) har också visat på en avskiljning av geosmin och MIB på över 95 % med 30 min EBCT (motsvarande uppehållstid som i biofilter i denna studie) vid en tillsats av och geosmin och MIB av 20 ng/l.



Figur 4-4. Efterväxt mätt som utveckling av biofilm i råvatten och filtrat från de båda biofiltren. Medelvärden för tre glas. T-formade staplar visar en standardavvikelse. Observera att Y-axlarna är logaritmiska.



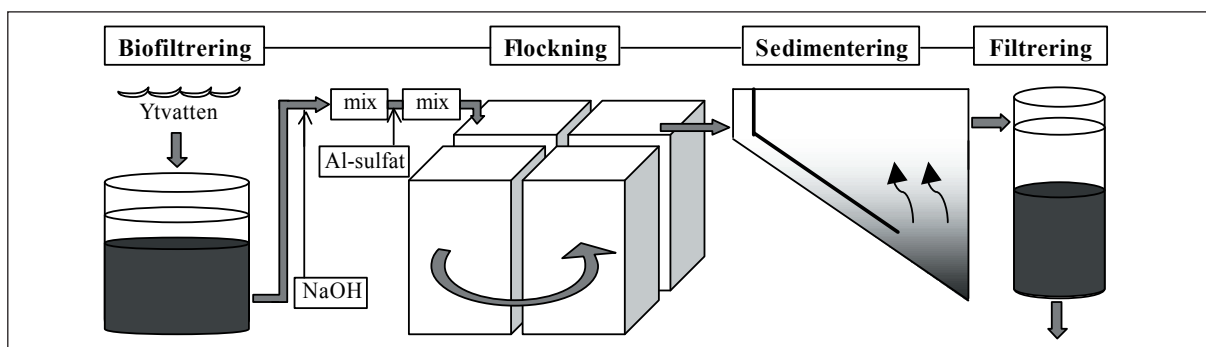
Figur 4-5. Koncentrationen av geosmin i råvatten och biofiltrat under 2003 och 2004. Halter i dricksvatten inlagt som jämförelse. Halter < 0,5 ng/l redovisas som 0,5 ng/l.

4.1.4 Biofilter som förbehandling till kemisk fällning

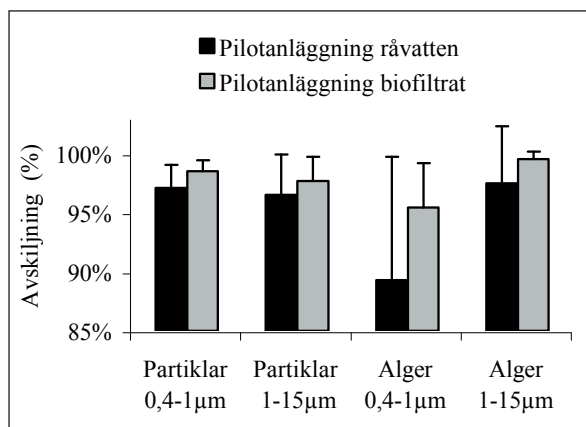
För att undersöka om biofiltrering hade några effekter som förbehandling till kemisk fällning alternerades råvatten och biofiltrat till pilotanläggningen, se figur 4-6. För en mer omfattande beskrivning av pilotanläggningen för kemisk fällning, se kap. 2 och bilaga A.

Avskiljning av partiklar i bakterie- och protozostorlek

Med biofiltrering som förbehandling kunde ytterligare avskiljning av både partiklar och alger observeras, figur 4-7, jämfört med endast kemisk fällning. De återstående halterna av alger i storlek 0,4–1 μm och 1–15 μm var efter kemisk fällning två respektive fem gånger lägre med biofiltrering som förbehandling.



Figur 4-6. Pilotanläggningen för kemisk fällning. Vattenbyte varannan vecka mellan råvatten och biofiltrat.



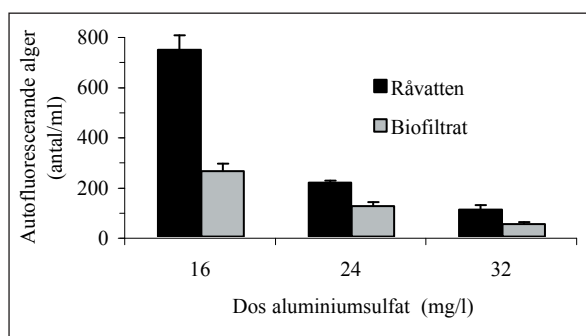
Figur 4-7. Avskiljning av alger över pilotanläggningen för kemisk fällning med råvatten och biofiltrat. Medelvärden för hela undersökningstiden. De T-formade staplarna visar en standardavvikelse, $n=23$.

Biofiltrering som förbehandling ledde också till mindre belastning på det sista filtreringssteget efter flockning och sedimentering. Att filtreringen tog emot och lagrade färre partiklar kan minska risken för genombrott i början och i slutet av filtercykler, samt vid driftstörningar.

För att studera om biofiltrering skulle kunna minska mängden av fällningskemikalier utfördes försök med kemisk fällning i bägare, på samma sätt som beskrivits i kap. 3.2.2. Resultat för alger i bakteri storlek redovisas i figur 4-8.

Bägarförsök med kemisk fällning av biofiltrat med en sänkt aluminiumsulfatdos till 24 mg/l ledde till motsvarande halt av alger (0,4–1 µm) som bägarförsök med råvatten och den vanliga aluminiumsulfatdosen på 32 mg/l (figur 4-8). Motsvarande förhållande kunde observeras för UV₂₅₄. I bägarförsök med biofiltrat erhöles t.o.m. ett lägre UV₂₅₄ med 24 mg/l aluminiumsulfat än med råvatten och ordinarie dosering av 32 mg/l.

En slutsats av detta är att biofiltrering som förbehandling kan medföra möjligheter att sänka dosen

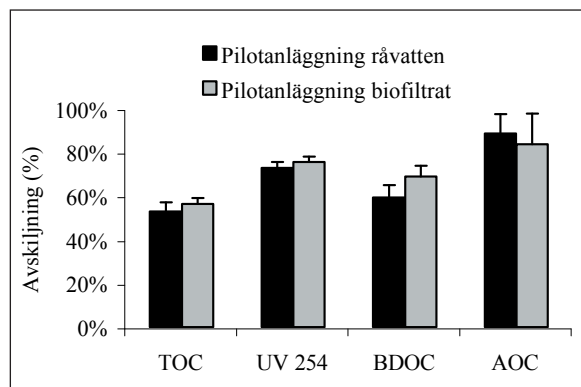


Figur 4-8. Bägarförsök. Halt av alger (0,4–1 µm) med olika dosering aluminiumsulfat. Kemisk fällning med råvatten och biofiltrat. De T-formade felstaplarna visar en standardavvikelse, $n=3$.

aluminiumsulfat med bibehållen kvalitet och säkerhet.

Organiskt material, efterväxt och luktämnen

En jämförelse av reduktionen av TOC, UV₂₅₄, BDOC och AOC efter kemisk fällning i pilotanläggningen med råvatten respektive biofiltrat visas i figur 4-9.



Figur 4-9. Avskiljning av TOC, UV, BDOC och AOC efter kemisk fällning av råvatten och biofiltrat. T-formade felstaplarna visar en standardavvikelse. Antalet observationer (n): UV:22, TOC:24, BDOC:4, AOC:7.

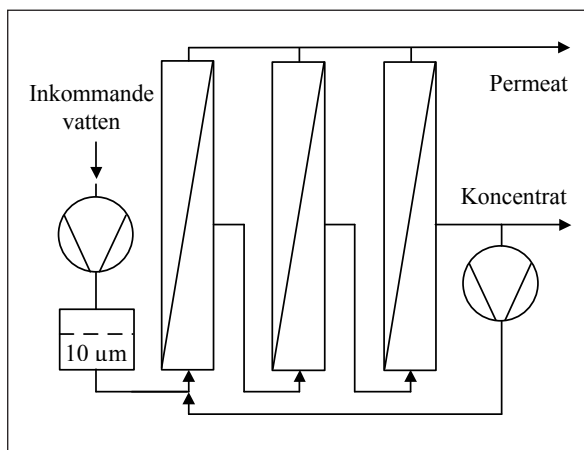
För de flesta parametrarna (TOC, UV₂₅₄ och BDOC) var avskiljningen efter kemisk fällning högre med biologisk förbehandling. För AOC var däremot den genomsnittliga avskiljningen något lägre med biofiltrering som förbehandling. Variationen var dock avsevärd mellan mätningarna och halterna av AOC efter kemisk fällning var låga, omkring 5 µg/l.

Då biofiltren oftast avskilde geosmin och MIB till under detektionsgränsen, var en jämförelse för dessa ämnen mellan kemisk fällning med och utan biofilter som förbehandling, inte meningsfull.

4.2 Nanofiltrering

Rent principiellt sker membranfiltrering med nanofilter genom att tillfört vatten trycksätts och pressas genom ett membran. Filtreringen är av typen "cross-flow" vilket innebär att trycksatt vatten flödar längs membranytan, varav en del passerar igenom membranet och blir permeat och resten av flödet recirkuleras, eller leds till avlopp som koncentrat (rejekt), figur 4-10.

Två pilotanläggningar användes för att undersöka nanofiltrering för dricksvattenproduktion, se foto 4-2.



Figur 4-10. Princip för nanofiltrering av typen "cross-flow".

Den ena anläggningen (NF1) försågs med biofilterat vatten (se processkombinationer kap. 1.2). Den andra anläggningen (NF2) hade ett snabbfilter som enda förbehandling. En processkombination som är vanligt förekommande på mindre norska vattenverk. De båda nanofilteranläggningarna var identiska bortsett från förbehandlingen och bestod av tre trycksatta spirallindade membranelement i serie som tillsammans producerade 350 l/h permeat av ett inflöde på 470 l/h. Effektiviteten i vattenanvändning var 75 % det vill säga 25 % av inflödet leddes till avlopp. Membranen var av polyamid (thin film composite)



Foto 4-2. Pilotanläggning för nanofiltrering. Under automatiskåpet syns de tre vertikala tryckrör som innehåller membranen.

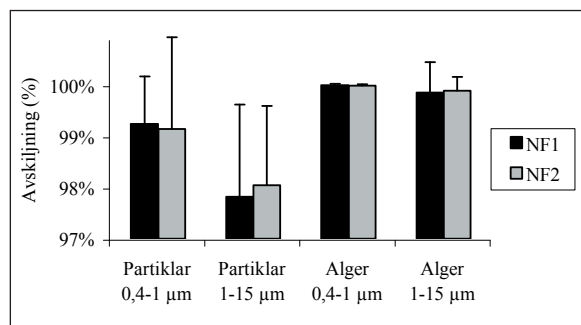
med en avskiljning av molekyler större än 200–300 dalton. Som ett extra skydd för membranen var ett patronfilter installerat för att ta bort partiklar större än 10 µm. Membranelementen spolades automatiskt i 8 minuter var 12:e timma. Vid spolningarna användes uppsamlat permeat som spolvatten och flödes-hastigheten över membranytan höjdes kraftigt. Tvätt av membranen genomfördes varannan till var tredje vecka med lut (0,1 % NaOH) och detergent (0,025 % natriumdodecylsulfat, SDS) vid 35 °C över natt. Tvätten genomfördes i cykler där tvättlösningen pumpades runt i en halvtimma följt av en halvtimma med stillastående tvättlösning.

4.2.1 Avskiljning av partiklar i bakterie- och protozostorlek

Partikelavskiljningen var som förväntat mycket god, figur 4-11. Inga alger i bakteriestorlek (0,4–1 µm) fanns i permeat från någon av de två anläggningarna under mer än ett års provtagningar. Större råvattenpartiklar (1–15 µm) fanns vid ett fåtal provtagningstillfällen. Det faktum att mindre alger som förekom i högre koncentration i råvattnet inte detekterades i permeat tyder på att detektionen av enstaka större alger beror på mätosäkerhet/provförorening.

Även om avskiljningen var god var det totala antalet partiklar i permeatet aldrig noll. Halterna av heterotrofa bakterier i permeat var ofta mycket låga, men periodvis förekom höga halter. Detta pekade på en tillväxt av bakterier på permeatsidan av membranet. Efterväxtstudier visade också på en tydlig tillväxt av biofilm på ytor utplacerade i permeatet. Även i andra studier har man observerat att bakterier tillväxer på permeatsidan av membran och i rörsystem.

Metoden att mäta alger med flödescytometri var en stor tillgång för att kunna undersöka avskiljning



Figur 4-11. Avskiljning av alger och partiklar vid nanofiltrering av råvatten och biofilterat råvatten. De T-formade felstaplarna visar en standardavvikelse, n=48.

och barriärverkan. Eftersom det fanns mätbara halter fluorescerande alger i råvattnet som inte bildas i processen, till skillnad från t.ex. halter av partiklar eller bakterier, kan man med denna parameter få en god uppskattning av avskiljningsförmågan för en process.

4.2.2 Avskiljning av partiklar i virusstorlek

För att kunna undersöka avskiljningen av virus tillsattes bakteriofager av typ MS-2 och ϕ X174 i hög koncentration direkt till de båda nanofiltrens inflöde. Båda bakteriofagerna avskildes mycket väl och i samma omfattning. Någon betydande skillnad mellan de båda nanofiltren kunde inte märkas, tabell 4-2.

Tabell 4-2. Logavskiljning av bakteriofager med nanofilter.

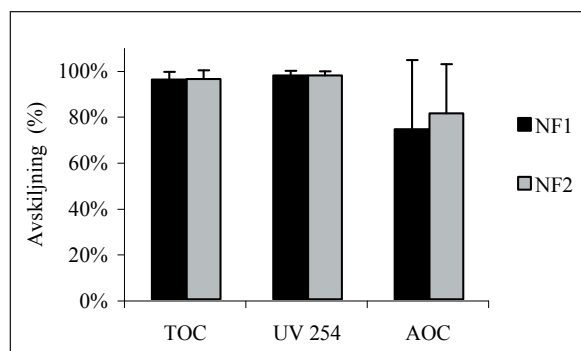
Bakteriofag	NF1 (bio)	NF2 (snabbfilter)
MS-2	8,3	7,7
ϕ X174	7,9	7,8

Låga halter av både MS-2 och ϕ X174 kunde detekteras i permeat under försöket, vilket ger tillförlitlighet åt den beräknade avskiljningen på ca 8 log, se tabell 4-2. Det är för övrigt inte anmärkningsvärt att virus av storlek 26–32 nm kan tränga igenom nanofiltermembranen med en nominell porstorlek på ca 1 nm. Det är känt att membran har en heterogen struktur med porer som varierar i storlek kring den nominella porstorleken. En slutsats av dessa försök är att nanofiltrering med intakta membran har en väldigt hög barriärverkan för virus.

4.2.3 Avskiljning av NOM och efterväxt

TOC och UV₂₅₄, avskildes med 96 respektive 97,5 % i båda nanofiltren, figur 4-12. Halterna TOC var i medeltal 0,19 mg/l i nanofiltraten, vilket måste anses som mycket lågt. Som jämförelse innehöll vattnet efter kemisk fällning i Lackarbäckensverkets fullskala 2,3 mg/l. Reduktionen av AOC var lägre, i genomsnitt kring 80 %. I detta sammanhang bör man observera att låga halter av organiskt material kan vara en nackdel och bidra till ökad järnkorrosion. Detta undersöks för närvarande i annat forskningsprojekt.

Däremot är det en fördel med lågt AOC för minskad risk för efterväxt i ledningsnätet. AOC består framförallt av små organiska molekyler, varav en del uppenbarligen kunde passera genom nanofiltermembranen.



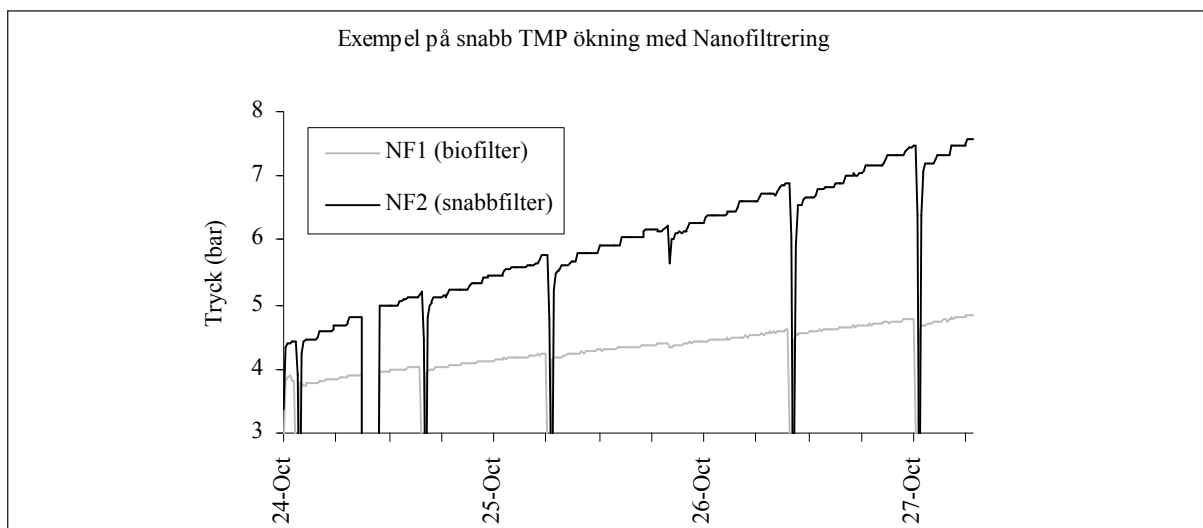
Figur 4-12. Avskiljning av TOC, UV och AOC vid nanofiltrering av råvatten och biofilterat råvatten. T-formade felstaplar visar en standaravvikelse. Antal observationer (n): TOC: 58, UV: 58, AOC: 9.

Som nämnts ovan var halterna av heterotrofa bakterier ofta mycket låga, men med periodvisa höga halter. Där biofilmstillväxt på ytor undersökts kunde påvisas en ansevärd tillväxt av biofilm i detta mycket näringsfattiga vatten. De biofilmsbildande bakterierna var av ett fåtal släktmässiga grupper och dominerades av *Caulobacter* sp. Ett fåtal tidigare inte beskrivna arter av bakterier isolerades också från biofilmerna. Arbete med att fastställa släktskap för dessa bakterier pågår under 2005.

4.2.4 Effekt av olika förbehandling

Barriärverkan och avskiljning av naturligt organiskt material var densamma för de två nanofilteranläggningarna, som alltså i stort producerade vatten av samma kvalitet oberoende av förbehandling. Förbehandlingen hade dock stor påverkan på igensättning (fouling) på membranen. Det krävdes ett avsevärt högre tryck för att upprätthålla samma flöde av permeat genom nanofiltret med ett snabbfilter som förbehandling (NF2), jämfört med nanofiltret med biofilter som förbehandling (NF1), se figur 4-13. Trycket över membranen ökade också 4–5 ggr snabbare för NF2 än NF1.

Efterväxtstudier på vatten från förbehandlingen, biofilter och snabbfilter, visade på avsevärt högre biofilmsbildning i snabbfiltrat jämfört med biofiltrat. Det totala antalet bakterier i bildad biofilm var t.ex. 4–6 ggr högre i snabbfiltrerat råvatten jämfört med biofiltrat. Detta tyder på att de stora skillnaderna i



Figur 4-13. Ett exempel på väldigt snabb tryckutveckling över membranen (TMP) då nanofilterna drevs med hög belastning och kallt vatten, för att tydliggöra förbehandlings betydelse för tryckutvecklingen. De regelbundet återkommande tryckfallen är spolning av membranen.

fouling och därmed tryckökning mellan NF1 och NF2 kan vara av biologiskt ursprung.

För att tydligare klargöra skillnaderna i fouling av membranen togs ett membranelement från varje anläggning ur drift och utvecklad fouling på membran-
ytan analyserades i samarbete med KIWA i Holland. Resultaten från dessa försök är sammanfattade i tabell 4-3. Biomassan visade sig förvisso vara högre på NF2 än NF1, men även icke organiska ämnen och organiskt material (TOC och CDOC) förekom i högre halt på membran från NF2 än NF1.

Halten av järn på membranen var ansevärd trots en förhållandevis låg råvattenhalt på i medeltal 0,07 mg/l.

Denna halt minskades med 30 % i sandfiltret och 60 % i biofiltren, sannolikt genom att filtren tog bort partikulärt järn och eventuellt också genom en oxidation av löst järn. Denna skillnad i förbehandlings avskiljning av järn återspeglade sig också som en stor skillnad i fouling.

Avskrapat foulingmaterial visade sig att vara svår-
löst i vatten, vilket medfört att analysresultaten av NOM (speciellt CDOC och polysackarider) kan vara en underskattning. TOC mätningen utfördes efter en kraftfullare provbehandling än för LC-OCD provet. I tidigare undersökningar har ansamlingen av polysackarider beskrivits som viktiga orsaker till fouling.

Tabell 4-3. Biomassa, organiskt material och dominerande icke organiska ämnen i membranfouling från NF1 och NF2. Kvoten NF2/NF1 visar skillnad i fouling mellan membranen.

	NF1 (biofilter)	NF2 (snabbfilter)	NF2/NF1
Biomassa ATP ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) (n=10)	$18 \pm 7 \times 10^3$	$27 \pm 8 \times 10^3$	1,5
TOC ($\mu\text{g C}/\text{m}^2$) (n=2)	1368 ± 4	2319 ± 131	1,7
CDOC* ($\text{mg C}/\text{m}^2$) (n=2)	248 ± 21	475 ± 14	1,9
Polysackarider ($\text{mg C}/\text{m}^2$) (n=2)	161 ± 7	272 ± 10	1,7
Järn (mg/m^2) (n=4)	437 ± 13	1347 ± 173	3,1
Kisel (mg/m^2) (n=1)	518	648	1.3
Aluminium (mg/m^2) (n=4)	327 ± 16	713 ± 36	2,2

* CDOC = Totalt kromatograferbart löst organiskt material, ett mått på totalt organiskt material mätt med LC-OCD.

Sammantaget är det ingen enskild parameter (biomassa, organisk material, icke organiska ämnen) som var orsak till de avsevärda foulingproblemen, i form av snabb tryckökning över membranet, som utvecklas på NF2, men i avsevärt lägre grad på NF1. Detta bekräftades också med en jämförelse med utvecklad fouling på andra nanofiltermembran gjord på KIWA i Holland. Vår slutsats är därför att skillnaden mellan emellan beror på en sammantagen effekt av biomassa, organiskt material och oorganiska ämnen.

4.2.5 Drifterfarenheter

Driften av nanofilteranläggningarna fungerade i stort problemfritt och utan några större behov av övervakning. Tryck över membranen och flöden av permeat och koncentrat registrerades med givare och loggades på en dator så att driften kunde följas över tiden.

Vattentemperaturen har stor betydelse för tryckskillnaden över membranen. Låga vattentemperaturer medförde något tätare tvättintervall. Tryckskillnaden över membranen ökade successivt med tiden fram till tvätt av membranen då tryckskillnaden återgick till ett typiskt värde för nytvättade membran på 2–3 bar. Det tryck som krävs för att driva ett nanofilter står för en betydande andel av den totala energiförbrukningen och blir därmed av betydelse för såväl ekonomi och miljöaspekter. I detta projekt ingick inte att utvärdera energiförbrukning av olika beredningstekniker och energiförbrukning för nanofiltreringsanläggningarna mättes inte. En grov uppskattning kan dock göras utifrån en norsk undersökning baserad på erfarenheter av nanofiltrering i fullskala i små eller medelstora anläggningar (Ødegaard *et al.* 2000). Med en produktion av 5 000 m³/dag uppskattades där energiförbrukningen till 0,15 kWh/m³. Detta kan ställas i relation till den energiförbrukning som krävs för Göteborgs dricksvattenproduktion, ca 160 000 m³/dag, och som uppgår till 0,14 kWh/m³.

En slutsats av försöken är att kombinationen snabbfilter – nanofilter inte kan bedömas vara lämpligt ens med Delsjöns vatten som råvatten med relativt låga humushalter om man inte kan acceptera korta gångtider mellan tvättarna. Med ett biofilter som förbehandling skulle man däremot kunna driva en fullskaleanläggning, även om man med denna kombination måste vara medveten om igensättningar och vidta frekventa åtgärder i form av tvätt. En viktig

konsekvens av detta är att försök i pilotskala är nödvändiga för att försäkra sig om en väl fungerande process.

I pilotanläggningarna värmdes tvättlösningen med en liten elektrisk vattenvärmare som var inbyggd i rörsystemet. Några bedömningar av tekniska lösningar eller svårigheter som detta kan innebära i en fullskaleanläggning har inte gjorts. Likaså krävs tillstånd för de tvättkemikalier som skall användas. Vid dessa försök har använts natronlut, som är en godkänd vattenreningskemikalie, och tensiden natriumdodecylsulfat (SDS) för vilket inget godkännande finns. Vid igångkörning av nanofiltren efter tvätt måste det första permeatet ledas till avlopp eftersom det innehåller tvättlösning. I projektet analyserades inte hur mycket eller hur länge första permeatet måste bortledas eftersom godkända analysmetoder för tensider med tillräcklig noggrannhet inte har eftersökts. I Norge tillämpar man rutinmässigt 10–20 min avledning av permeat efter tvätt (Ødegaard *et al.* 2000). Frågor av dessa slag bedöms som viktiga att klarlägga i pilotkörningar inför beslut om fullskaleanläggningar.

De problem som uppstod med anläggningarna var främst initiala och berodde på brister i själva pilotanläggningens konstruktion och på bristande drifrutiner och kunskaper. Bristerna påverkade inte filtrens avskiljningsförmåga utan gällde framför allt den praktiska driften. Flera av dessa problem kunde ha minskats med en god support från leverantören, vilket givetvis blir ännu mer betydelsefullt för en fullskaleanläggning.

4.3 Ultrafiltrering

Ultrafilter är ett grövre membran, 20–40 nm, som inte kan användas för direkt avskiljning av t.ex. humusämnen. En flockningsprocess före ultrafiltret förstärker avsevärt separationsprocessen i förhållande till ett konventionellt sandfilter. Filtren som har ingått i dessa försök har varit av den typ där membranet är nedsänkta i det vatten som skall filtreras. Vattnet sugas in genom membranet och föroreningarna stannar kvar i membrantanken. Ultrafiltrering för dricksvattenberedning kan användas för att förstärka den mikrobiologiska barriärverkan, men kan inte ensam reducera vattnets färg, lukt eller lösta

miljöföroreningar. Membrantekniken har förbättrats dramatiskt när det gäller energiförbrukning och livslängd på membranen. En stor del av utvecklingen är nu inriktad på att hindra igensättningar och att öka kapaciteten där låga temperaturer och alger kan vara ett särskilt problem när det gäller svenska ytvatten.

4.3.1 ZeeWeed 500

Beskrivning av pilotanläggningen

Svenska ytvattenverk är i allmänhet dimensionerade med långa uppehållstider. En tanke var att de stora bassängvolymererna skulle kunna möjliggöra en komplettering med membran inom befintliga byggnadsvolymer. Företaget Zenon har utvecklat hålfibermembran med så låga tryckdifferenser att vattnet kan sugas från omgivande vattenvolym och in i hålfibrerna. Den nominella porstorleken för ZeeWeed 500 uppges vara 40 nm och den absoluta porstorleken 100 nm. Membranfibrerna av polyvinylidfluorid (PVDF) sänks ner i vattnet som ska filtreras. ZeeWeed 500 används framförallt för rening av avloppsvatten. Knippen av ZeeWeed-fibrer kan vaja i vattenströmmen som sjögräs och luftspolning används för att avlägsna beläggningar på hålfibrernas utsida.

Pilotförsök med ZeeWeed 500, se foto 4-3 och 4-4, genomfördes på Lackarebäck under sommaren och hösten 2002 med en anläggning som hyrdes av leverantören. Pilotanläggningen med ett knippe

ZeeWeed 500 hade en membranyta på 0,93 m² och en angiven kapacitet på 10–30 l/h. Försök av orienterande karaktär utfördes på olika vatten från fullskalanläggningen:

- dricksvatten
- kolfiltrerat vatten
- sedimenterat vatten
- dekantat (efter den sjätte och sista flockningskammaren)
- ofullständigt flockat vatten (efter den första flockningskammaren)
- råvatten

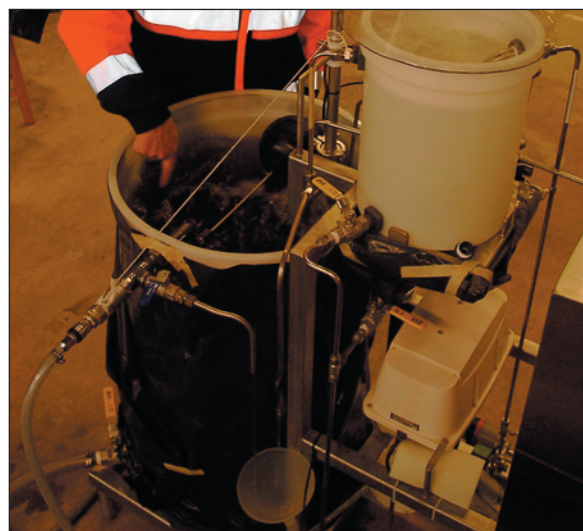
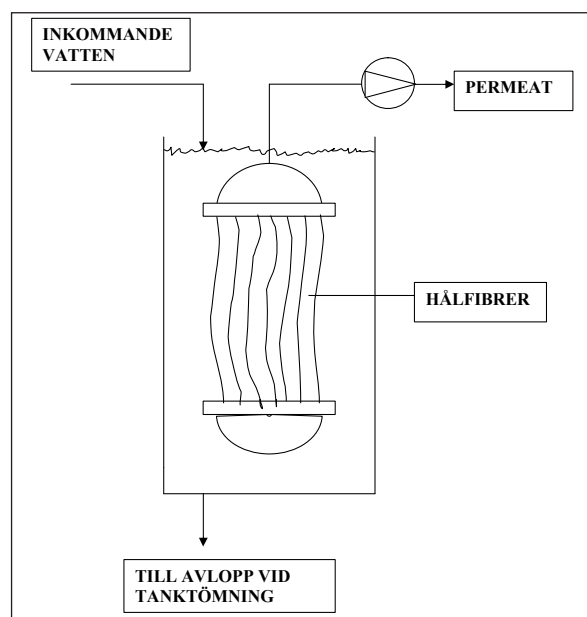


Foto 4-3. Pilotanläggning ZeeWeed 500 i drift på Lackarebäck. Membranen (se foto 4-4) är nedsänkta i den större av de båda behållarna.



Figur 4-14. Principen för ZeeWeed nedsänkta ultrafilter.

Eftersom de avskiljda partiklarna bara förs till avlopp vid de regelbundna tanktömningarna arbetar membranen med en successivt ökande partikelkoncentration som kan bli betydligt högre än i det inkommande vatten som ska renas. Då det inte var möjligt att köra pilotanläggningen med det flöde som membranen var dimensionerade för begränsades körningarna till någon vecka per vatten med ett par analysomgångar. Själva pilotanläggningen visade sig vara felkonstruerad så att energiförluster i ventiler förhindrade att den avsedda kapaciteten kunde uppnås. En uppgörelse träffades med leverantören som innebar reducerad hyra av en större pilotanläggning, ZW 1000 med tätare membran, så att försöken kunde fullföljas.

Resultat

I tabell 4-4 redovisas koncentrationen av partiklar med råvattenursprung i fullskalans filtrat respektive i permeat efter filtrering av filtrat från fullskalan.

Den mikrobiologiska barriärverkan mätt som fluorescerande partiklar i bakterie- och parasitstorlek visade mer än 3 log förbättring av fullskalans kemfällning och snabbfiltrering.

Tabell 4-4. Koncentrationen av fluorescerande alger i filtrat från fullskalan och permeat ZW 500 vid filtrering av filtrat från fullskalan.

Datum	Alger 0,4–15 µm, antal/ml	
	Filtrat fullskala	Permeat ZW 500
2002-09-30	6 065	0
2002-10-02	6 579	0

Efter membranen skedde en efterväxt av heterotrofa bakterier som var som störst då klorerat dricksvatten membranfiltrerades. En oväntad avskiljning av vissa metaller som bly uppmärksammades. En märkbar kapacitetssänkning hos membranen kunde bara konstateras då de kördes med råvatten utan omrörning med luft och en hel vecka mellan tanktömningarna. Membranknippena såg normalt rena ut efter spolning och luftomrörning, utom vid infästningarna. Konceptet med mekanisk rengöring tycktes alltså fungera väl.



Foto 4-4. Knippe med ZeeWeed 500-membran efter spolning och omrörning med luft. Lägg märke till ansamlingen av föroreningar på de ljusa membrantrådarna vid den nedre infästningen och på botten av behållaren.

På grund av bristerna i pilotanläggningen ZW 500 och eftersom fortsatta försök med ultrafilter planerades genomfördes inte några doseringar av bakteriofager för att undersöka möjligheterna att avskilja virus. Doseringar av bakteriofager genomförda i Norge har

visat att möjligheterna att reducera virus vid filtrering av råvatten med ZW 500 är små, men att en avsevärd avskiljning kan vara möjlig om membranfiltreringen föregås av kemisk fällning (Fiksdal 2005).

4.3.2 ZeeWeed 1000

Beskrivning av pilotanläggningen

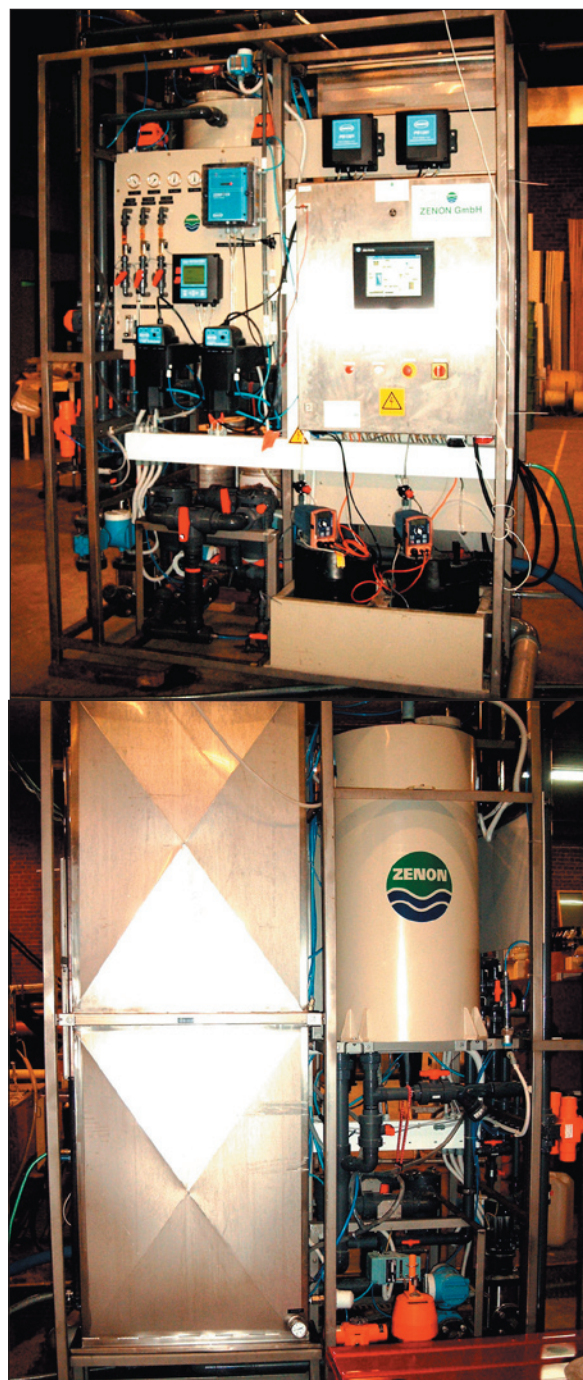


Foto 4-5. Pilotanläggning ultrafiltrering ZeeWeed 1000. "Framsida" med instrument, pekskärm, kemikaliebehållare med doseringspumpar. "Baksida" med membran tank och tank för permeat för backspolning.

Membranen hade i detta fall en nominell porstorlek av 20 nm och en absolut porstorlek av 100 nm. Filtreringen skedde genom att en vakuumpump sög in vattnet genom membranen. Föroreningarna stannade kvar i membrantanken på utsidan av hålfibermembranen. Vattnet som skulle filtreras tillfördes membrantanken så att tanken alltid var vattenfylld. I membrantanken fanns tre membrankassetter ned-sänkta, vardera med 35 m² membranyta.

Efter viss drifttid eller visst maximalt undertryck för given permeatproduktion backspolades systemet. Permeat som lagrats i backspolningstanken pumpades in i och genom hålfibermembranen och ut i membrantanken. Föroreningar på utsidan av membranen, och som sugits fast i porerna, lossnade. Samtidigt blåstes tryckluft in i botten av membrantanken och åstadkom turbulens och omrörning, som mekaniskt medverkade till att föroreningarna lossnade från utsidan av hålfibermembranen. I likhet med ZW500 kunde konstateras att vid ändarna där membranen var infästa och fixerade, fanns mer föroreningar kvar på utsidan av membranen. (Se foto 4-4, 4-8 och 4-9). Föroreningarna i vattnet i membrantanken fördes bort ur systemet genom att membrantanken bräddade i samband med backspolning alternativt bottentömdes.

Tanktömning utfördes i tillägg till en backspolningssekvens som tästast en gång per dygn. Membrantanken bottentömdes och föroreningarna som ansamlats fördes till avlopp. Med tömd membrantank pulserades permeat inifrån och ut genom hålfibermembranen för att rengöra utsidan av membranen. Till backspolningsvattnet doserades lite natriumhypoklorit som syftade till att säkerställa att ingen

påväxt skulle uppstå inne i hålfibermembranen. Efter tanktömning fylldes membrantanken igen och filtreringen startades.

Så snart filtreringen återupptagits efter backspolning eller tanktömning fylldes backspolningstanken med permeat, så att vatten fanns lagrat för nästa backspolnings- eller tanktömningssekvens.

Som alla filtreringsprocesser påverkades även denna process av vattnets viskositet, som i sin tur är beroende av vattentemperaturen. Pilotanläggningen och dess styrsystem var konstruerat för en maximal permeatkapacitet på 1,6 l/s. Detta flöde kunde nås då vattnet var varmt (20°C), men ju kallare vatten desto lägre maxkapacitet uppnåddes. Vattentemperaturen varierade under tiden för pilotkörningarna mellan 3 och 21°C och motsvarande kapacitet varierade mellan 1,0 och 1,6 l/s. Det innebar att varje grads sänkning av vattentemperaturen under 20°C reducerade maxkapaciteten med 2%.

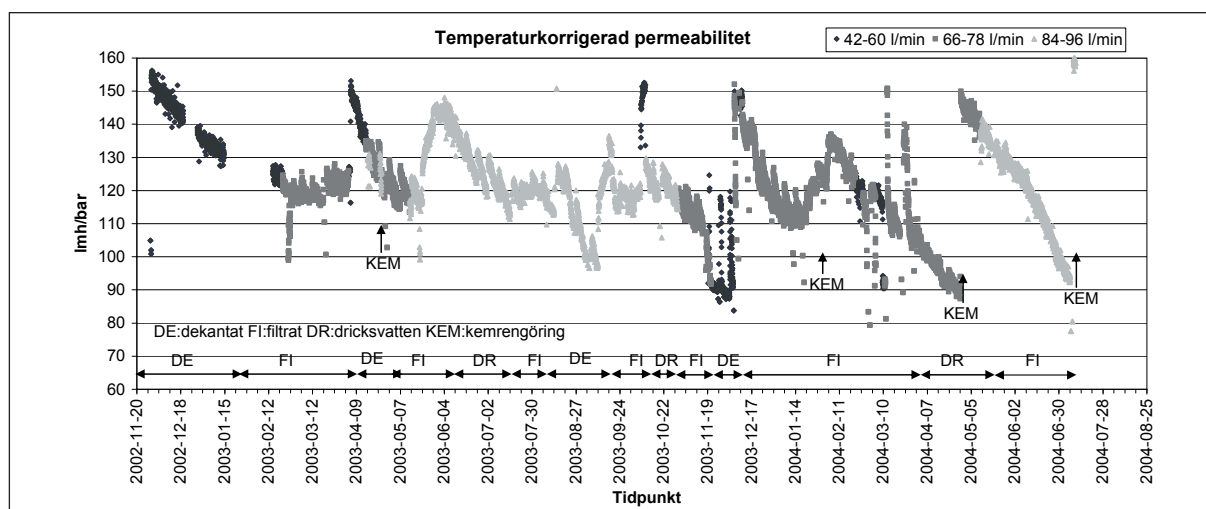
Resultat

Membranfiltrering av olika vatten.

Matarvatten till pilotanläggningen togs från olika ställen i Lackarebäcksvätkets fullskaleprocess.

- Dekantat syd dvs. vatten uttaget direkt efter sedimenteringen i södra delen av verket och före kolfiltren.
- Filtrat nord, blandfiltrat från de 8 kolfiltren på norra delen av verket.
- Dricksvatten som togs från verkets interna dricksvattennät.

Vilka matarvatten som körts under olika perioder framgår av nedanstående diagram, figur 4-15, som



Figur 4-15. Temperaturkorrigerad permeabilitet under försöksperioden. Permeatproduktion, matarvatten och tidpunkter för kemrengöringar.

även visar den temperaturkorrigerade permeabiliteten, kapacitet och tidpunkter för kemrengöringarna.

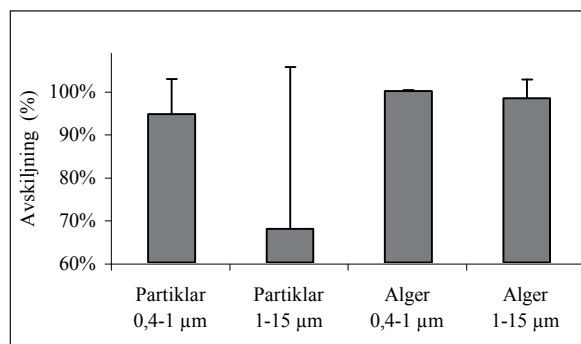
Av figur 4-15 framgår också att vattenbyten i ordningen dekantat (DE), filtrat (FI), dricksvatten (DR) skedde vid tre tillfällen. Direkt efter bytet från filtrat till dricksvatten förbättrades permeabiliteten. Vid dessa tre tillfällen ökade permeabiliteten med ca 30 lmh/bar. Av allt att döma var det kloröverskottet i dricksvattnet som gav den förbättringen. En snarlik effekt uppnåddes vid kemrengöring med hypoklorit.

För att undersöka om det var pH-förändringen från filtrat pH 6,5 till dricksvatten pH 8,5 som orsakade förbättringen gjordes försök med filtrat som pH-justerats med lut till pH 8,5. Försöket medförde ingen påverkan på permeabiliteten varför det förefaller troligt att kloröverskottet i dricksvattnet är orsaken till permeabilitetsförbättringen.

Avskiljning av partiklar i bakterie- och protozostorlek

Ultrafiltret försågs omväxlande med dekantat, filtrat och dricksvatten, med olika halter av partiklar och alger. Avskiljningen av partiklar då anläggningen kördes på dekantat visas i figur 4-16.

Avskiljningen av alger i storleksintervallen 0,4–1 µm och 1–15 µm var $\geq 99,9\%$ respektive $\geq 98\%$. Som nämnts i stycke 4.2.1 spelar inkommande halt av alger avgörande roll för avskiljningsgraden vid processer med hög avskiljning. Inkommande halter till ultrafiltret i var i medeltal 2300 alger/ml av storlek 0,4–1 µm och 260 alger/ml av storlek 1–15 µm. Halterna i permeat var oftast 0 och vid ett par tillfällen ett fåtal alger/ml, i båda storleksintervallen.



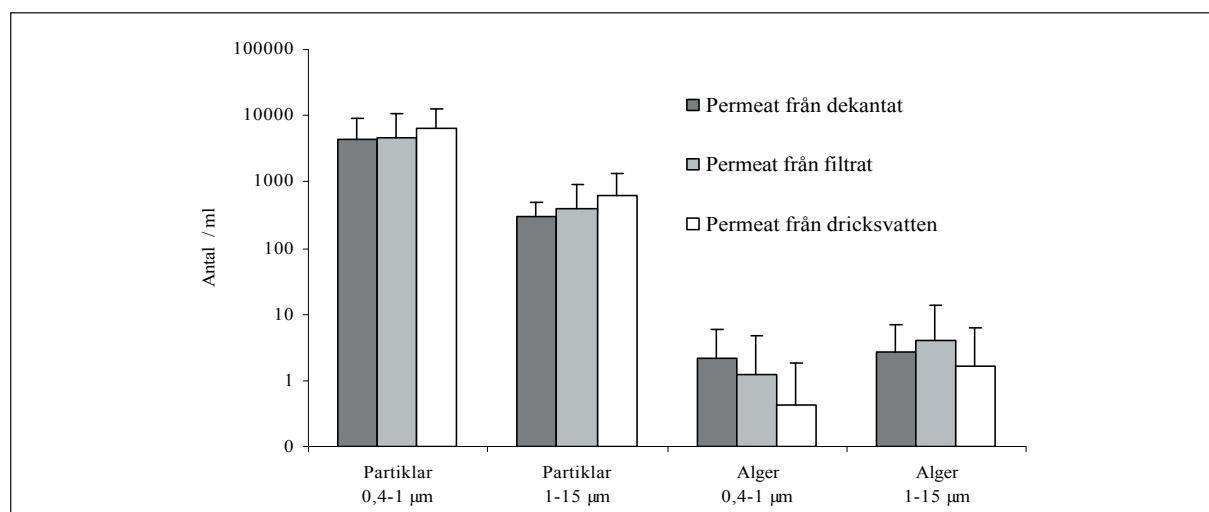
Figur 4-16. Avskiljning av partiklar och alger efter ultrafiltrering av dekantat från fullskalan. Medelvärden. De T-formade felstaplarna visar en standardavvikelse, $n=9$.

Därför kunde bara avskiljningsgrader på 99,9% och 98% mätas upp. Med högre halter i inkommande vatten hade avskiljningen högst sannolikt ökat.

Reduktionen av totala antalet partiklar var lägre än av alger, i synnerhet i det större storleksintervallet. I figur 4-17 jämförs halter av partiklar och alger i permeat då anläggningen körts med dekantat, filtrat eller dricksvatten.

Halterna av alger av båda storlekarna i permeatet var oftast noll, med enstaka mätningar på ett fåtal mikroalger, vilket tyder på att ultrafiltret utgjorde en i det närmaste absolut barriär i dessa storleksintervall. Halterna var också i stort sett oberoende av vilket vatten pilotanläggningen försetts med (figur 4-17). I detta sammanhang bör också tilläggas att halter på ett fåtal alger/ml tangerar detektionsgränsen för mätningen. Halterna av partiklar i permeaten var däremot inte lika låga, vilket kan tyda på en bakteriell tillväxt på permeatsidan av membranen.

Att ultrafiltret utgör en i det närmaste absolut barriär för inkommande partiklar i bakteriestorlek



Figur 4-17. Halter av partiklar och alger i permeat från ultrafiltret, då de körts med dekantat, filtrat och dricksvatten. Medelvärden. T-formade felstaplarna visar en standardavvikelse. Observera att Y-axeln är logaritmisk. Antalet observationer: Permeat från dekantat: 9, permeat från filtrat: 29, permeat från dricksvatten: 11.

bekräftades också då vi tillförde anläggningen höga halter fluorescerande plastkuler (1 µm). Genomsnittlig halt kuler i inflödet var 75 000 st/ml. Inte en enda kula mättes i något av permeatproverna. Sammantaget var avskiljningen i storleksintervallet för bakterier och protozoer hög och processen utgjorde en därmed en god barriär för bakterier och protozoer, vid ordinarie drift.

Avskiljning av partiklar i virusstorlek

För att undersöka ultrafiltrets avskiljning av virus tillsattes bakteriofager av typ MS-2 och φX174 i två omgångar. Bakteriofagerna har en diameter på 26–32 nm, vilket är i samma storleksintervall som ultrafiltermembranens nominella porstorlek. I tidigare studier har man visat att avskiljningen kan öka med ökande grad av beläggning på membranytan. Försöken gjordes därför då ultrafiltret försågs med dricksvatten, för att beläggningen på membranerna skulle vara så liten som möjligt. Mätningarna pågick under en timma, samt i samband med påföljande backspolningar av membranerna. Det bör påpekas att en tillsats av bakteriofager i höga koncentrationer i sig självt är en störning av systemet, då halterna av partiklar i detta storleksintervall förhöjs kraftigt av doseringen.

Avskiljningen av båda bakteriofagerna var god. Vid båda spikningsomgångarna erhöles halter i samma storleksordning av MS-2 respektive φX174 i permeaten. I tabell 4-5 redovisas resultat från omgång två, då det tillsatta antalet bakteriofager var högre än vid omgång ett. En logavskiljning på 4,7–5,5 för bakteriofager tyder på att ultrafiltrering utgjorde en god barriär för virus vid ordinarie drift.

Tabell 4-5. Logavskiljning av bakteriofager vid ultrafiltrering.

Bakteriofag	UF omg 2
MS-2	5,5
φX174	4,7

Filtreringen genom membranerna skedde från en tank utan annat utlopp och de tillsatta bakteriofagerna samlades därför i membrantanken. Troligt är då att många bakteriofager ansamlades på själva membranytan. En förhöjd halt av bakteriofager i permeatet precis efter backspolning kunde också observeras då halterna av bakteriofager i membranens närhet rimligen var väldigt höga. Denna förhöjda halt i permeat sjönk sedan fort. En slutsats av detta är att

vattenbytet i de tankar/bassänger i vilka membranerna var nedsänkta, verkade ha betydelse för membranens barriärverkan för virus.

Organiskt material och luktämnen

Varken UV₂₅₄, TOC, geosmin eller MIB reducerades i någon mätbar omfattning med ultrafiltret, tabell 4-6. Detta var inte heller att förvänta med membran som har en nominell porstorlek på 20 nm. Några mätningar av BDOC, AOC eller de mindre storleksfraktionerna av TOC, genomfördes därför inte.

Tabell 4-6. Avskiljning av TOC, UV₂₅₄, Geosmin och MIB i permeat från ultrafiltret jämfört med inflödande vatten.

TOC (n=1)	UV ₂₅₄ (n=56)	Geosmin (n=22)	MIB (n=7)
1 %	0 %	4 %	1 %

Kemisk rengöring av membranerna

Under tiden för vår pilotdrift, det vill säga november 2002–juli 2004 (20 månader), utfördes kemisk rengöring i olika former vid fem tillfällen, tabell 4-7. Vid alla tillfällen utom ett medverkade personal från leverantören.

Behovet av kemrengöring liksom effekten av en kemrengöring bedöms efter värdet på och utvecklingen av permeabiliteten. Permeabiliteten anges i l/mh/bar vilket anger det antal liter som passerar en kvadratmeter membranyta per timma och per bar sugtryck. I samtliga redovisade uppgifter har permeabiliteten korrigerats/omräknats till 20 °C för att inte vattentemperaturen skall störa jämförelserna.

Vid tvätten pumpades lösningen med syra(-or), lut respektive hypoklorit genom membranerna fram och tillbaka mellan backspolningstanken och membrantanken. Vardera lösningen fick stå i membrantanken över natt för att lösa upp avlagringar. Viss återhållsamhet med användningen av natriumhypoklorit på membranerna har begärts av leverantören. Membranerna får inte utsättas för mer än 1 miljon ppm-timmar (mg/l-timmar) klor under sin "livstid".

Resultaten av rengöringarna och varaktigheten av permeabilitetsförbättringarna visade att rengöringarna med hypoklorit gav det bästa resultatet. Sannolikt var det huvudsakligen organiskt material som orsakade beläggning och kapacitetsnedsättning. Effekten av syra- och luttvättarna förstärktes av varmvattnet, men gav endast en liten förbättring av permeabiliteten. Enligt leverantören har nya membran en

Tabell 4-7. Kemrengöringar av ultrafilter. Tidpunkter för tvätt och resultatets varaktighet. Ingående tvättkemikalier och förfaringssätt: Lut (NaOH) tillsattes till vattnet i backspolningstanken till pH11. Saltsyra (HCl) tillsattes till vattnet i backspolningstanken till pH2. Citronsyra ($C_6H_8O_7$) löst i vatten tillsattes till vattnet i backspolningstanken. Ytterligare saltsyra tillsattes för att nå pH2. Natriumdodecylsulfat (SDS) en tensid som användes även vid tvätt av nanofilter. Natriumhypoklorit ($NaClO$) tillsattes till vattnet i backspolningstanken. Varmvatten, vattnet i backspolningstanken ersattes med varmt (30–35 °C) dricksvatten.

Datum	Permeabilitet utveckling före tvätt	Tvättning	Återhämt. av permeabiliteten	Varaktighet	Anmärkning
2003-04-04	150–120 l/h/bar	Hypoklorit Lut Saltsyra	150 l/h/bar	Efter 3 veckor 120 l/h/bar	
2003-12-04	120–90 l/h/bar	Hypoklorit	150 l/h/bar	Efter 7 veckor 110 l/h/bar	Hypo direkt i membr.tanken Prod. 1,1 l/s 4–6 °C
2004-03-11	110–120 l/h/bar sjunkande trend	Lut Saltsyra	150 l/h/bar	Efter 2 dygn 110 l/h/bar	Upprepade stopp. Prod. 1–1,1 l/s 4 °C
2004-04-27	110–90 l/h/bar	Lut Varmvatten SDS	150 l/h/bar	Efter 10 veckor 90 l/h/bar	Prod. 1,0-1,2 l/s 4–8 °C
2004-07-06	150–90 l/h/bar	Hypoklorit Citronsyra/ saltsyra Lut Varmvatten	155 l/h/bar	Okänt. Piloten avvecklades	

permeabilitet av 180–200 l/h/bar. Efter kemrengöring har permeabiliteten uppgått till 150–160 l/h/bar. Vid start av pilotkörningen med fabriksnya membran var permeabiliteten ca 155 l/h/bar. Leverantören tog i pilotkörningens slutfas ut hålfibrer ur kassetterna dels efter hypokloritrensning dels efter syrarengöring för vidare analys. Fibrerna undersöktes vid universitetet i Aachen med s.k. EDX-analys (Energy Dispersive X-ray analysis). Metoden ger svar på vilka grundämnen som finns i ytskiktet av membranen, men ger ingen kvantifiering av ämnena. Grundämnena kol, syre och fluor finns i resultaten eftersom dessa ämnen ingår i själva membranmaterialet. Efter tvätt med hypoklorit fanns magnesium, aluminium, kisel, svavel, klor, kalcium, och järn på ytan av membranen. Efter tvätt med citronsyra/saltsyra kunde endast kalcium upptäckas vid analysen av ytskiktet.

Tvättvattnet med sitt innehåll av lösta föroreningar avleddes under pilotkörningarna till spillvattenavlopp utan särskild behandling, annat än utspädning genom inblandning i vattenverkets ordinarie processavlopp. Vid en anläggning i fullskala bör troligen tvättvattnet neutraliseras före avledning. Görs tvätt

med både syra och lut underlättas neutraliseringen om tvättvattnet kan lagras/blandas.

Fouling

Slutsatserna från pilotkörningarna med olika vatten, resultatet av kemtvättningarna och den analys som gjordes av membranfibrer i pilotanläggningen, tyder på att den dominerande orsaken till kapacitetsnedsättning var biofouling. Hypokloritrensning gav en mycket påtaglig förbättring av permeabiliteten från 107 till 166 l/h/bar (55 %). Förbättringen av permeabiliteten genom kemtvättning med citronsyra, förstärkt med saltsyra, var mycket liten. Från 166 till 168 l/h/bar (1 %). Någon djupare analys av vad eller vilken typ av biofouling det var fråga om har inte gjorts i detta projekt eller av leverantören.

Drift av pilotanläggningen

Driften styrdes av en inbyggd dator och inställningar som permeatflöde, backspolningsintervall med mera. matades in via pekskärm. På skärmen, se foto 4-6, visades aktuellt driftläge.

Loggade driftdata kunde tas ut på diskett för bearbetning och utvärdering i PC, se foto 4-7.

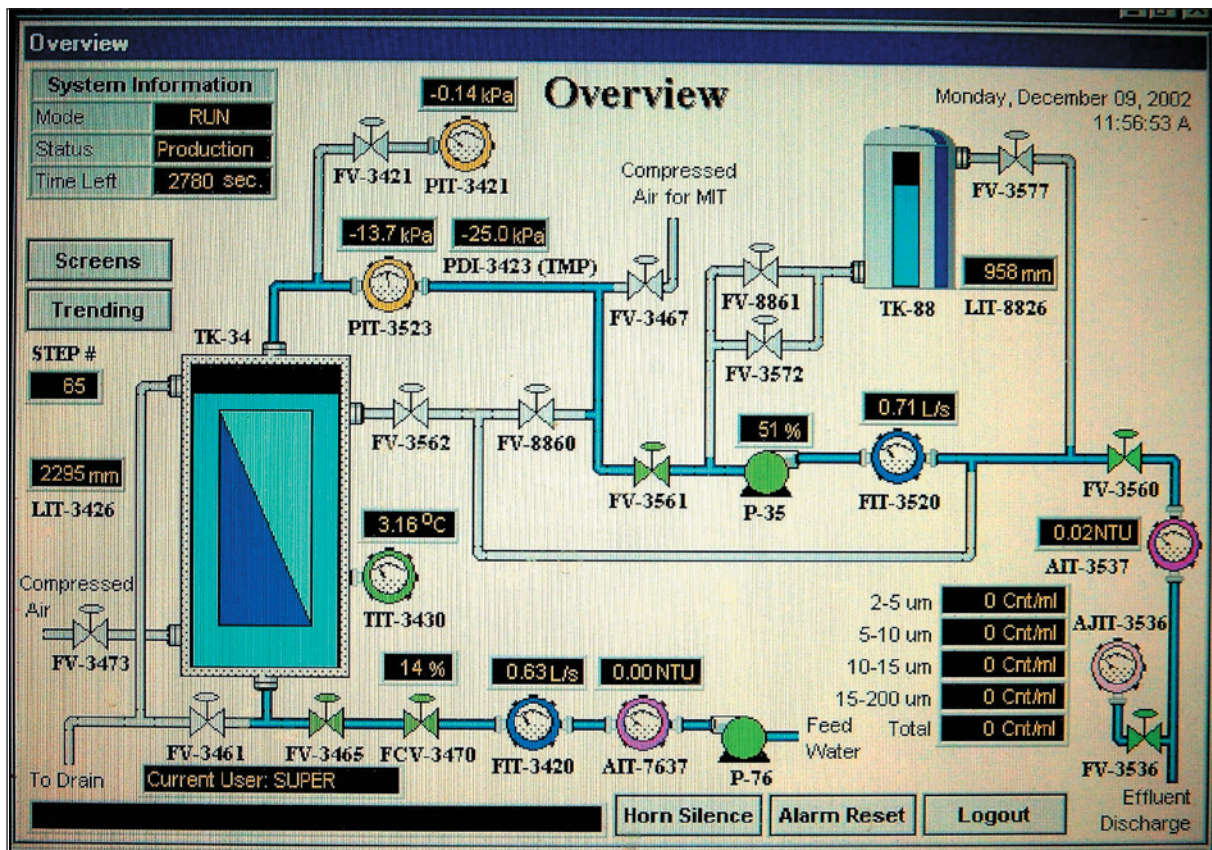


Foto 4-6. Pekskärm på pilotanläggningen för ultrafiltrering. Skärmen ger även en bild över processen.

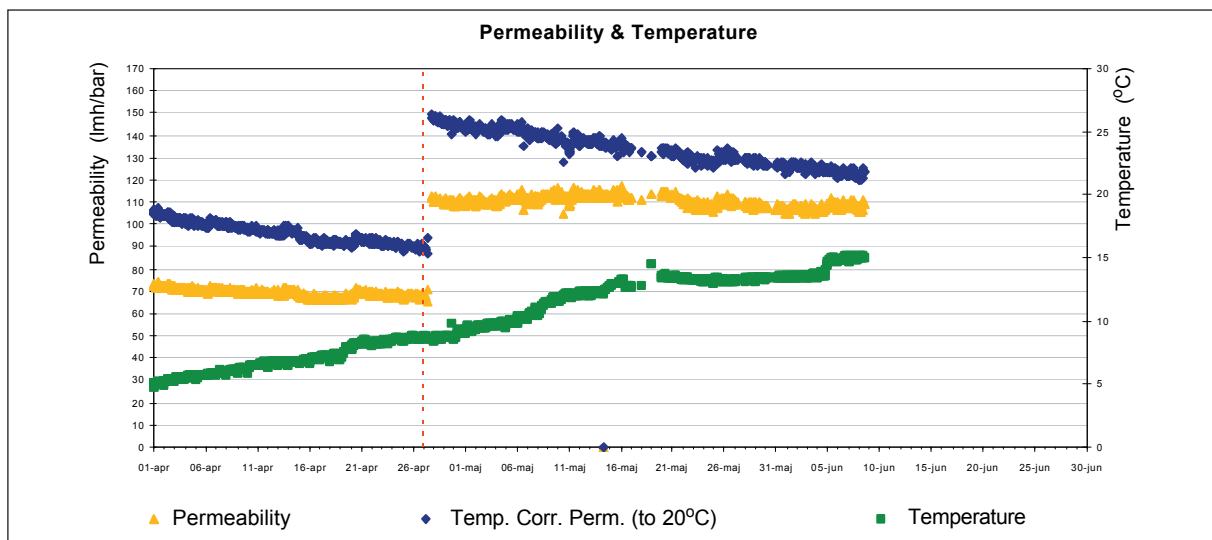


Foto 4-7. Exempel på utskrift av loggade driftdata från pilotanläggning ultrafiltrering. Permeabiliteten ökar markant vid en rengöring. (Vertikal streckad linje vid 26 april).

Programvara tillhandahålls av leverantören. Leverantören kunde via telefonuppkoppling också ta del av driftdata och ändra inställningar.

Den varvtalsreglerade permeatpumpen anpassade undertrycket i membranen så att inställt permeatflöde uppnåddes. Vid start av pilotdriften larmade och stoppade piloten vid ett undertryck av 60 kPa. Under tiden pilotkörningarna pågick höjde leverantören larmgränsen till 70 kPa.

Backspolning kunde antingen styras efter drifttid eller att backspolning skulle utföras så snart ett visst undertryck/differenstryck uppnåddes. Backspolning skedde mestadels en gång per timma under pilotdriften. Tanktömning gjordes en gång per vecka under hela pilotdriften.

Membrane Integrity Test (MIT) – en täthetstest av membranen, gjordes helt automatiskt av programstyrningen efter att MIT beordrats på pekskärmen.

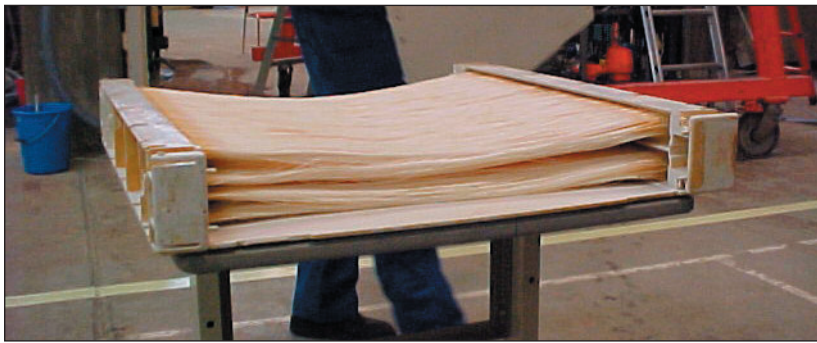


Foto 4-8. Membrankassett, liggande, med frilagda membrantrådar. Den ena (övre) plastskivan borttagen. Lägg märke till den bruna beläggningen på de ljusa membranerna vid trådarnas infästning till höger i bild.

MIT gjordes för att undersöka om någon/några fibrer skadats. Testet skedde genom att membranerna invändigt trycksattes med luft. Lufttillförseln stängdes och tryckfallet mättes under en bestämd tid. Styr-systemet gav själv svar på om tryckfallet varit så litet att det betraktades som godkänt resultat eller om tryckfallet varit för stort. Under själva testet rekommenderades att även kontrollera vattenytan i membrantanken för att söka efter eventuella luftbubblor som indikerade läckage och/eller trasiga fibrer. Under pilotdriften gjordes MIT vid tre tillfällen med godkänt resultat. Dock konstaterades att även om resultatet var godkänt ökade tryckfallet successivt från första till tredje testet. Trasiga fibrer innebär inte att hela kassetten måste kasseras. Kan den läckande fibern lokaliseras kan den tätas genom att silikon sprutas in i fiberändarna (foto 4-9).

Effektiviteten i vattenanvändningen i pilotdriften beräknades till ca 98 %. Det är minst lika bra som kemisk fällning med filtrering som ligger på ca 95 %. Andra typer av membranfiltrering, t.ex. nanofiltrering, har ofta endast ca 75 % effektivitet. Teknik med så låg effektivitet leder ofta tvättvattnet tillbaka till

råvattenkällan eller samlar tvättvattnet för behandling i särskild reningsprocess. Ju effektivare vattenanvändning processen uppvisar desto mindre krav/behov av efterbehandling av rejektet.

Manualen till pilotanläggningen var tämligen omfattande, men i vissa delar stämde den inte till den aktuella anläggningen. Supporten från leverantören kunde ha varit bättre. En del problem kunde lösas via telefon och med fjärrkontroll från leverantören. Instruktioner för genomförande av kemtvättning kunde ha varit bättre och borde ha kunnat genomföras utan support från leverantören. Det är ännu viktigare vid upphandling av en fullskaleanläggning att leverantörens support och engagemang preciseras för att bästa resultat skall uppnås.

Leverantören har upprättat en rapport över pilotkörningarna med rekommendationer för dimensionering av en fullskaleanläggning, inklusive tvättning och tvättintervall. (ZeeWeed 1000 Pilot Study Lackarebäck Gothenburg, Final Report). Vid vattentemperaturer under 5 °C rekommenderas att dimensioneringen utgår från en momentan flux 45 l/m², h och vid temperaturer över 12 °C rekommenderas



Foto 4-9. "Pluggning" med silikon av öppna ändrar av membranfibrer. Fibrerna avklippta och tagna till analys. Öppna fiberändar innebär att en liten mängd vatten kan passera utan att filtreras. "Täthetskontroll" görs med MIT (Membrane Integrity Test).

55 l/m², h. Ursprungligen rekommenderade leverantören 55 l/m², h oavsett vattentemperaturen. Vid pilotkörningarna har vi vid de lägsta vattentemperaturerna inte uppnått mer än 35 l/m², h som momentan flux. Vad gäller tvättningarna rekommenderas tanktömning varje dag och i samband med tillhörande backspolning dosering av hypoklorit (50–100 ppm) till backspolningsvattnet någon eller några gånger per vecka. Tvätt med urlakning (det varaktighet av 10–12 timmar) med hypoklorit 2–3 gånger per år och med syra en gång per år. Vid vattentemperaturer lägre än 10°C rekommenderas att tvättlösningen värms till 25–30°C för att åstadkomma bättre rengöringseffekt.

5 Slutsatser

5.1 Kemisk fällning kan vara en stabil men måttligt effektiv barriär

Kemisk fällning/filtrering med långa uppehållstider och väl tilltagen dosering av fällningskemikalier är en stabil mikrobiologisk barriär.

- Reduktionen av partiklar från råvattnet i parasitstorlek är god, som bäst ca 99 % (2 log).
- Reduktionen av bakterier och partiklar i bakteriestorlek är måttlig, som bäst ca 90 % (1 log).
- Reduktionen av modellorganismer för virus är mycket god, mer än 99,9 % som bäst (3 log).

Under normala förhållanden och konservativ design med långa uppehållstider är kemisk fällning en process som klarar begränsade driftstörningar väl. Simulerade processtörningar med avseende på omrörarhastighet och dosering av fällningskemikalie visade ingen tydlig förändring av reningseffekten vid avvikelser på +/- 30 % respektive +/- 50 %. Däremot är avskiljningen av partiklar som följer med råvattnet relativt låg och möjligheterna till optimering begränsade. Dessutom beror avskiljningseffektiviteten på doseringen av fällningskemikalie i relation till belastningen med NOM och turbiditet. Kemisk fällning är en dynamisk process, dvs. höga råvattenhalter

resulterar i högre halter i filtrat även om avskiljningsgraden också ökar. För råvatten med snabba kvalitetsvariationer efter nederbörd (t.ex. älvar) diskuteras internationellt att införa styrning av fällningen med on-line mätning av turbiditet/partikelhalt och TOC (Hurst & Edwards 2004). För att uppnå en bättre mikrobiologisk barriärverkan behöver den kemiska fällningen ersättas eller kompletteras med något som ger en bättre reduktion.

Avskiljningen av naturligt organiskt material kan betraktas som god med hänsyn till det relativt humusfattiga råvattnet. TOC halverades, UV₂₅₄ minskades med 75 % och biologiskt nedbrytbart kol mätt som AOC och BDOC reducerades med 80 respektive 60 %. Reduktionen av geosmin och MIB (ämnen som orsakar lukt och smakproblem) var däremot begränsad.

Biofilter som förbehandling till kemisk fällning har visat sig kunna förbättra den slutliga vattenkvaliteten i filtratet med avseende på partiklar och naturligt organiskt material. Autofluorescerande partiklar i bakteriestorlek och parasitstorlek avskiljades med ytterligare 0,4 log respektive 0,7 log jämfört med kemisk fällning utan förbehandling. Det var i synnerhet topparna som kapades vid biofiltrering. Modellorganismer för virus avskildes i lägre grad vid biofiltrering. Förbehandlingen resulterade också i en ytterligare reduktion av TOC och UV₂₅₄ med ca 10 %. Biofilterna avskiljde geosmin och MIB mycket väl, vilket kan vara betydelsefullt då varken kemisk fällning eller ultrafiltrering avskiljer dessa föreningar i någon högre grad.

5.2 Nanofiltrering avskiljer smittämnen och humus men kan sätta igen

För att helt ersätta kemisk fällning med membran för ytvatten färgade av humus, som är typiskt för Sverige, fordras relativt täta membran sk. nanofilter, med en porstorlek på ca 1 nm. Nanofiltrering har visat sig ge en mycket god barriärverkan, med i princip total avskiljning av partiklar av bakteriestorlek eller större och med en reduktion av modellorganismer för virus på 99,999999 % (ca 8 log).

Humusämnen och andra beståndsdelar i naturligt organiskt material avskiljades i hög grad. UV₂₅₄

och TOC har avskilts med 96 % respektive 98 %. Små organiska molekyler har dock passerat membran i viss utsträckning, vilket kan ses på en förhållandevis låg AOC-reduktion på 75–80 %. I jämförelse med kemisk fällning avskildes naturligt organiskt material i avsevärt högre grad, bortsett från små organiska molekyler (AOC). Barriärverkan och avskiljning av naturligt organiskt material har varit oberoende av typen av förbehandling vid nanofiltrering.

Enbart snabbfiltrering som förbehandling med normal belastning kan medföra att nanofilter sätter igen ganska fort. Fouling utvecklas i hög grad på membran och de måste tvättas ofta med lut/syra och detergent. Det finns risk att membran blir obrukbara efter relativt kort tid, ca 12 månader. Tvättning av nanofilter måste ske med kemikalier som godkänns och för att uppnå önskad tvätteffekt bör tvättlösningen värmas vilket utgör en komplikation i driften. I likhet med bortledning av första filtrat vid snabbfiltrering kan första permeat behöva bortledas för att inte rester av tvättlösningen skall hamna i dricksvattnet vid start efter tvätt. I projektet har inte ingått att undersöka tvättmedelsrester i första permeat.

5.3 Biofiltrering kan skydda membran mot igensättning och reducera luktämnen

Biofiltrering som förbehandling har resulterat i avsevärt mindre foulingproblem på membran jämfört med kombinationen snabbfilter – nanofilter och därmed möjligen längre livstid för membran. Försök där bildningen av mikrobiella biofilmer i snabbfiltrerat- och biofiltrerat vatten har följts har visat på en avsevärt minde biofilm i biofiltrerat vatten, vilket tyder på att skillnaderna i igensättning av nanofilter kunnat bero på biologisk fouling. En studie av sammansättningen av fouling på membran har dock visat att skillnaden i igensättning berodde på en sammantagen effekt av biomassa, organiskt material och oorganiska ämnen. Också den mätbara partikelhalten ner till 1 µm i diameter var betydligt lägre i biofiltrat jämfört med snabbfiltrat.

5.4 Ultrafiltrering som komplement till kemisk fällning kan räcka för att avskilja smittämnen

För att förbättra barriärverkan vid kemisk fällning kan det räcka med att komplettera med grövre membran, ultrafilter, med medelstorlek på porerna som t.o.m. är större än de minsta viruspartiklarna. Dels därför att kemisk fällning/filtrering kan ge en mycket god virusreduktion, dels därför att ultrafiltrering kan ha en hög virusavskiljning, som kan förstärkas om vattnet först passerat kemisk fällning som skapar partikelaggregat stora nog att avskiljas. Försök har visat att ultrafiltrering efter kemisk fällning utgör en mycket god barriär. Partiklar i parasit- och bakteriestorleks har avskilts i princip fullständigt och modellorganismer för virus har avskilts med 4,7–5,5 log. Ultrafiltreringens barriärverkan för partiklar i parasit- och bakteriestorlek var också oberoende av inkommande vattenkvalitet. Processens påverkan på naturligt organiskt material har däremot varit liten, precis som förväntat.

Även ultrafilter kan sätta igen så att de blir obrukbara på relativt kort tid och olika typer av tvättningar kan ha betydelse för livslängden. Tvättning av membran kan ske med kemikalier som för närvarande är godkända som processkemikalier. Förstärkning av tvätteffekten genom uppvärmning utgör en komplikation av driften.

5.5 Begränsade kunskaper och varierande support

Leverantörer av membranlösningar kan ha mycket begränsade kunskaper om behovet av förbehandling för de membran de erbjuder. Anläggningar i pilot-skala som borde vara viktiga för att marknadsföra membranlösningar har trots höga hyror konstruktionsfel och supporten är i bästa fall varierande. Själva driften av membran tycks dock vara betydligt enklare än kemisk fällning/filtrering.

Referenser och lästips

Referenser

Allgeier S., Summers R.S., Jacangelo J., Hatcher V.A., Moll D.M., Hooper S., Schwertfeger J. & Green R. (1996). A simplified and rapid method for BDOC measurement. In: *AWWA Water Quality Technology Conference*, Boston. (Finns inte i Sverige, men går att beställa genom universitetsbiblioteken.)

American Public Health Association (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th ed., Washington, DC. ISBN 0-87553-223-3.

Andersson J., Hedberg T. & Hermansson M. (2001). *Bioreaktorer i dricksvattenberedningen*. VA-Forsk rapport 2001-01. ISBN 91-89182-52-9

Anna Johansson & Sara Scott (2004). *Den kemiska reningens barriärverkan mot patogena mikroorganismer i dricksvattenberedningen*, examensarbete, Chalmers, Vatten Miljö Transport.

Bergstedt O. & Rydberg H. (2002). Naturally occurring autofluorescent particles as surrogate indicators of sub-optimal pathogen removal in drinking water. In: Hahn, H., Hoffmann, H. and Ødegaard, H. (Eds.), *Chemical water and wastewater treatment VII*, pp. 191–200, IWA publishing, London. ISBN:1-84339-009-4.

Bergstedt O., Rydberg H. & Werner L. (2000). Flow cytometry as an operational tool to improve particle removal in drinking water treatment. In: Hahn, H., Hoffmann, H. & Ødegaard, H. (Eds.), *Chemical Water and Wastewater Treatment VI*, pp. 147–157, Springer-Verlag, Berlin. ISBN: 3-540-67574-4

Deborde D.C., Woessner W.W. & Kiley Q.T. (1999). Rapid transport of viruses in a floodplain aquifer. *Water Research* 33(10), pp. 2 229–2 238.

Direktiv 98/83/EG, Dricksvattendirektivet, 3 november 1998 om kvaliteten på dricksvatten.

Fiksdal L. Koagulering og MF/UF membranfiltrering – en hygienisk barriere, s. 64–68, Drikkevannsforskning 2000–2005, Dokumentation av kursdagerna ved NTU 6–7 januari 2005, NTNU, Trondheim.

Hanneberg P. (2000). *Our Struggle for Water: ten years with the Stockholm Water Prize & The Stockholm Water Symposium*. Stockholm: SIWI (2000). ISBN 91-973359-4-0

Heinicke G. (1999). *Biological Drinking Water Treatment – Evaluation of a Pilot Plant Study at Varberg Waterworks, Sweden*. M.Sc. Thesis, Dept. of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Heinicke G., Långmark J., Persson F., Hedberg T. & Storey M.V. (2004). Significance of dosage point for challenge tests in coagulation treatment. In: Hahn H., Hoffmann H. and Ødegaard H. (Eds.) *Chemical water and wastewater treatment VIII*, pp. 191–200, London: IWA publishing, ISBN 1-84339-068-x.

Heinicke G. (2005). *Biological pre-filtration and surface water treatment – microbial barrier function and removal of natural inorganic and organic compounds*. PhD thesis. Chalmers University of Technology, Göteborg. ISSN 0346-718x.

Hurst A.M., Edwards M.J., Chipps M., Jefferson B. & Parsons S.A. (2004). The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment. *Science of the Total Environment* 321(1–3), pp. 219–230.

Jin Y., Y.J. Chu & Li. Y.S. (2000). Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns. *Journal of Contaminant Hydrology* 43(2), pp. 111–128.

O'Shaughnessy P.T., Barsotti M.G., Fay J.W. & Tighe S.W. (1997). Evaluating particle counters. *Journal American Water Works Association* 89 (12), pp. 60–70.

Owen D.M., Amy G.L., Chowdhury Z.K., Paode R., McCoy G. & Viscosil K. (1995). NOM – Characterization and Treatability. *Journal American Water Works Association* 87(1), pp. 46–63.

Persson F., Långmark J., Heinicke G., Hedberg T., Tobiason J.E. & Hermansson M. (2005). Characterisation of barrier function of biofilters for pre-treatment of drinking water with particle counts and challenge tests. Accepted for publication in *Water Research* pending revision.

SLV FS 2001: 30, 3 §

SLV 2003-05-01. *Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*.

Stedtler R.E., Waltrip S.C. & Hurst C.J. (1992). Virus removal and recovery in the drinking water treatment train. *Water Research* 26(6), pp. 727–731.

Uhl W. (2000). Biological processes for organic matter removal. In: Klein, J. & Winter, J. (Eds.), *Environmental processes* 3 (2 ed., Vol. 11c), pp. 459–476, Wiley-VCH, Weinheim & New York.

van der Kooij D., Visser A. & Hijnen W.A.M. (1982). Determining the Concentration of Easily Assimilable Organic-Carbon in Drinking-Water. *Journal American Water Works Association* 74(10), pp. 540–545.

Van Gelder A.M., Chowdhury Z.K. & Lawler D.F. (1999). Conscientious particle counting. *Journal American Water Works Association* 91(12), pp. 64–76.

Yahya M.T., Cluff C.B. & Gerba C.P. (1993). Virus Removal by Slow Sand Filtration and Nanofiltration. *Water Science and Technology* 27(3–4), pp. 445–448.

Young W.F., Horth H., Crane R., Ogden T. & Arnott, M. (1996). Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants. *Water Research* 30(2), pp. 331–340.

Ødegaard H., Thorsen T. & Melin E. (2000). Practical experiences from membrane filtration plants for humic substance removal. *Water Science and Technology* 41(10–11), pp. 33–41.

Lästips

Här finns ett urval av lästips som inte ingått i rapporten som referenser:

Om processteknik

Sontheimer H., Heilker E., Jekel, M.E., Nolte N., & Vollmer F.H. (1978). The Mülheim Process. *Journal American Water Works Association*, 70 (7), pp 393–396.

Mouchet P. (1992). From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *Journal American Water Works Association* (April), pp 158–167.

Kuehn W. & Mueller U. (2000). Riverbank filtration – An overview. *Journal American Water Works Association*, 92 (12), pp 60–69.

Ødegaard H. (1996). The development of an ozonation / biofiltration process for the removal of humic substances. In: Graham, N. and Collins, R. (Eds.), *Advances in slow sand and alternative biological filtration*, pp 39–49. Chichester: Wiley. ISBN : 0-471-96740-8

Melin E. S. & Ødegaard, H. (1999). Biofiltration of ozonated humic water in expanded clay aggregate filters. *Water Science and Technology*, 40 (9), pp 165–172.

Hur fungerar vanlig kemisk fällning?

Bruce D., Westerhoff P. & Brawley-Chesworth A. (2002). Removal of 2-methylisoborneol and geosmin in surface water treatment plants in Arizona. *Journal of Water S. R. T. – Aqua* 51(4), pp. 183–197.

Dennett K.E., Amirtharajah A., Moran T.F. & Gould J.P. (1996). Coagulation: Its effect on organic matter. *Journal American Water Works Association*, 88(4), pp 129–142.

Gregor J. E., Nokes C. J. & Fenton E. (1997). Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. *Water Research*, 31(12), pp 2949–2958.

O'Melia C.R., Becker W.C. & Au K.K. (1999). Removal of humic substances by coagulation. *Water Science and Technology* 37(10) pp. 277–287.

Volk C. & LeChevallier M.W. (2002). Effects of conventional treatment on AOC and BDOC levels. *Journal American Water Works Association* 94(6), pp. 112–123.

Biofiltrering

Billen G., Servais P., Bouillot P. & Ventresque C. (1992). Functioning of biological filters used in drinking water treatment – the Chabrol model. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua* 41(2), pp. 231–241.

Lundgren B. V., Grimvall A. & Sävenhed, R. (1988). Formation and Removal of Off-Flavor Compounds During Ozonation and Filtration through Biologically-Active Sand Filters. *Water Science and Technology* 20(8–9), pp. 245–253.

Nerenberg R., Rittmann B.E. & Soucie W.J. (2000). Ozone/biofiltration for removing MIB and geosmin. *Journal American Water Works Association* 92(12), pp. 85–95.

Urfer D., Huck P. M., Booth S. D.J. & Coffey B.M. (1997). Biological filtration for BOM and particle removal: a critical review. *Journal American Water Works Association* 89(12), pp. 83–98.

Membranfiltrering

Flemming H. C., Schaule G., Griebe T., Schmitt J. & Tamachkiorowa A. (1997). Biofouling – the Achilles heel of membrane processes. *Desalination* 113(2–3), pp. 215–225.

Panglisch S., Dautzenberg W., Kiepke O., Gimbel R., Gebel J., Kirsch A. & Exner M. (1998). Ultra- and microfiltration pilot plant investigations to treat reservoir water. *Desalination* 119(1–3), pp. 277–287.

Thorsen T. (1999). Membrane filtration of humic substances – state of the art. *Water Science and Technology* 40(9), pp. 105–112.

Vrouwenvelder H.S., van Paassen J.A.M., Folmer H.C., Hofman J., Nederlof M.M. & van der Kooij D. (1998). Biofouling of membranes for drinking water production. *Desalination* 118(1–3), pp. 157–166.

Barriärverkan och riskvärdering

Dugan N.R., Fox K.R., Owens J.H. & Miltner R.J. (2001). Controlling Cryptosporidium oocysts using conventional treatment. *Journal American Water Works Association*, 93 (12), pp 64–76.

Fox K.R. & Lytle D.A. (1996). Milwaukee's crypto outbreak: Investigation and recommendations. *Journal American Water Works Association*, 88 (9), pp 87–94.

Gerba C.P., Riley K.R., Nwachuku N., Ryu H. & Abbaszadegan M. (2003). Removal of Encephalitozoon intestinalis, calicivirus, and coliphages by conventional drinking water treatment. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 38 (7), pp 1 259–1 268.

Jacangelo J.G. (1990). Efficiency of membrane processes for microbial control in drinking water. In: O'Melia, C.R., *Environmental Engineering*, pp. 699–706.

Madaeni S.S. (1999). The application of membrane technology for water disinfection. *Water Research* 33(2), pp. 301–308.

Rao V.C., Symons J.M., Ling A., Wang P., Metcalf T.G., Hoff J.C. & Melnick J.K. (1988). Removal of hepatitis-a virus and rotavirus by drinking-water treatment. *Journal American Water Works Association*, 80(2) pp. 59–67.

Westrell T., Bergstedt O., Stenström T.A. & Ashbolt N.J. (2003). A theoretical approach to assess microbial risks due to failures in drinking water systems. *International Journal of Environmental Health Research*, 13 (2), pp 181–197.

Xagoraki I., Harrington G.W., Assavasilavasukul P. & Stanbridge J.H. (2004). Removal of emerging waterborne pathogens and pathogen indicators by pilot-scale conventional treatment. *Journal American Water Works Association* 96(5) pp. 102–113.

Publikationer inom projektet som är under framställning

Heinicke G., Persson F., Hermansson M. and Hedberg T. Biological pre-filtration for conventional surface water treatment. Submitted to *Aqua* 2005. Manuscript included in Heinicke G. 2005.

Heinicke G., Persson F., Hedberg T., Hermansson M. and Uhl W. Removal of geosmin and MIB by biofiltration – an investigation discriminating between adsorption and biodegradation. Submitted to *Environmental Technology* 2005. Manuscript included in Heinicke G. 2005.

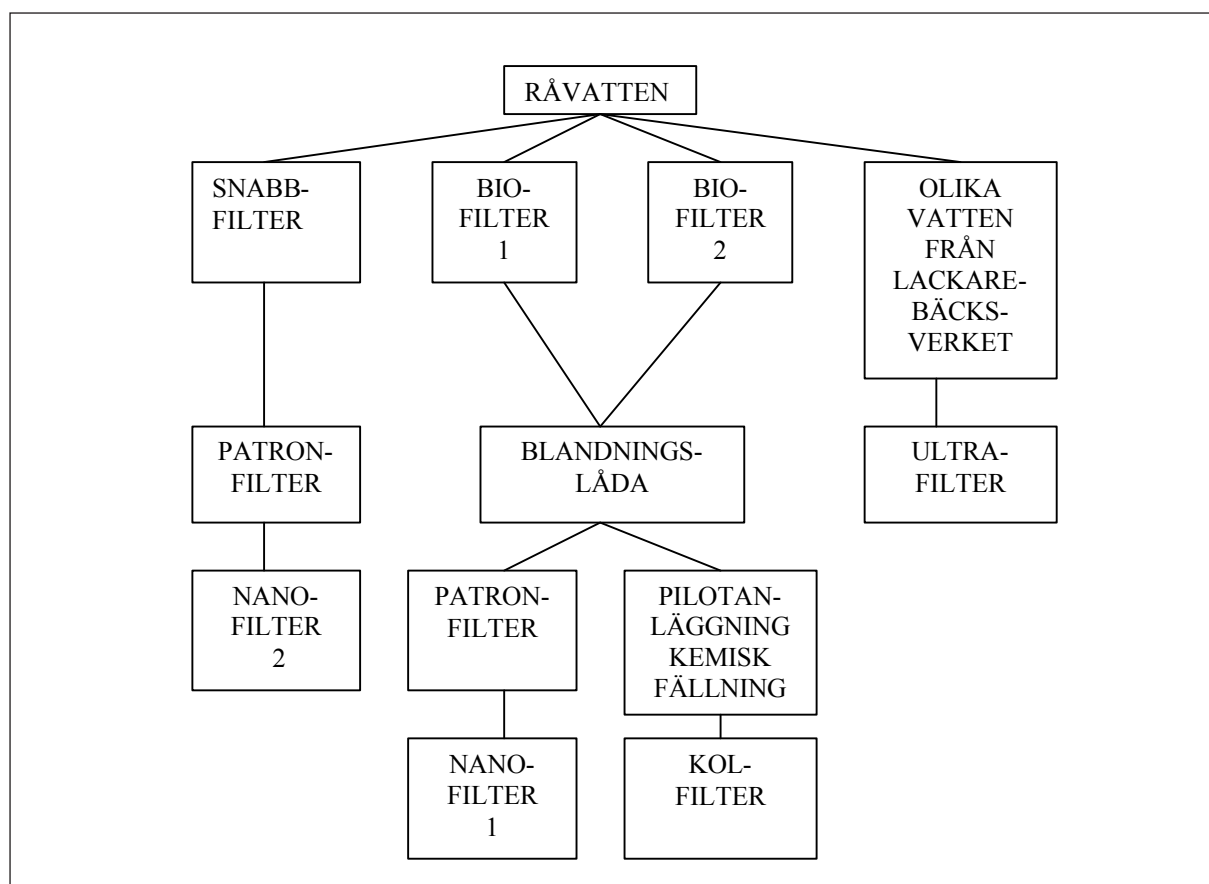
Persson F., Heinicke G., Uhl W., Hedberg T. and Hermansson M. (2005). Biological pre-filtration of surface water for removal of BOM and regrowth potential – an investigation of filter media. To be submitted 2005. Manuscript included in Heinicke G. 2005.

Persson F., Heinicke G., Uhl W., Hedberg T. and Hermansson M. (2005). Biological pre-treatment for nanofiltration of surface water. To be submitted 2005.

Bilaga A: Försöksuppställning.

Volymer, flöden, uppehållstider med mera

Försöksanläggningar Lackarebäck



Råvatten: Vatten från Göta älv via Delsjön dvs. samma råvatten som till fullskalanläggningen

Snabbfilter: För avlägsnande av grövre partiklar som skydd för membranfiltreringen. Filtret kördes med kapaciteten 1 m³/h. Fraktioner i filtret var antracit 0,6–1,6 mm $\rho=1,65$, granatsand 0,3–0,6 mm $\rho=4,42$, sand 0,6–0,8 mm $\rho=2,65$, sand 1,2–2 mm $\rho=2,65$.

Filtret backspolades med dricksvatten 10 min var 12:e timma med efterföljande 12 min tvättning med råvatten. Backspolningsvattnet kunde kloreras (natriumhypoklorit) för att undvika mikrobiologisk tillväxt i filtret.

Patronfilter: Ingår som en del i utrustningen för nanofiltrering. Patronen avskiljer partiklar >10 μ m. Nominell porstorlek. Försök har gjorts även med patroner med 10 μ m absolut porstorlek.

Nanofilter 1 och 2 (NF1 o NF2): Byggda och levererade av Vivendi Water Systems AB, numera Krüger Akvapur AB. Pilotanläggningarna innehöll vardera tre seriekopplade tryckrör med diametern 4" och längden 40". Membranen var "Filmtec NF270-4040" från DOW avsedda för hög avskiljning av naturligt organiskt material, och en avskiljning av kalciumjoner på 40–60 %. Porstorlek kring 1 nm.

Max kapacitet 500 l/h permeat. Rejektet från filtreringen uppgick till ca 25 % av totalflödet dvs. ca 150 l/h vid max kapacitet.

”Flushning”. En form av rengöring av membranerna som innebar spolning/sköljning av membranytan med permeat. Processen styrdes av PLC’n och utfördes automatiskt var 12: e timma.

Kemisk rengöring gjordes när trycket över membranerna uppgick till ca 8–9 bar. Processen startades/doserades manuellt och utfördes ungefär var 14: e dag på båda nanofilterna. Frekvensen styrdes av NF2 som kördes med sandfiltrerat råvatten. NF2 visade sig ha mest frekvent behov av rengöring.

Biofilter: Diameter 600 mm, höjd 3300 mm, bädddjup 2100 mm. Bäddmaterial bestod av begagnat kol från Lackarebäckens fullskala, 48 mån gammalt, av typ Filtrasorb 200 (Chemviron Carbon). Kapacitet 1000 l/h. Backspolning med råvatten ca 1 ggr/v.

Blandningslåda: Volym 125 l. Filtratet från båda biofiltren blandades i denna behållare och lagringsvolymen innebar att såväl pilotanläggningen för kemisk fällning som NF 1 kunde köras utan avbrott för backspolning av biofiltren.

Kemisk fällning: Kunde förses antingen med vatten från biotornen eller med råvatten.

Kapacitet vid normaldrift 1000 l/h. Max kapacitet ca 5000 l/h.

Fällningskemikalie var aluminiumsulfat (Al_2SO_4) av samma lösning som användes i fullskalan. Inblandades med statisk mixer.

pH-justering med lut (NaOH). Inblandades med statisk mixer. Lutdoseringen styrdes av pH-mätare som tog vatten från botten av flockningskammare 2.

4 flockningskammare vardera med volymen $0,43 \text{ m}^3$ ($0,59 \times 0,59 \times$ djup $1,24 \text{ m}$). Frekvensstyrda omrörare med hastigheterna 15/7,5/3/3 rpm (utom vid försök med suboptimal flockning).

Sedimentering med aktiv volym $1,5 \text{ m}^3$ ($1,0 \times 1,0 \times$ djup $1,5 \text{ m}$) exklusive slamficka. Slamficka (inaktiv volym) $0,4 \text{ m}^3$. Ytbelastning vid normaldrift 1 m/h.

Kolfilter efter kemisk fällning: Diameter 0,29 m, höjd 1,95 m. Bädddjup 1,05 m. Bäddmaterial begagnat kol 30 mån, typ Filtrasorb 200 (Chemviron Carbon). Manuell backspolning med dricksvatten. Normal ytbelastning 5 m/h.

Vatten till ultrafilter: Olika vatten från fullskaleanläggningen. Dekantat (vatten efter sedimentering), filtrat (vatten efter GAC-filtrering) och dricksvatten (färdigberett vatten).

Ultrafilter: Pilotanläggningarna hyrdes av Zenon GmbH, Hilden, Tyskland.

Filtreringsprincipen var så kallad ”Dead-end-filtration” dvs. vattnet sögs genom membranerna ut ur membran-tanken som kontinuerligt fylldes på med vatten. Föroreningarna stannade kvar i membrantanken som återkommande tömdes till avlopp.

ZeeWeed 500

Membran med nominell porstorlek 40 nm och absolut porstorlek 100 nm.

Pilotanläggningens membranyta $0,93 \text{ m}^2$ och maximal filtreringskapacitet ca 30 l/h.

ZeeWeed 1000

Membran med nominell porstorlek 20 nm.

Pilotanläggningens maximala kapacitet 1,6 l/s permeat vid 20°C . Kapaciteten var starkt temperaturberoende. Vid 3°C var maximala kapaciteten ca 1,0 l/s.

Pilotanläggningen innehöll 3 membrankassetter ZeeWeed 1000 av samma typ som ingick i fullskaleanläggningar. Membranyta $3 \times 35 \text{ m}^2 = 105 \text{ m}^2$. Motsvarar en flux av 55 lmh vid max kapaciteten 1,6 l/s. Maximalt undertryck vid produktion -70 kPa vilket också är larmnivå.

Vid backspolning doserades en svag hypokloritlösning till backspolningsvattnet och backspolningsvattnet trycktes genom membranerna ut i membrantanken som samtidigt dränerades.

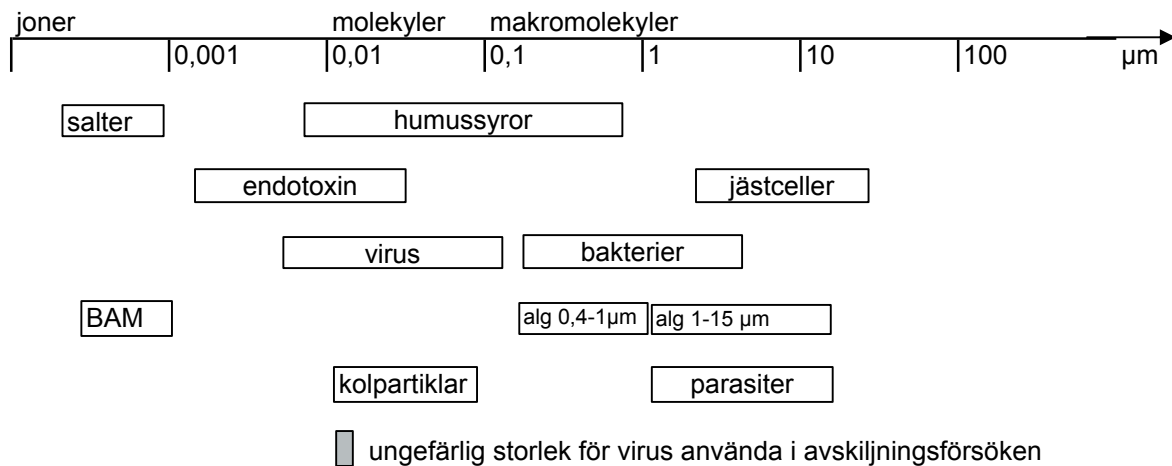
Backspolningsfrekvensen styrdes antingen av en inställd nivå på undertrycket eller efter drifttid. Tanktömning gjordes med vald frekvens som i dessa försök var en gång per vecka. Kemisk rengöring av membranen gjordes helt manuellt.

Bilaga B: Porstorlek och avskiljningsförmåga för olika membran

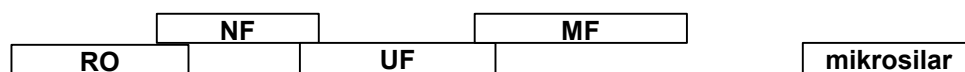
Storleksorientering

2005-04-29

Enligt livsmedelsverkets vägledning är filtrering genom membran en barriär om den absoluta porvidden är mindre än eller lika med 100nm (=0,1µm)
(Med "parasiter" menas encelliga parasiter.)



Ungefärlig porstorlek för olika membran tekniker och mikrosilar:



RO = omvänd osmos
NF = nanofilter
UF = ultrafilter
MF = mikrofilter

BAM = 2,6-diklorbenzamid, en nedbrytningsprodukt av bekämpningsmedlet atrazin.

Bilaga C: Begrepp och förkortningar

AOC: Assimilerbart organiskt kol. Den andel organiskt material som kan byggas in i biomassa. Mäts genom tillväxt av specifika stammar av bakterier och genom en omräkningsfaktor erhålls halten AOC som µg/l acetat.

ATP: Adenosintrifosfat. Cellernas energivaluta. Mätningar av ATP kan användas som ett mått på biomassa.

Bakteriofager: virus som angriper och förmerar sig i bakterier.

BDOC: Biologiskt nedbrytbart organiskt kol. Den halt DOC som förbrukas av mikroorganismer. Mäts i denna studie efter 14 dagars inkubering med tillsatt sand innehållande mikroorganismer.

Biofilm: Bakterier som sitter på ytor och bygger upp ett mikrobiellt samhälle fastsittande på ytan. En biofilm innehåller förutom bakterier ofta också polymerer producerade av bakterierna och ibland andra mikroorganismer, t.ex. protozoer.

Caulobacter: Bakteriesläkte som är vanligt förekommande i näringsfattiga vatten.

Clostridium perfringens: Anaeroba tarmbakterier. Kan bilda sporer (överlevnadsformer). Patogena.

Cross flow: Term för membranfiltrering som innebär att trycksatt vatten flödar längs membranytan, varav en del passerar igenom membranet och blir permeat och resten av flödet recirkuleras eller går till avlopp.

Dalton (Da): Måttenheter som används för att ange massan hos proteiner och andra stora molekyler. 1 Da=1/12 av massan av en atom av kolisotopen ¹²C och motsvarar ungefär massan hos en proton eller neutron.

DOC: Löst organiskt kol. Totalt organiskt kol efter filtrering för att avskilja partikulärt organiskt kol.

E. coli: *Escherichia coli*. Tarmbakterier. Patogena.

EDX: Energy Dispersive X-Ray. En metod att mäta förekomst av ämnen i det yttersta ytlagret på en yta. EDX tillämpas vid elektronmikroskopi.

Efterväxt: Tillväxt av bakterier på ytor och i vattenfas i distributionsnätets vattenledningar.

Fekala streptokocker: Tarmbakterier av formen streptokocker.

φX174: En bakteriofag, 26–32 nm i diameter. Isoelektrisk punkt 6,6.

Flux: Vid membranfiltrering permeatflödet dividerat med membranytan. Kan t.ex. anges som l/m²/h.

Flödescytometri: En metod att räkna partiklar i vatten. Kan mäta såväl fluorescerande som icke-fluorescerande partiklar med hög känslighet och även mäta partiklarnas storlek.

GAC: Granulerat aktivt kol. Ett adsorptivt filtermaterial.

Geosmin: trans-1-10-dimethyl-trans-9-decalol. Orsakar unken lukt vid låga halter. Geosmin produceras av cyanobakterier och actinomyceter.

Isoelektrisk punkt (pI): det pH vid vilket en partikel är oladdad.

KIWA: Holländskt vatteninstitut.

Koncentrat: Det koncentrerade vatten som inte passerar genom membranet vid membranfiltrering. Samma som Rejekt.

Konfokalmikroskopi: Mikroskopi där man med en laser kan tränga igenom ett prov och skapa tredimensionella bilder.

Korrelationsfaktor (R): Visar i vilken grad två parametrar samvarierar. Om $R = 1$ är korrelationen fullständig, om $R = 0$ råder ingen korrelation.

LC-OCD: Liquid Chromatography with Organic Carbon Detection. En metod att mäta löst organiskt material fraktionerat efter molekylstorlek och laddning.

Leca: Expanderad lera. Krossat leca används som ett icke adsorptivt filtermaterial.

MIB: 2-Methylisoborneol. Orsakar unken lukt vid låga halter. MIB produceras av cyanobakterier och actinomyceter.

MIT: Membrane Integrity Test. Ett test för att undersöka huruvida membranerna är intakta.

MS-2: En bakteriofag, 27 nm i diameter. Isoelektrisk punkt 3,9.

NaOH: lut.

NOM: Natural Organic Matter. Naturligt Organiskt Material, det organiska material som förekommer naturligt i vatten.

Parasiter: Med parasiter menas i rapporten sjukdomsalstrande protozoer, i huvudsak *Giardia* och *Cryptosporidium*.

Permeat: Renvatten från membranfiltrering.

pI: se isoelektrisk punkt.

Rejekt: Det koncentrerade vatten som inte passerar genom membranet vid membranfiltrering. Kallas också Koncentrat.

SDS: Sodium Dodecyl Sulphate. Natriumdodecylsulfat. En tensid.

Spikningar: Försök där olika ämnen eller partiklar har tillsatts för att kunna följa avskiljning och dynamik för en process.

Standardavvikelse: Mått på medelvärkets variation. Anges matematiskt som:

$$SD = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}$$

N = antalet observationer

x_i = värdet för varje observation

$\bar{x}$ = medelvärdet av alla observationer

TMP: Trans Membrane Pressure. Trycket över ett membran vid membranfiltrering.

TOC: Total Organiskt Carbon. Den totala halten organiskt material i ett prov.

UV₂₅₄-extinktion: Absorptionen av UV-ljus vid 254 nm våglängd. Aromatiska funktionella grupper absorberar ljus vid 254 nm. Metoden är ett mått på vattnets halt av humusämnen som är rika på aromatiska grupper.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se