

Långsamfilters reningspotential

Essie Andersson



4

Utgiven av VAV AB

**VA-FORSK
RAPPORT
1998 • 04**

 **VA-FORSK**

VAV

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 frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning 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 utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1996-1998 har kommittén följande sammansättning:

Hans Mattsson, ordförande	Södertälje
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
Driftchef Sture Bergström	Gatukontoret, Skellefteå
Enhetschef Bengt Göran Hellström	Stockholm Vatten AB
Kommunalråd Nina Jarlbäck	Eskilstuna
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Ledamot i KS o KF Håkan Mattsson	Ystad
Ledamot i KS Åsa Möller	Sundsvall
VA-chef Bengt L Persson	VA-verket Malmö
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet
VD Håkan Westerlund	VAV
Forskningschef Jan Falk, sekreterare	VAV

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åbe-
ropas såsom representerande VAVs ståndpunkt.

VA-FORSK
VAV AB
101 53 STOCKHOLM
Tel: 08-677 25 70
Fax: 08-677 25 75

Servicebolag till Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen

Långsamfilters reningspotential

Essie Andersson

**VA-FORSK
RAPPORT
1998 • 04**

Utgiven av VAV AB

 **VA-FORSK**

VAV

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Långsamfilters reningspotential
Title of the report:	Removal of NOM in slow sand filters – An investigation of Swedish water-works
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:	1998-04
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-00-6
Författare:	Essie Andersson, VA Ingenjörerna AB
Utgivare:	VAV AB
VA-FORSK projekt nr:	95-128
Projektets namn:	Långsamfilters reningspotential
Projektets finansiering:	VA-FORSK
Rapporten beställs från:	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tel 08-457 11 00
Rapportens omfattning Sidantal:	136
Format:	A4
Upplaga:	1100
Sökord:	Dricksvattenkvalitet, långsamfiltrering, filtreringshastighet, totalt organiskt kol, assimilerbart organiskt kol, ATP-mätningar, temperatur, närsalter
Keywords:	Drinking water quality, slow sand filtration, filtration rate, TOC, AOC, ATP, temperature, nutrients
Sammandrag:	Rapporten beskriver hur reningsresultaten från 35 vattenverk med långsamfilter har sammanställts utifrån 1995 års analys- och driftdata. Produktionen av vatten mätt per kvadratmeter filteryta var i stort sett oförändrad oavsett om långsamfiltren föregicks av förbehandling eller ej. Däremot ökade den vid högre filtreringshastighet, men gav sämre TOC-reduktion i två fall, oförändrad i två och bättre i ett fall. AOC och ATP har också analyserats vid olika belastning. Dessutom har inverkan av alkalinitet och tillsats av fosfor studerats. Undersökningarna har gjorts på filter i drift vid olika vattenverk som har olika råvatten.
Abstract:	The report describes how the investigation of 35 slow sand filter plants showed that the water production expressed in cubic meter per square meter was equal for all slow sand filters with or without pre-treatment and increased with directives concerning CODMn and colour. To describe the influence of filtration rate, TOC, AOC and ATP have been analysed in some plants with different raw waters, temperature, etc. Alkalinity and addition of phosphorus were also studied.
Målgrupper:	Dricksvattenproducenter Forskare Konsulter Tillsynsmyndigheter
Utgivningsår:	1998
Pris 1998:	150 kr, exkl moms

SAMMANFATTNING

På senare tid har det blivit alltmer intressant att avlägsna naturligt organiskt material, NOM, från dricksvatten i biologiska processer istället för med kemiska metoder. I både Europa och USA satsas mycket forskning på att öka kunskanget om biologiska processer i långsamfilter. Genom att avlägsna organiskt material från dricksvatten kan behovet av desinfektionsmedel (klor) också minska.

Den forskning och utveckling som sker i USA och Europa är inte direkt applicerbar i Norden på grund av att vi har en annan vattenkvalitet i våra ytvatten. Dessa är ofta humusrika, näringsfattiga och kalla. Kemiska och biologiska analysmetoder har utvecklats för att öka förståelsen av de biologiska processer som äger rum i långsamfilter. De nya analysmetoder som framtagits är användbara även på våra vatten.

Undersökning av 35 långsamfilter, som gjorts genom enkät, visar att:

- ♦ den producerade vattenmängden per kvadratmeter filteryta mellan skumningarna är lika lång för långsamfilter som föregås av t ex kemisk fällning som för de utan förbehandling.
- ♦ filter med lägre belastning ger väsentligt mindre produktion mellan skumningarna, dvs har kortare filterperiod mätt i m^3/m^2 , än de som belastas högre.
- ♦ en låg turbiditet och hög turbiditetsreduktion erhålls vid långsamfiltrering men färgvärdet påverkas måttligt.
- ♦ den kemiska syreförbrukningen COD_{Mn} reduceras i genomsnitt med 20 %.
- ♦ några filter inte klarar SLV FS 1993:35:s krav beträffande COD_{Mn} och färgvärde.

Reduktion av TOC och AOC samt ATP-innehåll i filtersanden mättes i 20 långsamfilter vid 11 anläggningar från augusti till januari. 16 av dessa var fullskalefilter i drift och 4 var pilotfilter. Anläggningarna har alla olika råvatten med olika temperatur beroende på intagsdjup. Några av långsamfiltren har olika typer av förbehandling såsom kemisk fällning och snabbfiltrering.

I fem anläggningar har två filtreringshastigheter undersökts, i ett har tillsats av alkali gjorts och till två filter har fosfor doserats.

Vissa gemensamma observationer har gjorts:

- ♦ hög vattentemperatur gav bättre reduktion av TOC, totalt organiskt kol, i filter som har årstidsvarierad temperatur.
- ♦ TOC-reduktionen ökade i ett filter, minskade i två och påverkades ej i två filter vid ökad belastning.
- ♦ ökad belastning gav ökad biologisk aktivitet, mätt som ATP i filtrets översta 6 cm.
- ♦ den biologiska aktiviteten mätt som ATP påverkades inte av skumningen.
- ♦ flertalet filter hade den lägsta biologiska aktiviteten i november, men sämsta TOC-reduktionen i januari, vilket var kallaste provtagningstillfället i denna undersökning.
- ♦ AOC-reduktionen var lägre i filter med kemisk förbehandling än utan.

Dessutom gjordes en del intressanta iakttagelser såsom:

- det kan finnas temperaturer, då TOC-reducerande bakterier är mindre aktiva.
- det kan finnas en optimal belastning för varje filter, som beror på temperatur, föroreningsmängd och typ av organiskt kol.
- det kan efter kemisk fällning finnas brist på näringsämnen/spårämnen för mikrobiologisk nedbrytning av organiskt material men också hämmande ämnen.
- alg tillväxt och nedbrytning av alger kan spela en viktig roll i de biologiska processerna i långsamfilter.

SUMMARY

At present there is an increasing interest in the reduction of natural organic matter, NOM, from drinking water by biological processes instead of chemical processes. In Europe as well as in the US a lot of research is done to increase the knowledge of biological processes in slow sand filters. Removal of organic matter in drinking water treatment may lead to a reduction of the demand of disinfection chemicals (chlorine). In the Nordic countries the raw waters are characterized by low temperature, oligotrophic quality and they are rich in humic acids, which means that research done in Central Europe may not be applicable to these waters.

Chemical and biological analytical methods have been developed to study the efficiency of biological processes going on in slow sand filters. In this study TOC, AOC and ATP have been used to describe the slow sand filter performance in Sweden

The investigation of 35 slow sand filter plants showed:

- ◆ the production of water per filter period expressed in cubic meter per square meter is as long for slow sand filters preceded by chemical flocculation as for those without pretreatment.
- ◆ slow sand filters with lower filtration rate are producing less water expressed in cubic meter per square meter compared to those with higher filtration rate.
- ◆ a low turbidity and high reduction of turbidity was achieved in the filters but the colour reduction was low.
- ◆ the chemical oxygen demand, COD_{Mn} was reduced in average 20 %.
- ◆ some filters could not meet the Swedish water directives (SLV FS 1993:35) concerning COD_{Mn} and colour.

At 11 of the 35 slow sand filter plants the reduction of TOC and AOC and the ATP-content in the sand have been measured in 20 filters from August to January. 16 of these filters were fullscale filters and 4 were pilot filters. The plants have all different raw water quality. Pretreatment - rapid filtration and chemical flocculation - is used at some plants.

Different filtration rates have been investigated at five plants, addition of alkali at one and addition of phosphorous as a nutrient to two filters in one plant.

Some common observations can be mentioned:

- high temperature gave higher TOC-reduction in filters with annually varying temperature.
- the TOC-reduction increased with higher filtration rate in one filter, decreased in two and was unchanged in two filters.
- higher filtration rate gave higher ATP- content in the top 6 cm of the sand bed.
- the biological activity, ATP, was not influenced by filter cleaning.
- most filters had the lowest biological activity in November, but the lowest TOC-reduction in January, which was the coldest period.
- the AOC-reduction was lower in filters preceded by chemical flocculation.

Some additional observations:

- there may be a minimal TOC-reduction at a temperature just below 10 °C.
- there may be an optimal filtration rate for each filter depending on temperature and organic load as well as composition of organic carbon.
- there may be lack of nutrients and also toxic components in filters affecting the microbiological degradation of NOM.
- there may be growth and decomposition of algae playing an important role in the biological processes in slow sand filtration.

FÖRORD

Med stöd från VA-FORSK, med inspiration från undersökningar utomlands och med ett genuint intresse från dem som ansvarar för drift av våra långsamfilter, har renings-potentialen i våra svenska långsamfilter studerats.

Från 35 st långsamfilter, vilket är c:a 60 % av våra långsamfilteranläggningar, har analys- och driftdata insamlats i enkätform. 11 vattenanläggningar har därefter fortsatt att studera sina långsamfilter med hjälp av

- ATP (adenosintrifosfat) - halt i sanden - ett mått på biologisk aktivitet
- AOC (assimilerbart organiskt kol) - ett mått på vattnets förmåga att ge efterväxt/ biofilm i distributionsnätet.
- TOC (totalt organiskt kol) - ett mått jämförbart med COD_{Mn}, som bl a påverkar klorförbrukning och bildning av klororganiska ämnen, men som också kan ge biofilm i ledningsnätet.
- driftvariationer såsom belastningsförändringar, alkalisering och närsalttillsats.

Ett stort tack riktas till nedanstående, som gjort denna studie möjlig och som aktivt bidragit med provtagning, analyser och värdefulla synpunkter:

Arboga kommun
Hagfors kommun
Laxå kommun
Tekniska verken i Linköping AB
Sydvatten AB
Tranås kommun

Arvika kommun
Kinda kommun
Leksands kommun
Motala kommun
Stockholm Vatten AB

och till dem som bidragit med information till enkätundersökningen, vilka finns omnämnda i bilaga 1.

Projektet har utförts i VA-Ingenjörernas regi med en referensgrupp bestående av:

Ulf Eriksson, Stockholm Vatten

Gullvy Hedenberg, VAV

Anders Tjeder, Norrköpings kommun

samt en projektgrupp av VA-Ingenjörerna Östen Andersson, Torsten Hedberg och Lennart Martinell.

För värdefull hjälp och givande diskussioner tackas Thor-Axel Stenström och Jonas Långmark, Smittskyddsinstitutet samt Rolf Hallberg, Stockholms universitet.

En enhetlig presentation har eftersträvat, varför endast utdrag ur Smittskyddsinstitutets rapport medtagits i bilaga 4.

Halmstad i jan 1998

Essie Andersson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

		Sida
Sammanfattning		
Summary		
Förord		
1	INTRODUKTION	1
2.	SITUATIONEN I SVERIGE	3
2.1	Allmänt	3
2.2	Olika beredningsprocesser och processkombinationer	3
2.3	Reningsresultat och drifterfarenheter	3
2.3.1	Filterhastighet	4
2.3.2	Skumning	4
2.3.3	Reduktion av kemisk syreförbrukning, COD _{Mn}	7
2.3.4	Reduktion av färg	8
2.3.5	Reduktion av turbiditet	9
2.3.6	Kommentarer till enkätundersökningen	9
3.	UTFÖRD UNDERSÖKNING	10
3.1	Allmänt	10
3.2	Vattenkvalitet	10
3.3	Sandens beskaffenhet	11
3.4	Försöksbetingelser	11
3.5	Säsongvariationer	12
4	RESULTAT	13
4.1	Allmänt	13
4.2	Nedbrytning av organiskt material, TOC reduktion	13
4.2.1	Temperatur	15
4.2.2	Syrehalt	16
4.2.3	Närsalter	17
4.2.4	pH	17
4.2.5	Korrelation mellan ATP innehåll i sanden och TOC-reduktion	17
4.2.6	Temperatureffekt eller hämmande faktorer	22
4.2.7	Skumning	23
4.3	Reduktion av assimilerbart organiskt kol, AOC	23
5.	DISKUSSION AV RESULTATET	25
5.1	Allmänt	25
5.2	Belastning	26
5.3	Nedbrytning av organiskt material	26
6.	SLUTSATSER	29
	LITTERATURREFERENSER	30
BILAGOR:		
	1. Enkättagare	31
	2. Enkätresultat i tabellform	32
	3. Undersökningsresultat i tabellform	34
	4. Smittskyddsinstitutets rapport om AOC- och ATPmätningar	35

APPENDIX	sid
1. ARBOGA	50
2. ARVIKA	51
3. HAGFORS	58
4. KINDA	64
5. LAXÅ	72
6. LEKSAND	79
7. LINKÖPING	85
8. MOTALA	90
9. STOCKHOLM VATTEN	97
10. SYDVATTEN	103
11. TRANÅS	110
	121

1. INTRODUKTION

Långsamfilter anses vara den första reningsprocess som möjliggjort förbättrad vattenkvalitet i både Europa och USA. Vattenverken i USA har genom åren visat en ovilja mot att använda mikroorganismer för produktion av dricksvatten även om den naturliga grundvattenbildningen och de reningsprocesser som sker i marklagen i stor utsträckning utgörs av mikrobiologiska och biologiska processer.

I seklets början rådde lite olika uppfattningar, även i Sverige, om vilka reningsprocesser som var betydelsefulla i ett långsamfilter. Detta kom till uttryck vid de diskussioner som uppenbarligen skedde mellan J Gust Richert och Salbach - en geolog som hävdade att "klarningsbassänger" måste anläggas före långsamfilter så att slampartiklar kunde sätta sig.

Trots att man använde långsamfilter redan på 1850-talet i England, dröjde det länge innan man hade en korrekt uppfattning om vilka faktorer som påverkade reningsprocessen. Richert hade tydligen en intuitiv uppfattning om att mikrobiologiska processer var betydelsefulla, men han kunde inte vetenskapligt påvisa detta. Han hade behövt ta mikroskopet till sin hjälp. Därför fick Richert i Göteborg ge sig till tåls och bereda plats för klarningsbassänger såsom Salbach angivit. Men några år senare hade Richerts kunskap ökat och han kunde då hävda att "klarningen" egentligen motverkade syftet att skapa högsta vattenkvalitet. Genom bakteriologisk forskning och mätningar hade man upptäckt att bakterierna - vilka man hittills med skräcken som drivkraft försökt utplåna på alla sätt - kunde vara människans bästa vän såväl som fiende. Slutsatsen blev att det inte är sanden som renar vattnet utan det är slammet på sandkornets yta som utför reningen.

"Filtrering är" skriver Richert, "... en process som förädlar vattnet"... "Filtret bör rensas så sällan som möjligt", och det "bör arbeta jämnt och långsamt".

Under tiden som gått har mycket vatten runnit och föroreningsbelastningen på vattendragen har successivt ökat och enbart långsamfiltrering av ett råvatten har i många fall inte varit tillräcklig för att nå önskade kvalitetsmål. Långsamfilter har därför kompletterats med olika förbehandlingssteg och har på så vis kommit att bli ett sista steg vid många vattenverk - för lukt- och smakförbättring i första hand.

Det är först under de senaste tio åren som tekniken fått en renässans speciellt för att lösa vattenfrågan för i första hand små samhällen, men den synes också vara en nyckelprocess för många större städer, när nu lätt automatiserbara och effektiva processer såsom användning av oxidations-

och desinficeringsprocesser kritiseras kraftigt på grund av de hälsofarliga biprodukter som bildas.

Men även det traditionella arealskrävande långsamfiltret står inför en utvecklingsfas.

Sedan 1960-talet har man konstaterat att biologiska processer även sker i snabbfilter och aktiva kolfilter. Detta har blivit särskilt tydligt när förklaringsfilosofin ändrats och i det närmaste övergivits och/eller ersatts med förozonering - en process som både desinficerar och stimulerar biologiska processer. Utvecklingen av biologiskt aktiva kolfilter är exempel på en utvecklingslinje som kom från Tyskland på 1980-talet.

Men fortfarande är biologiska processer placerade i slutet av en processkedja, som kan innehålla biologiskt stimulerande processer i början såväl som sådana som försvårar uppkomsten eller effektiviteten av de biologiska processerna.

En annan synpunkt på inplacering av biologiska processer som ett sista steg är att från alla biologiska system kommer mikroorganismer att kunna "smita" och nå distributionsnätet och där ge upphov till okontrollerade processer.

Egentligen behöver man en barriär mot mikroorganismer - inte för att de är patogena - utan för att de helt enkelt bör begränsas i dricksvattennätet. Konsekvensen kan bli att det mikrobiologiska steget i en reningsprocess bör vara det inledande steget och vattnet därefter justeras med kemiska eller fysikaliska metoder.

I många fall har man problem när till exempel ett konventionellt långsamfilter arbetar direkt på råvattensidan. Filtret sätts igen av partiklar eller alger och reningsprocessen blir så betungande att man tvekar inför användningen av filtret eller bygger förbehandlingssteg - så har man då fastnat i dilemmat mellan ineffektiv vattenrening eller inget vatten alls.

En ökad användning av biologiska metoder kräver en samordnad studie där hög reningspotential och en kvalitetmässigt kontrollerbar produktion eftersträvas.

Den utvecklingsfilosofin är nu skönjbar, men mycket utvecklingsarbete återstår innan man funnit praktiskt användbara system.

2. SITUATIONEN I SVERIGE

2.1 Allmänt

I Sverige finns för närvarande ett 60-tal långsamfilteranläggningar i c:a 50 kommuner. 25 % av totalt producerat dricksvatten är långsamfiltrerat. 85 % av detta har enligt VAV:s statistik renats genom kemisk fällning före långsamfiltreringen. Det är framför allt de stora produktionsenheterna som har denna beredningsprocess. Mer än hälften av antalet verk med långsamfilter har långsamfiltrering som enda reningssteg.

I enkätform har information hämtats om våra svenska långsamfilter. Nedanstående uppgifter bygger på enkätsvar från 35 långsamfilteranläggningar, som finns från Skåne i söder till Jämtland och Väster-norrland i norr. Bilaga 1.

2.2 Olika beredningsprocesser och processkombinationer

Denna studie avser att belysa nedbrytning av organiskt material i långsamfilter. Följande beredningsprocesser och processkombinationer ingick i enkätsvaren:

Tabell 1: Olika processer före långsamfiltreringen

<u>Processförkortning</u>	<u>Process före långsamfilter</u>	<u>Antal verk</u>
DSF + LF	Kemisk fällning i Dynasandfilter	4
KF + LF	Kemisk fällning	7
KFF + LF	Kemisk fällning, kontaktfilter	2
Ozon + LF	Ozon	1
SF (kol)+ LF	Snabbfiltrering med kol	1
MS + SF +LF	Mikrosilning, snabbfiltrering	1
SF + LF	Snabbfiltrering	5
MS +LF	Mikrosilning	2
LF	Ingen d v s enbart långsamfiltrering	12

2.3 Reningsresultat och drifterfarenheter

I tabell, bilaga 2, sid 1 och 2, som bygger på enkätsvaren, visas

- ♦ vilken genomsnittlig belastning som långsamfiltren har.
- ♦ antal skumningar per år.
- ♦ filtrerad mängd vatten mellan skumningarna.
- ♦ utgående dricksvattens och råvattens kvalitet, rapporterat som max och min-värden, vad gäller färgtal, turbiditet och kemisk syreförbrukning, COD_{Mn} .
- ♦ reduktion av kemisk syreförbrukning, COD_{Mn} .

2.3.1 Filterhastighet

Belastningen över samtliga filter, som ingår i enkäten, varierade mellan 0,06 - 0,35 m/h vid förbehandling och mellan 0,07 - 0,22 m/h över långsamfiltren, som saknade förbehandling.

2.3.2 Skumning

Flertalet filter skummas två gånger per år. Några skummas 3 - 5 gånger årligen och två av de 35 filteranläggningarna skummas 13 - 15 gånger per år. En anläggning kräver endast en skumning per år. Se bilaga 2, sid 1.

Många av skumningarna utförs dock inte på grund av försämrad reningseffekt, då filtren har blivit igensatta eller vid ett visst tryckfall, utan ingår i en schemalagd rutin, som bygger på lång erfarenhet.

Vattenproduktionen i m^3/m^2 mellan skumningarna, d v s under en filterperiod, vid olika belastning visar, att filter som belastas högre, ger större produktion under en filterperiod. Eftersom den kemiska vattenkvaliteten vad avser nedbrytning av organiskt kol ej nämnvärt påverkas, borde filtren kunna dimensioneras för högre belastning. Denna iakttagelse måste emellertid verifieras med bakteriologiska kontroller, eftersom långsamfiltrering är en viktig mikrobiologisk barriär.

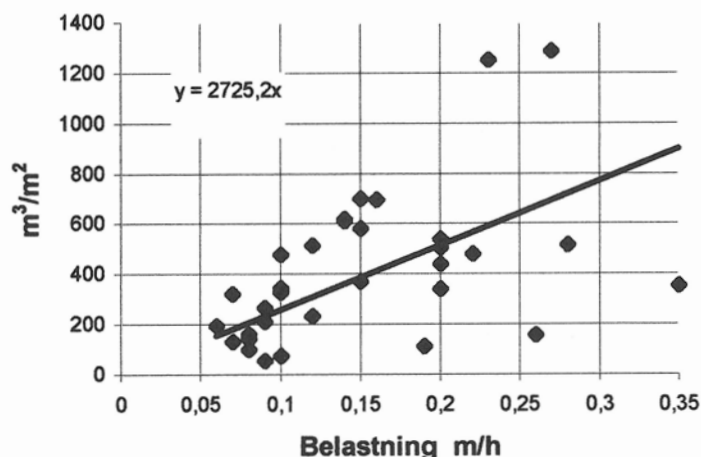


Fig 1 Produktion per filterperiod uttryckt i m^3/m^2 för alla filter.

En förklaring till den ökade specifika produktionen vid ökad belastning kan vara att det biologiskt aktiva djupet i filtret ökar vid högre belastning. D v s det organiska materialet fastnar längre ner i filtret vid högre hastighet medan det vid låg hastighet endast blir ett ytligt lager av organiskt material, där mikroorganismerna ger upphov till en annan uppbyggnad, som ökar tryckförlusten över filtret, varvid skumning blir nödvändig.

En annan förklaring är att ökad belastning medför ökad näringstillförsel, vilket positivt kan påverka de biologiska processerna genom större artrikedom, som medför att filtrets yta blir mera genomsläppligt av t ex mygglarver.

När vattenproduktionen uttryckt i m^3/m^2 vatten som passerar filtret mellan skumningarna avsätts mot belastningen för olika beredningar, finner man att långsamfilter, som har kemisk fällning som förbehandling, måste skummas lika ofta som filter utan förbehandling. Se Fig 2-6.

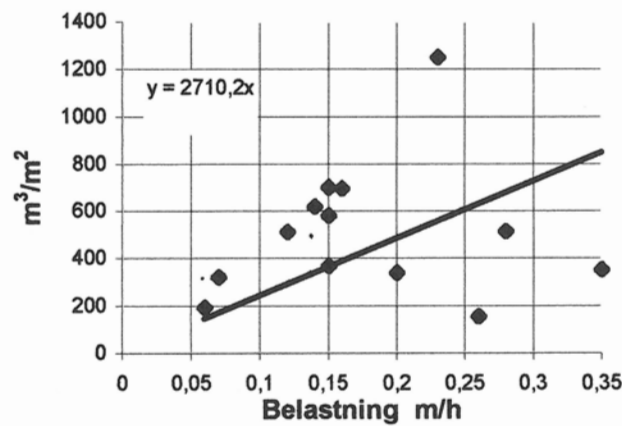


Fig 2. Produktion per filterperiod uttryckt i m^3/m^2 för alla filter med olika typ av kemisk fällning före.

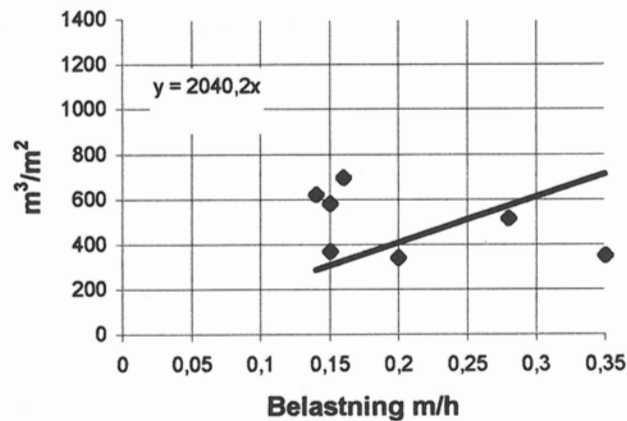


Fig 3. Produktion per filterperiod uttryckt i m^3/m^2 för filter med konventionell kemisk fällning före.

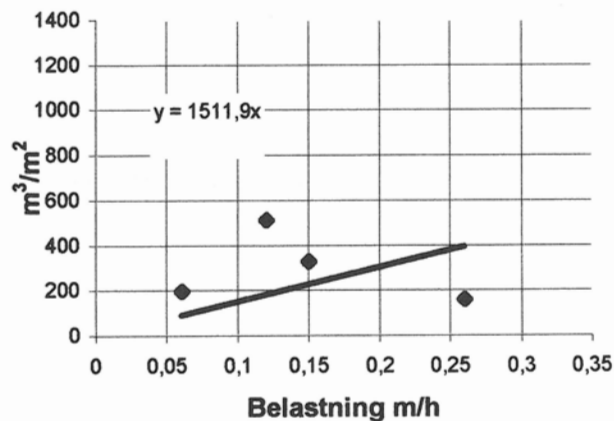


Fig 4. Produktion per filterperiod uttryckt i m^3/m^2 för filter med kemisk fällning i Dynasandfilter före.

Efter kemisk fällning har långsamfiltren rent visuellt ett annat ytskikt än de utan förbehandling.

Att långsamfilter efter kemisk fällning inte ger högre vattenproduktion per filterperiod än filter utan förbehandling kan t ex bero på:

- ♦ att restflock blockerar filtret
- ♦ att annat organiskt eller oorganiskt material belastar filtret
- ♦ att andra mikroorganismer trivs i ytskiktet, som sannolikt har en annan sammansättning av biologiskt och mikrobiologiskt närande och hämmande substanser.
- ♦ att mikroorganismerna i ytskiktet har en annan uppbyggnad.

Det framgår också av Fig 2-6 från lutningen på linjen eller k-värdet i ekvationen för linjen, som anges i diagrammen att långsamfilter efter Dynasand-filter ger den lägsta vattenproduktionen per filterperiod vid en viss belastning. Denna iakttagelse bygger på endast 4 anläggningar och kan därför vara mycket osäker.

Två verk kan filtrera mer än $1200 \text{ m}^3/\text{m}^2$ under en filterperiod. Det ena har kontaktfilter och kemisk fällning och det andra har kemisk fällning och kolsnabbfilter. Se bilaga 2, sid 1.

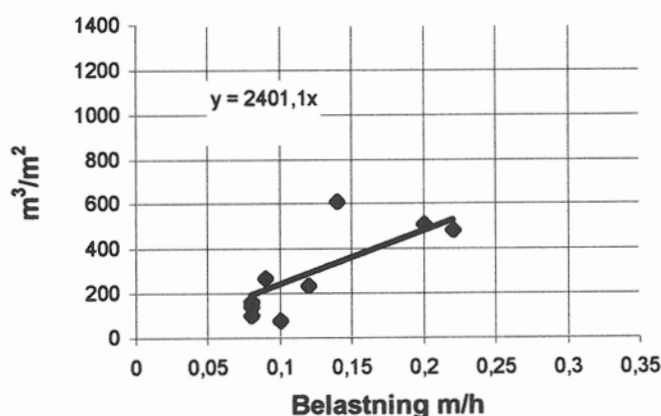


Fig 5. Produktion per filterperiod uttryckt i m^3/m^2 för enbart långsamfilter utan förbehandling.

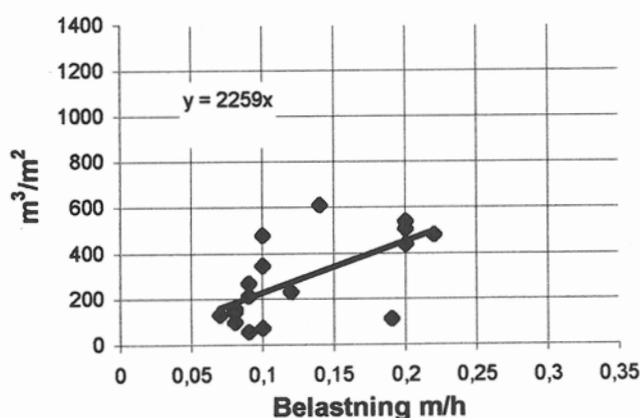


Fig 6. Produktion per filterperiod uttryckt i m^3/m^2 för långsamfilter med och utan snabbfilter före.

Syftet med förbehandling har bl a varit att minska behovet av skumning. I denna enkät framgår således att detta inte generellt uppnåtts. För att säkerställa denna slutsats vore det intressant att mäta tryckförlust-utvecklingen över filter i anläggningar med varierande drifttid per dygn

2.3.3 Reduktion av kemisk syreförbrukning, COD_{Mn}

Vid vattenverken tas vanligtvis prov på råvatten och utgående färdigberett dricksvatten. Vid några verk med kemisk fällning tas regelbundet prov på vattenkvaliteten efter fällningssteget, d v s före långsamfiltren.

Provtagning efter långsamfilter sker vanligen på utgående dricksvatten, vilket betyder att eventuella desinfektionskemikalier såsom klor finns tillsatta till vattnet. Klor är, liksom kaliumpermanganat och ozon, oxidationsmedel, som stör analysen av kemisk syreförbrukning, COD_{Mn}.

På grund av att en hel del av COD_{Mn}-värdena på utgående vatten i enkätsvaren kan vara påverkade av desinfektionsmedel, kan de resultat som här rapporteras som COD_{Mn}-reduktion, vara något missvisande. Klorering är en oxidation, som minskar COD_{Mn}-halten. Dessutom analyseras COD_{Mn} ofta ej med precision (d v s utan decimal).

Att beräkna reduktion på max- och min- värden ger inte alltid korrekt information om reduktion över processen eller processteget.

Den genomsnittliga reduktionen av COD_{Mn} över alla verken med olika beredningssteg låg på 40 % oavsett om man räknar på max eller min-värdena. En hel del av de komponenter som ger vattnet kemisk syreförbrukning (organiska ämnen och reducerade salter) avlägsnas ur vattnet vid kemisk fällning och i kontaktfilter. Vid några av dessa verk erhöles upp till 80 % reduktion för den totala processen.

I snitt reducerades COD_{Mn} c:a 20 % över långsamfiltren beräknat på de filter där analyser tagits omedelbart före långsamfiltren. Reduktionen är egentligen något lägre, eftersom prov tagna efter långsamfiltren inkluderar desinficering. I figurerna nedan har COD_{Mn}-reduktionen i % avsatts mot belastningen i m/h. COD_{Mn} är vanligen i luftade vatten ett mått på vattnets innehåll av organiskt material..

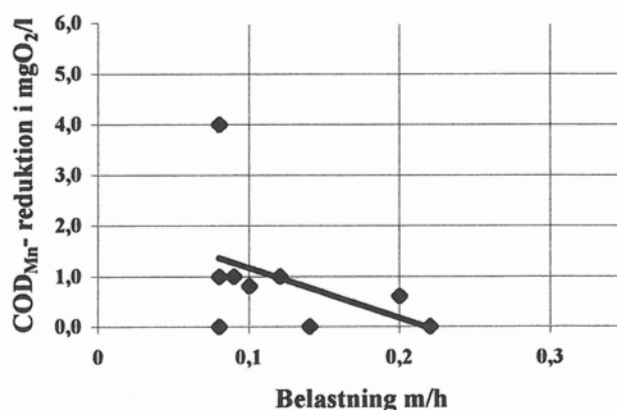


Fig 7. COD_{Mn}-reduktion räknad på minimivärdena vid olika belastning. Enbart långsamfiltrering.

Minimivärdena i diagrammet Fig 7. antyder att COD_{Mn}-reduktionen blir sämre då belastningen ökar. Motsvarande kan ej påvisas för

maximivärdena Maximivärdenas COD_{Mn}-reduktion avsatt mot belastningen visar att reduktionen ökar något vid högre belastning. Fig 8.

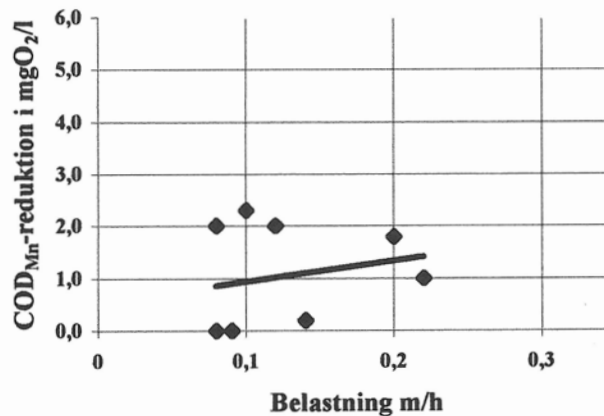


Fig 8. COD_{Mn}-reduktion vid olika belastning räknat på maximivärdena. Enbart långsamfiltrering.

En hypotes, som förklarar att maximi- och minimivärdena skiljer sig åt, kan vara att det organiska innehållet i vattnet vid minimala COD_{Mn}-halter är otillräckligt för en optimal biomassa och att detta resulterar i släpp av biomassa, som ökar vid ökad belastning.

Vid maximivärdena är biomassan i tillväxtfas, vilket resulterar i större förmåga att bygga upp biofilm, som kan metabolisera det organiska materialet. Med större biomassa erhålls en stabilare process.

Gränsvärde för COD_{Mn} enligt SLV FS 1993:35 på 4,0 mg/l O₂ överskreds vid några verk.

2.3.4 Reduktion av färg

Färgmätningen är en grov mätmetod och därför svår att statistiskt utvärdera.

De verk som har kemisk fällning hade bäst färgreduktion, men hade också råvatten med högre färgvärden. Vid färgvärden <5 har beräkningarna gjorts på värdet 4. Räknat på min-värdena var färgreduktionen 15-20% över snabb- och långsamfiltren medan max-värdena gav 30-35% reduktion. Enbart långsamfiltrering gav 14% på minimivärden och 29% på maximivärden. Över några av långsamfiltren skedde ingen färgreduktion.

Gränsvärde för färgtal enligt SLV FS 1993:35 på 15 mg /l Pt överskreds vid några verk.

2.3.5 Reduktion av turbiditet

En väsentlig reduktion av turbiditeten erhöles över långsamfiltren. Några verk rapporterade <0,1 FNU som maximivärde, d v s hade under året ej vid något provtagningstillfälle haft mätbar turbiditet i utgående dricksvatten. Utgående vatten från flertalet långsamfilter höll en turbiditet av 0,1- 0,3 FNU.

Gränsvärde enligt SLV FS 1993 :35 på 0,5 FNU överskreds bara i något enstaka fall.

Turbiditet är en mycket viktig parameter att kontrollera vid filtrering. P g a att dricksvattnet ut från flertalet filteranläggningar hade låg turbiditet, valde vi bort denna parameter i vår fortsatta undersökning.

2.3.6 Kommentarer till enkätundersökningen

Enkätundersökningen utfördes för att ge underlag till en utförligare studie av långsamfilters reningspotential.

I litteraturen finns rapporter om att det finns ett samband mellan god rening av COD_{Mn} och låg ybelastning. (Sundlöf et al 1992). Andra (Moll et al 1996) har dock visat att filterhastigheten inom vissa gränser ej påverkar reduktion av BDOC, bionedbrytbart organiskt kol. Vidare har Rachwal et al (1996) konstaterat att högre filterhastighet ger längre gångtid mellan skumning av filtren, vilket rapporterad enkät också visar.

Endast 7 av 15 verk med avancerad förbehandling av typ kemisk fällning eller ozonisering följer regelbundet upp sina delsteg i beredningsprocessen. Detta innebär att man på en hel del vattenverk saknar kunskap om vad de olika processtegen betyder för vattenkvaliteten och incitament till att optimera driften både vad gäller skötsel och kemikalieförbrukning.

Av enkäten framgår vidare att det fanns vattenverk som under 1995 ej vid något provtagningstillfälle hade godkänt vatten.

Syftet med förbehandling före långsamfiltrering har bl a varit att minska behovet av skumning. I denna enkät framgår att detta inte generellt uppnåtts.

3. UTFÖRD UNDERSÖKNING

3.1 Allmänt

Samtliga kommuner och större vattendistributörer tillfrågades om intresse att medverka i en studie av långsamfilters reningspotential, vilket resulterade i nedanstående deltagare:

Tabell 2: Deltagande kommuner

<i>Arboga kommun</i>	<i>Tekniska verken i Linköping AB</i>
<i>Arvika kommun</i>	<i>Motala kommun</i>
<i>Hagfors kommun</i>	<i>Stockholm Vatten AB</i>
<i>Kinda kommun</i>	<i>Sydvatten AB</i>
<i>Laxå kommun</i>	<i>Tranås kommun</i>
<i>Leksands kommun</i>	

Hos varje deltagare har ett, två eller tre filter valts ut för studium av vattenkvalitet och noggrannare analyser beträffande det översta sandskiktets beskaffenhet (0-6 cm).

Fyra av verken har studerat ett utvalt filter.

Ett verk har analyserat två filter, där filtren får samma råvatten, men har olika ålder - ett är relativt nyanlagt och ett är äldre.

Sex av verken har testat olika belastning på filtren. Ett av dessa har dessutom prövat att föralkalinisera vattnet till ett filter.

Ett verk har tillsatt fosfor i två olika koncentrationer före filtren.

I två fall har pilotfilter använts. Övriga studier har utförts på filter i drift, vilka har olika förbehandling, olika vattenkvalitet, olika utformning etc. En redogörelse av detta finns under avsnittet 4.2, som behandlar nedbrytning av organiskt kol.

3.2 Vattenkvalitet

Långsamfiltrens reningsfunktion vid olika klimat och temperatur har studerats från och med augusti-96 till och med januari -97. Under denna period har fem prover tagits före och efter vardera filter. Vattenproverna har analyserats enligt gällande svensk eller europeisk standard med avseende på:

Tabell 3: Analyser av vattnet

<i>temperatur</i>		
<i>pH</i>	<i>syrehalt</i>	<i>AOC, assimilerbart organiskt kol</i>
<i>alkalinitet</i>	<i>fosfathalt</i>	<i>TOC, totalt organiskt kol</i>
<i>färgtal</i>	<i>totalfosfor</i>	<i>COD_{Mn}, kemisk syreförbrukning</i>

Analys av vattenkvaliteten har utförts av de laboratorier som vattenverken normalt anlitar. Endast för analys av assimilerbart organiskt kol, AOC har Smittskyddsinstitutets vattensektion, SMI, utfört samtliga prover. Provtagning har skötts av vattenverkspersonal.

3.3 Sandens beskaffenhet

Vid varje provtagning av vattnet har också prov på långsamfiltrets översta sandskikt tagits. Vi har valt att provta de översta 6 cm, eftersom Seger och Rothman 1995 visat att den biologiska aktiviteten, mätt som adenosintrifosfat, ATP, var högst i detta skikt och gav korrelation med TOC-reduktionen över filtret.

Analys av ATP, som är ett mått på den biologiska aktiviteten, har utförts av Smittskyddsinstitutets vattensektion, SMI.

Uttag av sandprover har skett på olika sätt vid olika anläggningar. Några har tappat ner filtren före provtagning medan andra använt olika redskap för att få upp 0-6 cm sand utan avtappning. Provtagningen inom en anläggning har skett på samma sätt vid alla provtagningstillfällena.

Tabell 4: Analys av sand

ATP, adenosintrifosfat, ng/g TS i sandens översta 6 cm

3.4 Försöksbetingelser

Vid 5 vattenverk har belastningens inverkan på reningsresultatet studerats genom att två filter har belastats olika. Vid 4 av dessa verk sker normaldriften vid den lägre belastningen och den högre belastningen har provats på försök. Vid ett verk, som har 0,2 m/h som normalbelastning, har vi studerat 0,1 och 0,3 m/h.

Tabell 5: Undersökta belastningsvariabler

<u>verk</u>	<u>belastning 1</u>	<u>belastning 2</u>	<u>dosering</u>	<u>anm</u>
1	0,06 m/h	0,10 m/h		
2	0,07 m/h	0,14 m/h		
3	0,10 m/h	0,20 m/h	alkali (0.10 m/h)	
4	0,10 m/h	0,30 m/h		
5	0,19 m/h	0,30 m/h		
6	0,10 m/h			
7	0,10 m/h			
8	0,11 m/h			
9	0,16 m/h		fosfor	0,01 och 0,2 mg P/l jfr 2 filter
10	0,17 m/h	0,17 m/h		
11	0,26 m/h			

Vid 4 vattenverk har reningsfunktionen studerats under normal drift. Vid ett av dessa har två filter studerats för att göra jämförelse mellan filtren.

Vid 9 verk har fullskaledrift studerats och vid två har det varit pilotskala.

Doseringen av alkali gav i genomsnitt en ökning av vattnets bikarbonathalt från 12 till 30 mg/l HCO_3 .

3.5 Säsongsvariationer

Långsamfiltrens reningsfunktion har studerats vid olika klimatförhållanden, vilket innebär att prover har tagits vid 5 tillfällen under augusti 96 - januari -97.

Vid verk med intag av ytligt råvatten låg temperaturen över långsamfiltren mellan 2 och 20 ° C och vid verk med djupaste intaget mellan 3 och 7 ° C. Råvatten från ytliga intag har varmaste vattnet på sommaren och kallaste på vintern. Något verk med djupt intag hade låg och jämn temperatur under sommar och höst. Januarivattnet var däremot kallare. Ett annat verk hade högsta temperaturen i oktober, sannolikt beroende på höstcirkulation.

4. RESULTAT

4.1 Allmänt

Information och resultat från varje anläggning har sammanställts i ett appendix, som bifogas denna rapport. Medelvärden av analysresultaten finns i bilaga 3.

Erhållna värden vad gäller analys av AOC, assimilerbart organiskt kol och ATP, adenosintrifosfatbestämning är statistiskt säkerställda. Övriga analyser har utförts av ackrediterade laboratorier, som använt standardmetoder. Vad gäller reduktion av TOC, totalt organiskt kol och COD_{Mn}, kemisk syreförbrukning, blir mätosäkerheten relativt hög p g a differensberäkning av låga halter. Denna undersökning har dock främst syftat till att kartlägga våra svenska långsamfilters reningspotential och att klargöra skillnader mellan olika förekommande filteranläggningar och filtreringsförhållanden.

Nedan följer generella aspekter och reflexioner från undersökning av långsamfilters reningsfunktion. Resultaten gäller från provtagning av samma filter vid olika tidpunkter.

4.2 Nedbrytning av organiskt material, TOC-reduktion

Nedbrytning av organiskt material i långsamfiltren har mätts som totalt organiskt kol före och efter filtret ifråga.

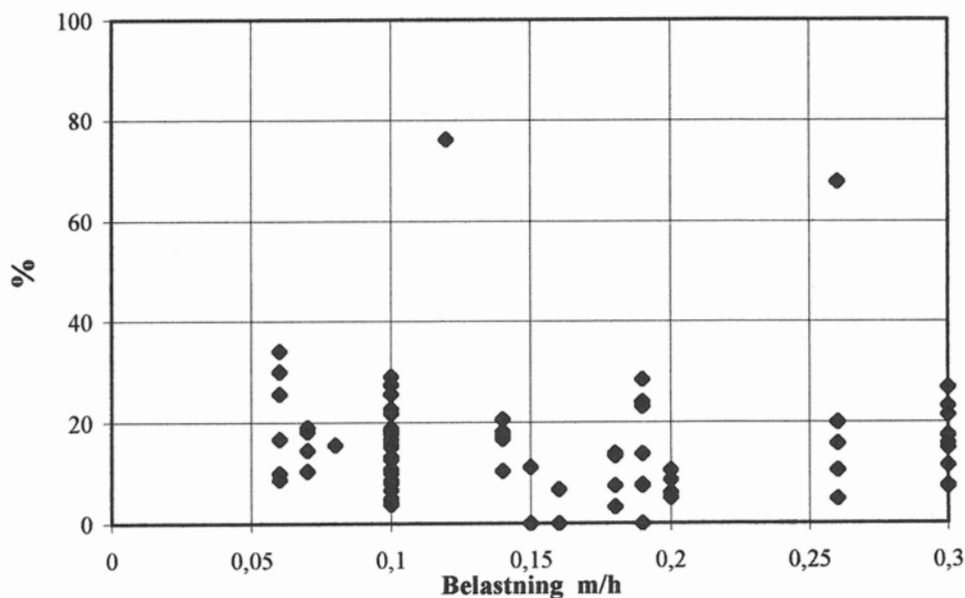


Fig 9. TOC-reduktionen i % vid olika belastning under perioden augusti 96 - januari 97.

Den procentuella TOC-reduktionen, som med två undantag, varierar från 0 upp till 34 %, var för flertalet filter högst i augusti och september och lägst i januari.

I Fig 9 finns två resultat som visar 60-80 % reduktion av TOC, beroende på mycket höga halter i inkommande vatten. Dessa tolkas i första hand som onormala värden, sannolikt analysfel. Inga andra parametrar visade förhöjda värden. Alternativt visar de höga reduktionerna att enstaka höga värden på inkommande vatten till ett filter tas omhand i filtret. Utförd undersökning kan dock ej verifiera detta, eftersom prov tagits som stickprov på inkommande och utgående vatten vid samma tidpunkt.

Vid ökad belastning över filtren blir TOC-reduktionen obetydligt lägre för flertalet filter.

Även två filter, med mycket låg syrehalt i vattnet efter filtren, hade bättre TOC-reduktion vid belastningen 0,1 m/h än vid 0,3 m/h trots att syrehalten i utgående vatten ökade från 0,4 till 0,7 mg/l O₂.

Filter med den högre belastningen, hade generellt högre syrehalt i utgående vatten.

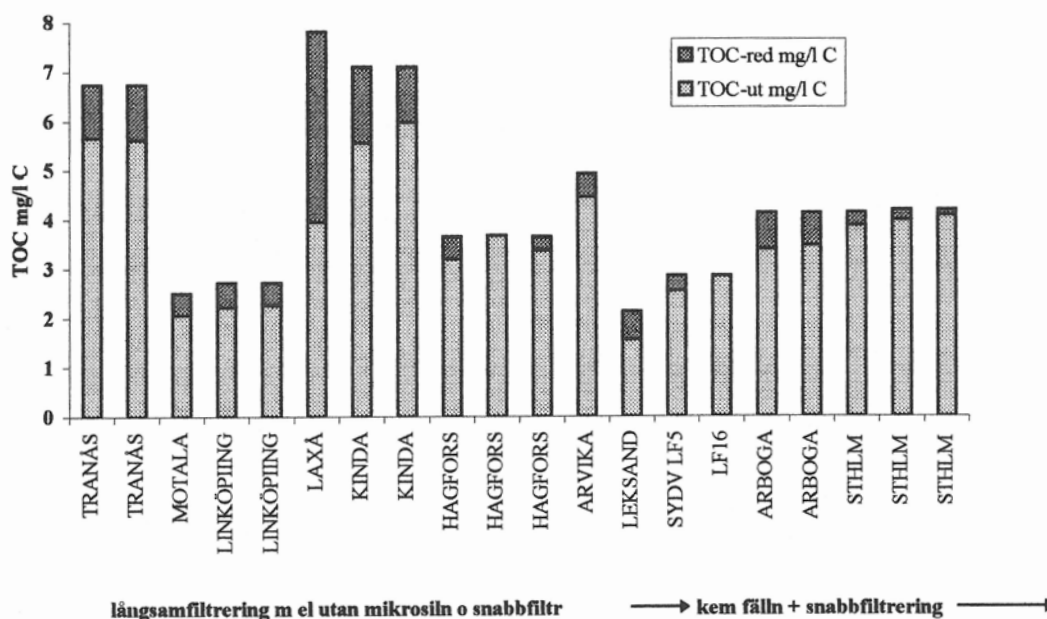


Fig 10. Medelvärde av TOC-reduktion över långsamfiltren visas i den övre delen av stapeln. Den undre anger TOC-halt efter filtren.

Hela stapeln i Fig 10 visar medelvärdet på TOC-halt i vattnet före filter och den mörka delen utgör medelvärdet av TOC-reduktionen.

Tranås har mikrosil före sina långsamfilter, Motala har snabbfilter före långsamfiltren, Linköping har både mikrosil och snabbfilter före långsamfiltren, Laxå, Kinda och Arvika har snabbfiltrering före långsamfiltren. Långsamfiltren i Kinda, Leksand och Arvika är täckta.

Leksand, Sydvatten, Arboga och Stockholm Vatten har kemisk fällning före långsamfiltren.

Den mycket höga TOC-reduktionen i Laxås filter berodde till del på ett mycket högt TOC-värde på råvattnet före filter i januari.

Mellanfiltret i Hagfors, som doserades med alkali, och LF 16, ett av Sydsvattens filter, gav i genomsnitt ingen TOC-reduktion.

Utebliven TOC-reduktion i Hagfors filtret kan bero på att den tillfälliga alkalinisering, som gjorts till detta filter, ej hunnit ge biologisk stabilitet. Alkaliniseringen startades i september. De två första månaderna ökade TOC-halten över filtret medan den i november och januari reducerades.

Betydelsen av rätt pH och god buffringseffekt i form av alkalinitet för nedbrytning och avskiljning av NOM, naturligt organisk material har rapporterats. (Sundlöf et al 1992 samt av Moll et al 1996)

Över Sydsvattens LF 16-filter minskade varken TOC eller COD_{Mn}. Inte heller syrehalten eller pH-värdet minskade över filtret i lika hög grad som över LF 5-filtret, där en biologisk nedbrytning av det organiska kolet sker. Vidare noterades en friläggning av fosfor över LF16 under den varma perioden. Fosforhalterna i vattnet in till båda filtren LF 16 och LF 5 var mycket låga dvs under detektionsgränsen.

ATP-halten var i snitt högre i LF 16 än i LF 5 beroende på mycket högre halter under augusti och september. I oktober, november och januari, då normalt lägre bioaktivitet föreligger, var ATP-halten högre i LF 5-filtret. En möjlig hypotes som förklarar skillnaden mellan LF 5 och LF 16 kan vara att utvecklingen av alger är olika i de båda filtren. Den högre ATP-halten i LF 16:s filteryta under augusti och september kan vara ett utslag av högre alghalt, som motverkar den totala nedbrytningen av organiskt kol. Produktion av organiskt material i och ovan filtersanden har bl a rapporterats av Frycklund et al 1994.

4.2.1 Temperatur

Filter, som har hög temperatur på sommaren och låg på vintern, uppvisar ett samband mellan TOC-reduktion och temperatur. Detta gäller flertalet av de undersökta filtren.

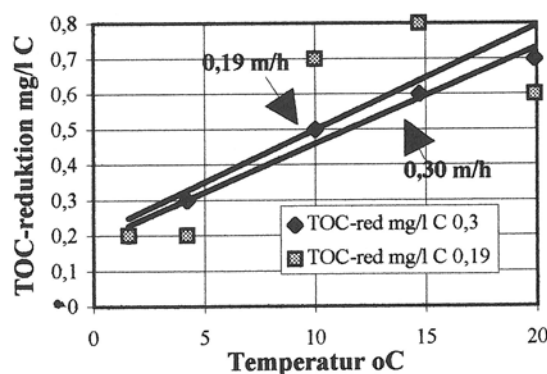


Fig 11. TOC-reduktion vid olika temperatur vid belastningarna 0,19 och 0,30 m/h.

Fig 11 visar sambandet mellan TOC-reduktion och temperatur i 2 filter, vars vatten före långsamfiltret har en TOC-halt på 2,6 - 2,9 mg C/l och

som i denna undersökning belastats med 0,19 och 0,3 m/h. TOC-reduktionen är något högre vid 0,19 m/h.

Ett filter, där temperaturen var lägre i augusti och september än i oktober beroende på höstcirkulationen, hade lägre TOC-reduktion när temperaturen ökade från 6 till 11 ° C. Det finns en misstanke om att den biologiska aktiviteten är som sämst vid en temperatur strax under 10 ° C, vilket diskuteras under avsnitt 4.2.5 "Korrelation mellan ATP-innehåll i sanden och TOC-reduktion."

4.2.2 Syrehalt

Några filter uppvisade ett samband mellan TOC-reduktion och syrereduktion. Vid ökad belastning minskade eller försvann denna korrelation. Vidare minskade syrereduktionen vid ökad belastning.

Vid nedbrytning av organiskt kol till koldioxid åtgår syre, men syre behövs också för uppbyggnad av biomassa d v s olika organismer, i filtret.

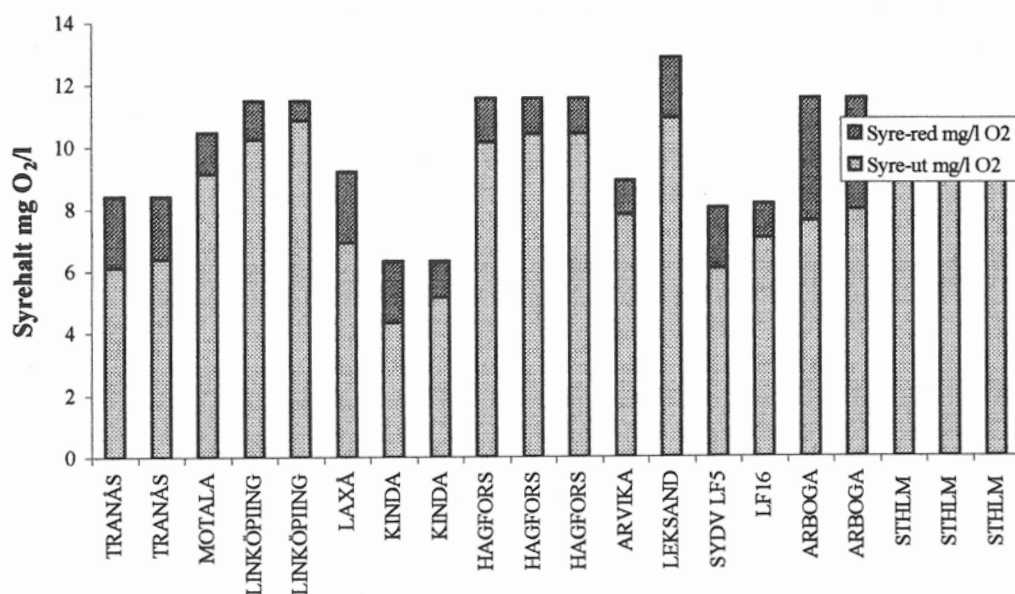


Fig 12 Medelvärden av syrehalt före och efter långsamfiltren samt reduktion
Syrereduktionen mättes ej i Stockholm.

Hela stapeln i Fig 12 visar medelvärdet på syrehalt i vattnet före filter och den mörka delen utgör medelvärdet av syrereduktionen.

Filter, som tar sitt råvatten under språngskiktet, d v s inte har stora säsongsmässiga temperaturvariationer, uppvisade inget samband mellan TOC-reduktion och syrereduktion.

Syrehalter kan variera betydligt under dygnet i utgående vatten, varför medelvärdet av de stickprov som redovisas här kan vara osäkra. Variationen kan vara både driftmässigt och biologiskt betingad. (Schmidt K et al 1980)

4.2.3 Närsalter

Endast fosfors betydelse för filtrens funktion har ingått i denna undersökning. Vid exempelvis optimal kemisk fällning som förbehandling till långsamfilter kan man misstänka att fosforhalten skulle kunna bli begränsande för mikrobiell nedbrytning. (Hernebring et al 1991)

Tyvärr har flera av laboratorierna följt praxis för fosforanalys i dricksvatten och använt 0,01 mg/l som detektionsgräns, vilket är en för hög gräns för närsaltanalyser i detta sammanhang.

Minst den analysnoggrannhet, som tillämpas på recipientvatten, behövs för att undersöka fosfors roll vid nedbrytning av TOC i långsamfilter.

Vid ett vattenverk har två olika koncentrationer - 0,2 och 0,01 mg fosfor /l doserats före långsamfiltren. Vid den höga doseringen blev TOC-reduktionen sämre. Vid den låga doseringen blev det ingen signifikant skillnad i TOC-reduktion jämfört med filtret som ej tillsattes fosfor.

Dock erhöles en biologiskt intressant korrelation mellan TOC-reduktion och temperatur samt TOC-reduktion och ATP-innehåll vid låg dosering av fosfor, vilket skulle kunna betyda att en låg fosfordosering kan förbättra de biologiska förutsättningarna under den varma perioden.

4.2.4 pH

Då mikroorganismer bryter ned organiskt kol till koldioxid, d v s reducerar TOC, sjunker pH. Endast för två av de undersökta filtren fanns detta samband mellan pH-reduktionen och TOC-reduktionen, vilket tolkas som att algutveckling påverkar inte bara TOC-reduktionen utan också motverkar den normala pH-reduktion, som förväntas vid nedbrytning av TOC till koldioxid. Vid utveckling av alger ökar vattnets innehåll av TOC, totalt organiskt kol och samtidigt ökar pH.

Den alkalisering som ingick i vår undersökning har behandlats under avsnitt 4.2 ”Nedbrytning av organiskt material ”

4.2.5 Korrelation mellan ATP-innehåll i sanden och TOC-reduktion

ATP-innehåll i sanden är ett mått på den biologiska aktiviteten i filtrets ytskikt. Denna varierade kraftigt beroende på säsong, belastning, råvatten och filter.

Fig 13 visar ATP-innehållet i filtren för de olika anläggningarna.

Filtren från och med Leksand och höger ut i diagrammet har kemisk fällning före långsamfiltreringen.

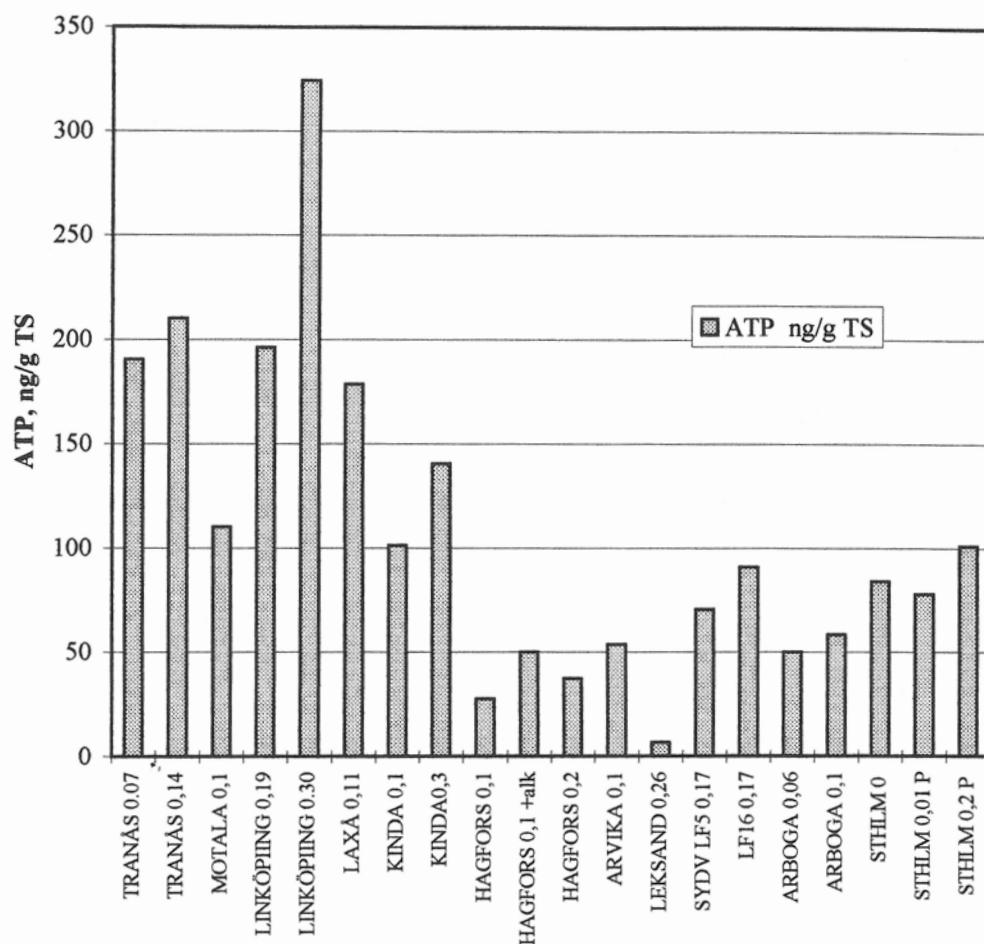


Fig 13. ATP medelvärden för de olika filtren. Siffrorna efter anger belastningen uttryckt i m/h för filtren Tranås - Arboga. För Stockholms filter anger siffrorna mängden fosfor som doserats.

De filter, som i **Fig 13** redovisas till vänster om Leksand, har ingen kemisk fällning, utan snabbfilter, mikrosil eller ingen förbehandling före långsamt filtret.

Filtret i Leksand med belastningen 0,26 m/h hade i genomsnitt en god TOC-reduktion trots genomgående mycket lågt ATP-innehåll i de översta 6 cm. Detta kan tolkas, antingen som att vattnet innehöll någon substans eller organism, som hämmade den biologiska aktiviteten i de översta 6 cm, eller att det där fanns brist på något essentiellt ämne, t ex fosfor, kalium, järn, zink, mangan, nickel, koppar, kobolt etc. (Callander et al 1987) Se avsnitt 4.3 som behandlar assimilerbart organiskt kol, AOC.

Endast 25 % av filtren uppvisade en korrelation mellan ATP-innehåll och TOC-reduktion. För några filter fanns korrelation mellan ATP- och syrereduktion.

Det genomsnittliga ATP-innehållet i de översta 6 cm på de undersökta filtren redovisas i **Fig 13**. Det bör observeras att vi ej haft möjlighet att ta fram enskilda ATP-profiler för varje filter.

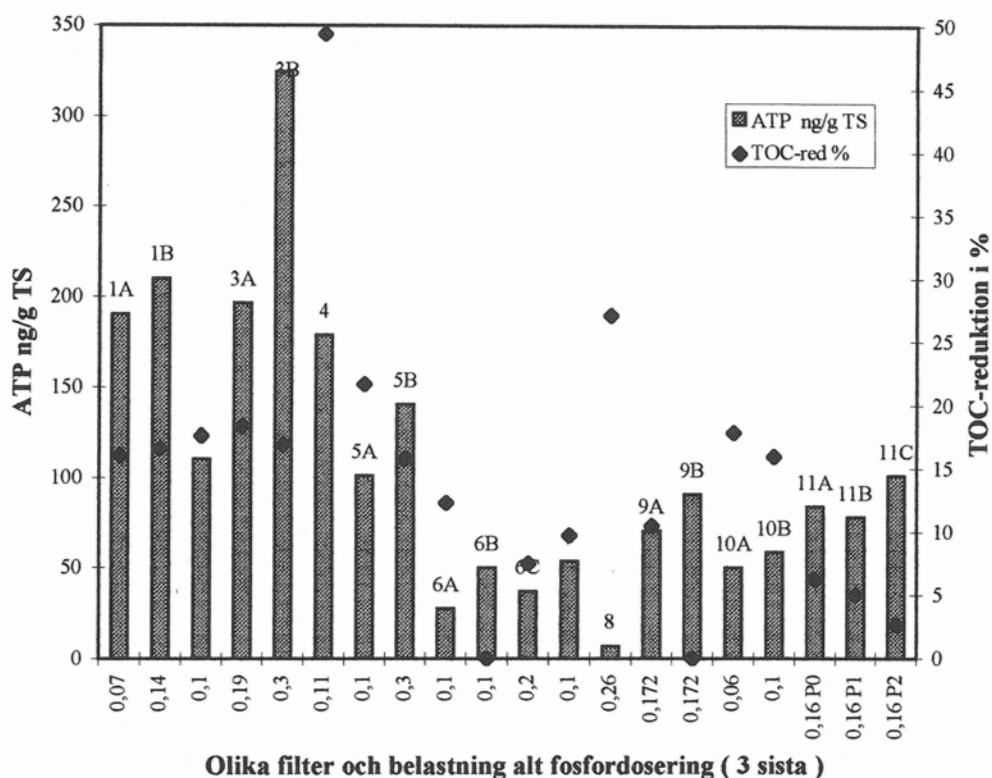


Fig 14. Medelvärden av långsamfiltrens ATP-innehåll visas i stapelform och punkterna i och ovan staplarna visar TOC-reduktionen

I Fig 14 är ATP- staplarna 1 A o B från samma anläggning, d v s har samma råvatten men har olika belastning. Det samma gäller 3 A o B, 5 A o B, 6 A o C samt 10 A o B.

I filter 6 B alkaliserades råvattnet före långsamfiltrering.

11 A, B och C visar ATP-innehåll och TOC-reduktion vid fosfordosering.

Tabell 6: ATP- och TOC-reduktion vid olika belastning

1A 0,07 m/h	1B 0,14 m/h	TOC-reduktionen <u>ökar</u> vid ökad belastning ATP <u>ökar</u> vid ökad belastning
3A 0,19 m/h	3B 0,3 m/h	TOC-reduktionen <u>minskar</u> vid ökad belastning ATP <u>ökar</u> vid ökad belastning
5A 0,2 m/h	5B 0,3 m/h	TOC-reduktionen <u>minskar</u> vid ökad belastning ATP <u>ökar</u> vid ökad belastning
6A 0,1 m/h	6C 0,2 m/h	TOC-reduktionen <u>minskar</u> vid ökad belastning ATP <u>ökar</u> vid ökad belastning
<u>Kem fälln före</u>		
10A 0,06 m/h	10B 0,1 m/h	TOC-reduktionen <u>minskar</u> vid ökad belastning ATP <u>ökar</u> vid ökad belastning

Generellt sett ökade inte ATP-innehållet med ökad belastning men för varje enskild anläggning uppmättes ett högre ATP-värde vid ökad belastning.

TOC-reduktionen ökade i en anläggning och minskade i fyra då belastningen ökade.

ATP-innehållet var för flertalet filter inte direkt temperaturkorrelerat, vilket visas i **Fig 15** som visar ATP-halterna i ett filter med olika råvatten-temperatur vid de olika provtagningstillfällena.

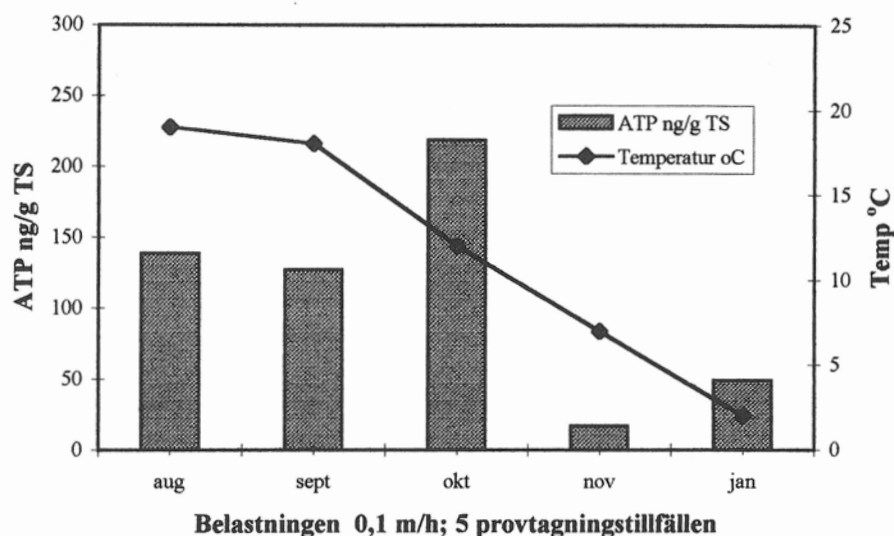


Fig 15. ATP-halter i ett filter vid olika temperatur

ATP-innehållet sjönk drastiskt i november för flertalet filter oavsett om filtren skummades eller ej. Det genomgående låga ATP-innehållet i november kan vara ett utslag av minimal algförekomst och/eller låg bakteriell tillväxthastighet.

Alger utvecklas och avklingar säsongsb beroende och mikroorganismer har tillväxtoptimum och -minimum vid olika temperatur, vilket möjligen kan förklara det förhållande mellan ATP-innehåll och säsong/temperatur, som **Fig 15** visar. Av 20 undersökta filter hade 12 st minimalt ATP vid novemberprovtagningen. De övriga, i vilka samtliga 4 pilotfilter ingick, hade lägst ATP-innehåll i januari.

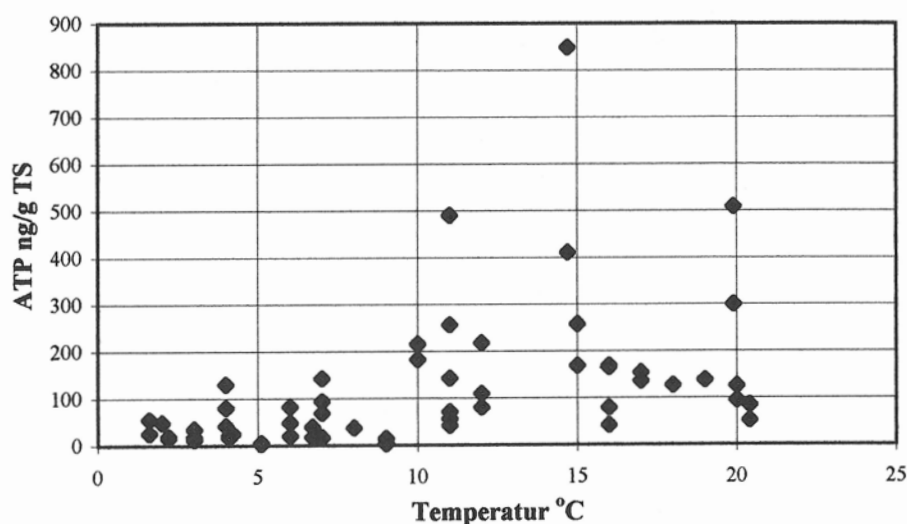


Fig 16 ATP avsatt mot temperaturen

TOC-reduktionen var för flertalet filter lägst i januari, då vattnet var som kallast.

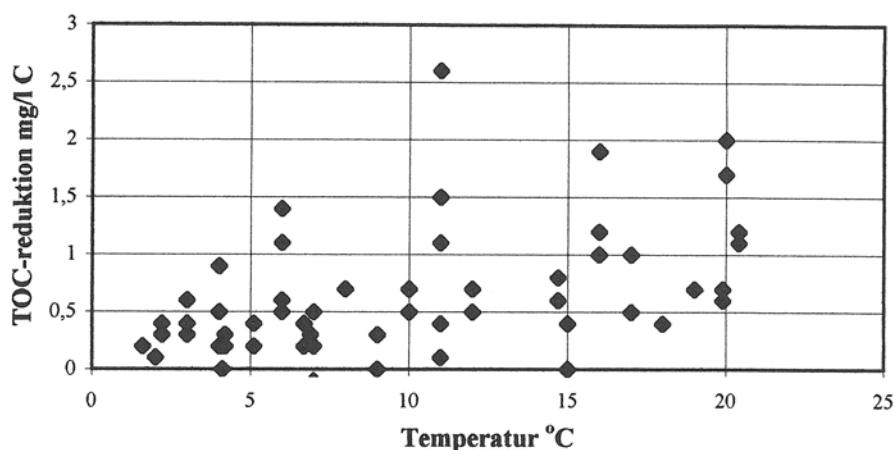


Fig 17. TOC -reduktion avsatt mot temperatur

Fig 18 och 19 visar samma vattenverk med samma råvatten och med belastningarna 0,1 och 0,3 m/h. Dessa filter skummades ej under försöksperioden. Dock var särskilt filtret med den högre belastningen ordentligt igensatt vid försöksperiodens slut och skummades omedelbart efter provtagningen i januari.

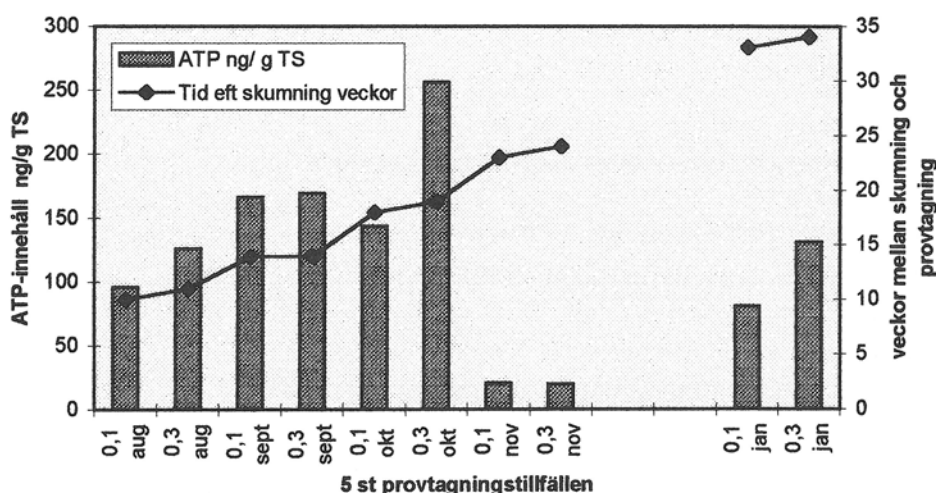


Fig 18. ATP-innehåll för två filter med olika belastning under perioden aug 96- jan 97. Ingen skumning förekom under perioden.

Av Fig 18 framgår att den låga bioaktiviteten (ATP-halten) i november ej beror på skumning, eftersom dessa filter ej skummades under tiden försöket pågick.

Då ATP-innehållet beror på både alg- och bakterieförekomst, skulle låga ATP-halter kunna indikera minimal algförekomst.

Den högre belastningen gav högre ATP-halter (Fig 18) och lägre TOC-reduktion (Fig 19). Att ATP-innehållet var högre kan bero på djupare utbredning av biomattan vid högre belastning och på en ytligare biomatta vid lägre belastning. Vid högre belastning ökar tillförseln av organiskt material per tidsenhet, vilket kan vara tillväxtbefrämjande för sådana bakterier som ej påverkar TOC-reduktionen.

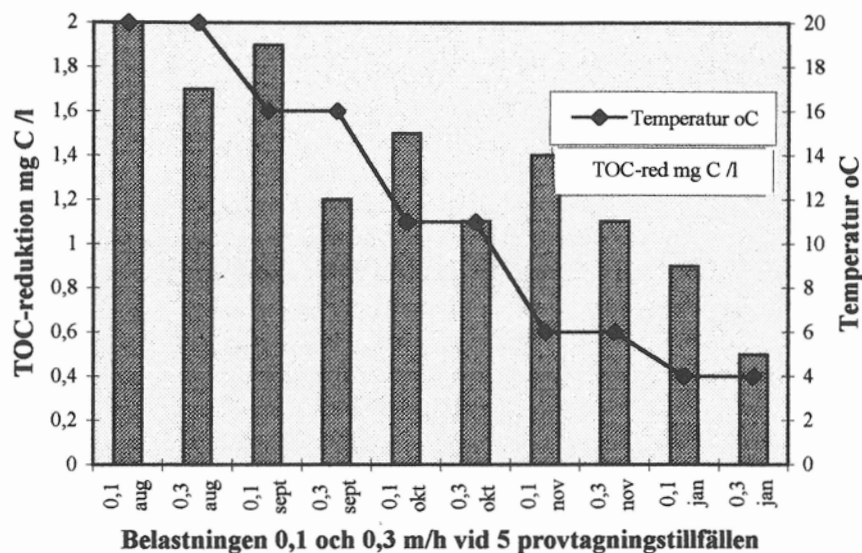


Fig 19. Staplarna visar TOC-reduktion för två filter med belastningen 0,1 resp 0,3 m/h. Inlagd linje visar temperaturen vid provtagningstillfällena. Ingen skumning förekom under försöket.

TOC-reduktionen påverkas av vattnets temperatur och av belastningen. Av **Fig 19** framgår att TOC-reduktionen är högre vid högre temperatur men lägre vid den högre belastningen.

4.2.6 Temperatureffekt eller hämmande faktorer

Av **Fig 18 och 19** framgår att ATP-innehållet i flertalet filter var lägst i november och att detta ej berodde på skumning.

Vidare kan man konstatera att TOC-reduktionen blev lägre vid ökad belastning trots att ATP-innehållet ökade. I januari var TOC-reduktionen lägre än i november trots att högre ATP-halter uppmättes.

En förklaring kan vara att halten av icke TOC-reducerande bakterier ökade medan halten TOC-reducerande bakterier minskade. En annan förklaring kan finnas i vattnets innehåll av alger, vilket inte specifikt har studerats i denna undersökning.

Vi har alltför få data för att säkerställa orsaken till "november-effekten". Denna kan bero på att vattnet i november var algfritt, innehöll hämmande ämnen/organismer som störde bakterietillväxten eller att någon för bakteriell celltillväxt nödvändig tillväxtfaktor, s k essentiellt ämnen saknades. Ett av filtren, som fick ett kemiskt fällt vatten (polyaluminiumklorid), hade genomgående mycket lågt (<10 ng/g TS) ATP-innehåll. Vid kemisk fällning kan eventuellt fosfor avlägsnas så fullständigt att den biologiska aktiviteten i långsamfiltret ej kan utvecklas. Då AOC-halten i detta vatten redovisas som < 1 ng/g TS p g a att den ej gick att analysera - tillsatta bakterier dog - stöds misstanken om hämmande eller giftiga ämnen i vattnet. Detta filter hade dock en mycket god TOC-reduktion över filtret och en måttlig halt AOC, assimilerbart organiskt kol i utgående vatten.

4.2.7 Skumning

Skumningens inverkan på TOC-reduktionen går ej att bedöma utifrån dessa undersökningar. Däremot visar utförd undersökning att ATP-innehållet i sanden varierar kraftigt med säsongen utan att detta beror på skumning. I bifogat appendix har skumning och ATP-innehåll åskådliggjorts i diagramform för varje filter.

4.3 Reduktion av assimilerbart organiskt kol, AOC

I diagrammet, **Fig 20** visas den genomsnittliga AOC-reduktionen för de olika vattenverken. Endast ett av filtren hade ej någon reduktion över filtret utan producerade AOC vid alla provtagningstillfällena. (TOC-reduktionen över filtret var god men ATP-innehållet i de översta 6 cm var extremt lågt.) I de övriga filtren med ingen eller låg reduktion av AOC kan förklaringen vara att vid något eller några av provtagningarna har filtret släppt ifrån sig betydande halter av AOC, vilket vi tolkar som driftmässiga störningar av filtret.

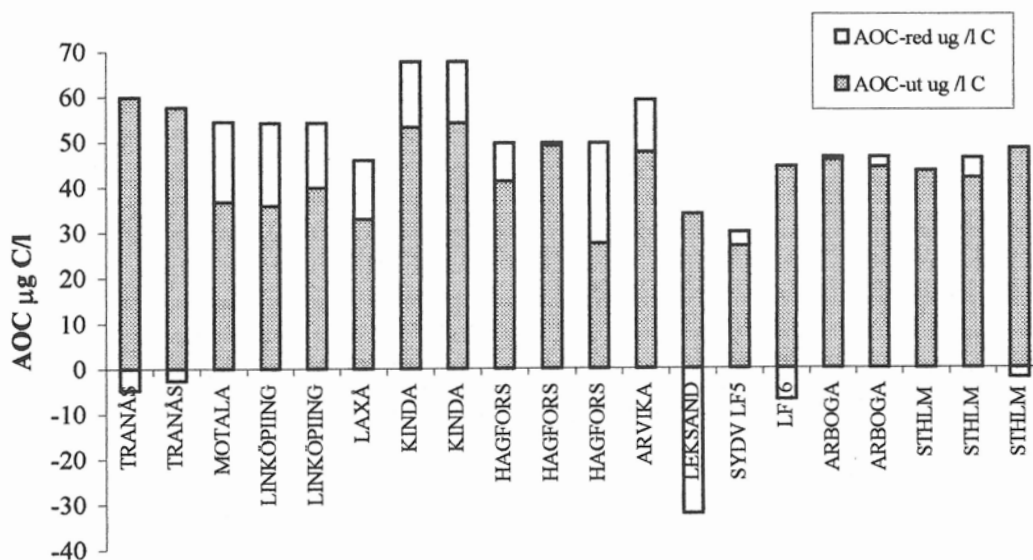


Fig 20. Medelvärden av långsamtfilterns AOC-halt (mörka delen av stapeln) i utgående vatten och AOC-reduktionen (ljusa delen av stapeln). Den högra stapeln från samma anläggning ange värdena från ökad belastning.

De staplar som har mörkt fält nedtill har AOC-ökning över filtret. Några filter fick bättre AOC-reduktion över filtret när belastningen ökade medan andra fick sämre. AOC-reduktionen var sämre i filter som föregås av kemisk fällning.

AOC-halten i svenska dricksvatten var högre än vad som rapporterats internationellt, vilket enligt SMI beror på metodmodifiering.

Bästa AOC-reduktionen 45 % uppnåddes i det filter i Hagfors, som ökade sin belastning från 0,1 m/h till 0,2 m/h. Råvattnet till detta filter tas djupt och har liten temperaturvariation över året. Filtret med den lägre

belastningen gav 17 % AOC-reduktion, men i detta var TOC-reduktionen 50 % bättre än när filtret belastades med 0,2 m/h.

Den högsta AOC-halten som uppmättes före långsamfilter var 84 och den lägsta var <1 µg C/l. Med undantag för filtret med AOC-ökning varierade medelvärdena på AOC-halten i vattnet före långsamfiltren mellan 30 och 70 µg C /l.

I vattnet efter filtrering låg halterna på 27 - 60 µg C /l. **Fig 20**

Tabell 7 : AOC-halterna i vattnet efter långsamfiltren

<u>Antal filter</u>	<u>Medelvärde AOC-halt utgående vatten</u>
4 st	50 - 60 µg C /l
9 st	40 - 50 µg C /l
5 st	30 - 40 µg C /l
2 st	< 30 µg C /l

Tabell 8: Genomsnittlig reduktion av AOC-halten

<u>Antal filter</u>	<u>Genomsnittlig reduktion i %</u>
5 st	ökning
6 st	0 - 10
3 st	11 - 20
3 st	21 - 30
2 st	31 - 40
1 st	>40 (= 45)

Korrelationer

Några filter uppvisade en negativ korrelation mellan AOC-reduktion och syre-reduktion. Mellan AOC-reduktion och temperatur fanns både negativ och positiv korrelation.

5. DISKUSSION AV RESULTATET

5.1 Allmänt

Lukt och smak, som kan finnas i dricksvatten, som bereds av ytvatten, reduceras ofta i långsamfilter. Det finns emellertid också exempel på att lukt- och smakämnen kan tillföras vattnet från processer i långsamfiltren. Hur och varför detta sker är obekant.

Enligt SLV FS 1993:35 anses långsamfiltren som en säkerhetsbarriär, som förhindrar mikrobiologisk förorening. Mikroorganismerna i långsamfiltren tas om hand av övriga levande organismer såsom nematoder, oligocaeter, mygglarver, hjuldjur (rotatorier), copepoder, protister, protozoer, etc. (Wotton et al 1996). Dessa organismers funktion i filtren är ej fullständigt klarlagd. Huruvida långsamfilter kan fungera som säkerhetsbarriär bör studeras vidare

Ett väl fungerande långsamfilter borde ha både fysikalisk, kemisk och biologisk avskiljningsförmåga. Det bör ej släppa ifrån sig koliforma bakterier eller större antal heterotrofa bakterier. (Preuss et al 1996) Tillväxtbefrämjande ämnen bör reduceras i filtren så att mikrobiell efterväxt på ledningsnätet minimeras.

Syftet med denna undersökning var, att med hjälp av de nya analysparametrar med vilka långsamfilters reningsfunktion studeras i Central-Europa och USA, göra jämförelser med svenska förhållanden. De kemiska metoder, som normalt används för att analysera dricksvatten, är ej tillräckliga för att mäta framförallt mikrobiologiska och biologiska förlopp i våra långsamfilter.

I enkätform har dricksvattenreningen vid 35 långsamfilteranläggningar kartlagts. Flertalet anläggningar provtar inte sina långsamfilter separat, varför det är svårt att fastställa långsamfiltrens del i den totala reningen vid verken.

Reduktion av färgvärden vid snabb- och långsamfiltrering var i genomsnitt 21 % räknat på minimivärdena och 35% på maximivärden. Motsvarande reduktion över enbart långsamfilter var 14% beräknat på minimivärdena och 29% på maximivärdena. Bilaga 2 sid 2.

I en undersökning i England varierade färgreduktionen från 15 till 44% över långsamfilter. Där erhöles bästa reduktionen vid en belastning av 0,05 m/h under vinter och vår. (Lambert et al 1995)

Samma undersökning rapporterade en reduktion av DOC, löst organiskt kol, på i genomsnitt 16 %. Mellan anläggningarna varierade reduktionen kraftigt, 5 - 40 %.

Vår enkätundersökning gav i genomsnitt 20% reduktion av vattnets kemiska syreförbrukning, vilket sannolikt för flertalet filter är jämförbart med ovan rapporterade DOC-reduktion.

Av enkäten framgår vidare att anläggningarna har skiftande rutiner för bedömning av mognadstid efter skumning. En del anser det möjligt att ta filtren i drift direkt efter skumning medan andra genom mikrobiella undersökningar har fastlagt hur länge ett filter måste drivas innan det ger en för distribution acceptabel vattenkvalitet.

Några anläggningar drivs diskontinuerligt, d v s vattenkonsumtionen styr driften av filter, som då ej ges möjlighet att arbeta ”jämnt”. Från biologisk synpunkt är detta inte optimalt.

Olika råvatten, olika förbehandlingsanläggningar, olika belastningar, olika utformningar, olika alkaliserings- och doseringsanläggningar har studerats vid 11 olika anläggningar för att få en uppfattning om likheter och olikheter i våra svenska långsamfilter.

5.2 Belastning

Ökad belastning gav i samtliga filter ökad biologisk aktivitet (ATP) och i flertalet filter en något lägre AOC-halt i utgående vatten.

Bästa AOC-reduktionen 45 % uppnåddes dock i det filter i Hagfors, som ökade sin belastning från 0,1 m/h till 0,2 m/h. Råvattnet till detta filter tas djupt och har liten temperaturvariation över året. Filtret med den lägre belastningen gav 17 % AOC-reduktion.

TOC-reduktionen blev vid ökad belastning klart sämre i två fall.

Det ena var ovannämnda filter i Hagfors, där bästa AOC-reduktionen erhöles. Här blev TOC-reduktionen 50 % sämre vid ökad belastning. Ingen skillnad i reduktion av färgvärdet erhöles.

Den andra anläggningen hade ett råvatten med hög halt TOC och med låga halter syre under den varma perioden. I denna medförde ökad belastning och ökad syretillförsel att TOC reduktionen minskade från 22 % till 16 % och att färgtalet reducerades 4 % istället för 20 %. Dessa filter är täckta, varför alg- och syreproduktion i dessa inte är jämförbar med öppna filter utomhus.

Övriga vatten och filter hade ej påtagliga förändringar i TOC-reduktionen vid ökad belastning.

De gynnsamma effekter vid belastningsökning som rapporterats internationellt stämmer med våra svenska vatten vad gäller AOC-reduktion, men inte generellt vad gäller TOC-reduktion. Sannolikt erhöles optimal TOC- och AOC-reduktion vid olika belastning beroende på säsong och föroreningsmängd, d v s belastningen bör anpassas bl a till säsong, föroreningshalt och filter.

5.3 Nedbrytning av organiskt material

Långsamfilter, som är placerade efter kemisk fällning, har ett annat ytskikt, s k biohud, än de utan förbehandling. Av enkätsvaren framgår att filter med kemisk fällning skummas oftare räknat i m^3/m^2 vatten som passerar filtret mellan skumningarna. Detta kan t ex bero på

- ♦ att restflock blockerar filtret
- ♦ att annat organiskt eller oorganiskt material belastar filtret
- ♦ att andra organismer trivs i ytskiktet
- ♦ att biohuden sannolikt har en annan sammansättning av biologiskt och mikrobiologiskt närande och hämmande substanser.

Enligt litteraturen håller en god biologisk aktivitet filterytan öppen och tryckfallet över filtret minskar.

Av de 11 specialstuderade anläggningarna fanns en med kemisk fällning, vars långsamfilter saknade biologisk aktivitet, ATP, i det kontrollerade ytskiktet, men gav totalt en mycket god TOC reduktion över filtret - i snitt 27%. I inkommande vatten till detta filter kunde inget assimilerbart organiskt kol, AOC, uppmätas beroende på, att organismerna, som används i analysen och vars förökning är ett mått på AOC -halten, ej överlevde i analysen. Nedbrytning av kolet kan ha skett längre ner i filtret och i utgående vatten kunde en måttlig AOC-halt påvisas

I de undersökta anläggningarna var TOC-reduktionen lika hög över de långsamfilter som föregicks av kemisk fällning som de utan förbehandling. Huruvida detta beror på kemisk utfällning och adsorption eller mikrobiologisk nedbrytning har ej studerats. AOC-reduktionen var klart sämre i filtren med kemisk fällning som förbehandling, även om man bortser från ovan beskrivna filter, där AOC-halten ökade över filtret. Detta kan bero på att flera av filtren efter kemisk fällning ibland hade mycket lägre AOC-halt före filtret än efter.

Lägre ATP-halt fanns i filter med kemisk fällning och i filter som hade kallt råvatten från djupare intag.

I filter som fick varmt vatten på sommaren och kallt på vintern var TOC-reduktionen högre under den varma perioden för både täckta och otäckta filter. Filter, som fick sitt vatten från djupare belägna intag och där vattnet höll en jämnare och lägre temperatur, hade sämre TOC-reduktion. Den biologiska aktiviteten mått som ATP var också lägre för dessa filter. Däremot var AOC-reduktionen lika god i dessa ” kallare ” filter.

AOC-reduktionen var bäst i november och januari och för flertalet filter sämst i augusti - dock ej för de täckta filtren, som hade lägsta reduktionen i oktober/november. Eventuellt var den bakteriella nedbrytningen helt dominerande i dessa täckta filter och förekommande alger tjänade bara som substrat.

Filtren uppvisade stora individuella skillnader i sin förmåga att bryta ner totalt organiskt kol och assimilerbart organiskt kol, vilket tolkas som att de innehåller olika mikroorganismer i första hand bakterier, som arbetar med nedbrytningen och att dessa ibland gör ett bra jobb och ibland fungerar sämre. De bakterier som används i AOC-analysen utgör bara en del av den bakterieflora, som bryter ner det organiska kolet i våra långsamfilter. Det fanns ingen överensstämmelse mellan TOC-reduktion och AOC-reduktion. Dessutom är driften av långsamfilter ofta anpassad till att i första hand ge optimal säkerhet vad gäller distribution av dricksvatten utan hänsyn till att biologiska processer vanligtvis ” bör arbeta jämnt och långsamt”. Variationer i utgående vattens syrehalt och stora variationer i AOC-halten kan vara tecken på att filtret inte har en jämn biologisk process.

Andra orsaker till skillnader i TOC-reduktionen kan vara att det i vissa filter sannolikt utvecklas alger under den varma perioden, vilka ökar halten TOC, pH och alkalinitet. Endast i 2 filter av 20 fanns en korrelation mellan pH och TOC-reduktion. Vidare finns det anledning att undersöka förekomst och kretslopp av de spårämnen och näringsämnen, som är nödvändiga för bakteriell celltillväxt i långsamfilter.

55 % av de undersökta filtren uppvisade en positiv korrelation mellan TOC-reduktion och temperatur. Denna har inte kunnat påvisas i filter med kalla vatten,

d v s sådana som tar sitt råvatten från större djup, och där temperaturen varierar obetydligt.

I endast 30 % av filtren fanns en korrelation mellan TOC-reduktionen och ATP-halten. ATP-halten är ett mått på biologisk aktivitet och speglar förekomst av bakterier, alger, protozoer etc. Då alger och vissa bakterier bygger upp organisk substans medan andra bakterier är verksamma med nedbrytning av organiska föreningar, kan ATP-analysen sannolikt inte vara ett generellt mått på mikrobiell nedbrytning av organiskt kol, TOC, i långsamfilter.

Analys av AOC, assimilerbart organiskt kol, visade på stora variationer i filtrens förmåga att reducera AOC, vilket kan vara ett mått på den biologiska processens effektivitet i filtren och på var i filtret den äger rum.

AOC-reduktionen var i genomsnitt sämre i långsamfilter som föregås av kemisk behandling. Det var dessa filter som uppvisade stora variationer från provtagning till provtagning, varför det finns anledning att misstänka att en ökning av AOC-halten över ett filter är en indikation på att filtret inte fungerade optimalt. Detta kan bero på förbehandlingen.

Belastningsstudierna visade att varje filter sannolikt har sin mikroflora och att dess tillväxthastighet borde bestämmas för olika temperatur och TOC-halter.

Det komplexa samspel, som resulterar i bakteriell nedbrytning av organiskt material, kräver studier av det organiska materialet, av vilka organismer som dominerar vid olika temperatur, av närande och hämmande substanser samt av filterkornens förmåga att absorbera, adsorbera och katalysera.

Eftersom de undersökta långsamfiltren uppvisade stora skillnader, finns det sannolikt inte en generell lösning på hur långsamfilterdriften skall optimeras för att fysikaliskt, kemiskt och biologiskt avskilja och bryta ner förorening, utan ingående studier måste göras av olika filtreringsförhållanden och framför allt av var i en beredningsprocess som det biologiska steget för nedbrytning av organiskt kol bör vara placerat i förhållande till de övriga reningsstegen. Erhållna resultat visar bl a på sämre AOC-reduktion i långsamfilter som föregås av kemisk fällning.

Olika filtreringsförhållanden kan vara filter som

- ◆ är växelvarma eller kalla, dvs tar vatten ytligt eller djupt. Bakterier har olika temperaturoptima.
- ◆ föregås av avancerad rening såsom kemisk fällning - försämrad funktion kan bero på att restflock blockerar, att näringsbrist eller hämmande ämnen föreligger.
- ◆ har olika kemiska fällningsmedel, järnsalt eller aluminiumsalt, olika anjoner, klorid eller sulfat och olika övriga ingredienser i fällningskemikalierna.
- ◆ är öppna utomhusfilter med alg tillväxt eller täckta.
- ◆ har varierande syrehalt i tid och rum.

6. SLUTSATSER

- ◆ Långsamfilter som föregås av kemisk fällning ger lika stor specifik vattenproduktion per filterperiod, mätt i m^3/m^2 , som de utan förbehandling.
- ◆ Bästa TOC-reduktionen erhöles vid hög temperatur i sådana långsamfilter, som får sitt råvatten från ytliga intag, d v s har varmt vatten på sommaren och kallt på vintern. Vid djupa intag, där måttliga temperaturvariationer uppmättes, fanns ingen korrelation mellan TOC-reduktion och temperatur.
- ◆ Sämre AOC-reduktion uppnåddes över långsamfilter, som föregås av kemisk fällning, vilket kan bero på att AOC-halten varierade mera före långsamfiltren i dessa fall.
- ◆ Vid ökad belastning fick två filter sämre TOC-reduktion, i två var skillnaden obetydlig och i ett filter ökade TOC-reduktionen, vilket kan tolkas som att det finns en optimal belastning, som är beroende på temperatur, föroreningsmängd och typ av organiskt kol för varje filter.
- ◆ Det långsamfilter, vars alkalinitet i råvattnet ökades från 11 till 30 mg HCO_3^-/l , gav inte bättre TOC-reduktion. Möjligen berodde detta på att försöksperioden var för kort, eftersom effekten var negativ i början av försöket och positiv i slutet.
- ◆ Halten ATP i ytskiktets översta sex cm ökade i samtliga filter, när belastning ökades.
- ◆ ATP-halten var för flertalet filter lägst i november utan att skumning hade ägt rum.
- ◆ En god korrelation mellan TOC-reduktion och ATP-halt erhöles endast i tre av de tjugo undersökta filtren. Detta tolkas som att ATP-halten inte är ett specifikt mått på sådana bakterier som bryter ner organiskt kol utan visar förekomst av både alger, bakterier och andra organismer.
- ◆ Dosering av fosfor till ett råvatten gav ingen signifikant positiv effekt på TOC-reduktionen i filtren. Kunskap om vilken fosforhalt som är optimal för TOC-reducerande bakterier saknas.
- ◆ Ett av de undersökta långsamfiltren, som föregås av kemisk fällning, hade ingen biologisk aktivitet i sitt ytskikt. Detta tolkas som att det i filtren kan finnas brist på essentiella ämnen, förekomma toxiska ämnen eller faktorer som har hämmande verkan. Detta filter hade en bra TOC-reduktion över filtret i sin helhet.
- ◆ Undersökningar av vilken reningseffekt som erhålls, om den biologiska nedbrytningen av organiskt kol i långsamfilter sker före den kemiska beredningen, kan vara av intresse.

Referenslista

Callander, Clark & McFarlane: Biotechnology and Bioengineering, Vol. 30, November 1987

Frycklund, C; Jacks, G; Johansson, P-O; Lekander, K: VA-FORSK 1994-08

Hernebring, C; Kristensson, A; Lind, M; Stenström, T; Tjeder, A: Vatten 47 nr 1 1991

Lambert, S.D & Graham, N.J.D: J Water SRT- Aqua Vol 44 No 1 pp38-51. 1995

Moll, D.M; Summers, R.S: Performance, Biomass and Community Structure Profiles of Biological Rapid Media Filters. John Wiley & Sons 1996. Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration

Preuss, G & Nehrkorn, A: Artificial Recharge of Groundwater. Symposium Helsingfors 1996 NHP Report No 38

Rachwal, A.J; Bauer, M.J; Chipps, M.J; Colbourne, J.S; Foster, D.M: Comparison between Slow Sand and High Rate Biofiltration. John Wiley & Sons 1996. Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration

Schmidt, K: Biologische Verfahren. Wasser nr 206 1980

Seeger, A & Rothman, M: Slow Sand Filtration With and Without Ozonation In Nordic Climate. John Wiley & Sons 1996. Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration

Sundlöf, B & Kronqvist, L: VA-FORSK 1992-13

Wotton, R. S; Chaloner, D.T; Armitage, P.D: The Colonisation, Role in Filtration and Potential Nuisance Value of Midges in Slow Sand Filter Beds. John Wiley & Sons 1996. Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration

KOMMUN	VATTENVERK
ARBOGA	Arboga vv
ARVIKA	Edane
FILIPSTAD	Flyfallet
HUDIKSVALL	Forsa
HUDIKSVALL	Delsbo
HÄRRYDA	Finnsjön
JÖNKÖPING	Häggeberg
JÖNKÖPING	Brunstorp
KINDA	Rimforsa
KINDA	Björkefors
KRAMFORS	Östby
KRAMFORS	Bålsjö
KROKOM	Rödön
KROKOM	Ås
LEKSAND	Tällberg
LINKÖPING	Råberga
LINKÖPING	Berggården
MOTALA	Borensberg
NORA	Striberg
NORRKÖPING	Borg
ORUST	Rödsvattenv
STHLM VATTEN	Norsborg
STHLM VATTEN	Lövön
SYDVATTEN	Ringsjöverket
TJÖRN	Tolleby
TRANÅS	Fröafall
TROLLHÄTTAN	Överby
UPPSALA	Almunge
VÄXJÖ	Lammhult
ÅMÅL	Fengersfors
ÖSTERSUND	Orrviken
ÖSTERSUND	Näs
ÖRNSKÖLDSVIK	Hörnsjön
ÖRNSKÖLDSVIK	Vitsjön
ÖRNSKÖLDSVIK	Ulvön

PROCESS	BELASTN m/h	ansl pers	skumn/år antal	m3/m2 vatten per filterperiod	COD-Mn red i %	
					min	max
DSF+LF	0,06	13 500	2	195	75	64
DSF+LF	0,12	2 000	1,5	513	71	68
DSF+LF	0,15	18 000	4	329	25	21
DSF+LF	0,26	1 500	4	157	76	76
KF+LF	0,14	46 000	2	618	55	61
KF+LF	0,15	1,5-2milj	2	581	58	52
KF+LF	0,15	280 000	3,5	369	83	-13
KF+LF	0,16	1 milj	2	694	55	49
KF+LF	0,2	1 400	3	340	82	80
KF+LF	0,28	120 000	4	515	71	70
KF+LF	0,35	9400	2	352	86	82
KFF+LF	0,07	9 000	2	321	80	67
KFF+LF	0,23	6 500	2	1250	80	67
ozon +LF	0,1	1 000	2	326	35	35
KF(kol)+LF	0,27	95 000	2	1287	75	66
MS,SF,LF	0,19	60 000	4	113	0	69
MS+LF	0,07		4,5	132		-25
MS+LF	0,2	100 000	2	538	31	16
SF+LF	0,09	2 800	2	211	50	73
SF+LF	0,09	10 000	15	56	4	31
SF+LF	0,1	500	2	346	20	17
SF+LF	0,1	1 500	2	477	21	34
SF+LF	0,2	2 200	2	439	17	20
LF	0,08	14 500	7	99	80	33
LF	0,08	2 800	5	141	20	0
LF	0,08	520	4,5	160	0	0
LF	0,09	460	4,5	267	25	0
LF	0,1	1 500	13	73	21	37
LF	0,12	500	2	233	33	50
LF	0,14	350	1	611	0	6
LF	0,2	15-20 000	2	505	33	58
LF	0,22	1 650	2	480	0	25
LF		100	2		25	60
LF		4-800	2		-33	-50

Förklaring: DSF= Dynasand; KF= kem fälln; KKF= kem fälln+ kontaktfilter;
MS= mikrosil; SF= snabbfilter; LF= långsamfilter

PROCESS BELASTH ansl pers

Färg mg/l Pt

Turbiditet, FNU

COD-Mn mg/l O2

m/h	råvatten		dricksvatten		råvatten		dricksvatten		råvatten		dricksvatten	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
DSF+LS	0,06	13 500	8	30	<5	<5	0,5	3,4	<0,1	0,46	4	8,9
DSF+LS	0,12	2 000	35	70	3	10	0,6	1,2	0,1	0,2	8,3	12
DSF+LS	0,15	18 000	10	20	<3	<3	0,6	1,2	<0,1	<0,1	4	6,3
DSF+LS	0,36	1 500	25	25	<5	<5	0,2	0,2	0,1	0,1	6,6	6,6
KF+LS	0,14	46 000	15	15	<5	<5	2,4	3,1	0,1	0,3	4,2	5,1
KF+LS	0,15	1,5-2milj	13	19	<5	<5	1,3	3,6	<0,1	<0,1	2	3
KF+LS	0,15	280 000	15	45	<5	<5	0,6	1,5	0,2	0,2	5,4	7
KF+LS	0,16	1 milj	19	21	<5	6	0,8	3,7	<0,1	<0,1	4,9	6,9
KF+LS	0,2	1 400	70	150	<5	10	1,7	18	<0,1	2,2	15	25
KF+LS	0,28	120 000	15	35	<5	5	1,0	8,7	<0,1	<0,1	3,8	7,6
KF+LS	0,35	9400	50	60	5	5	1,9	11	<0,1	0,3	7	11
KFF+LS	0,07	9 000	45	55	<5	10	0,9	1,3	0,2	0,6	5	9
KFF+LS	0,23	6 500	20	25	5	8	0,2	0,3	0,1	0,2	5	6
ozon +LS	0,1	1 000	15	25	<5	10	1,1	6,5	<0,1	<0,1	5,4	5,4
KF(kol)+LS	0,27	95 000	15	40	2,5	7,5	0,3	3,4	<0,1	<0,1	6	8,6
MS,SF,LS	0,19	60 000	5	10	<5	<5	0,2	0,2	<0,1	0,2	1	6,5
MS+LS	0,07	100 000	<5	<5	<5	<5	0,27	1,3	<0,1	<0,1	1,6	1,9
MS+LS	0,2	2 800	<5	10	<5	<5	0,33	11	<0,1	0,2	2	4
SF+LS	0,09	10 000	20	30	10	15	1,00	2,5	0,1	2,5	2,7	5,8
SF+LS	0,1	500	10	15	7,5	10	0,37	0,85	<0,1	0,44	4,1	6
SF+LS	0,1	1 500	15	30	10	15	0,90	1,5	<0,1	0,2	4,3	6,5
SF+LS	0,2	2 200	15	20	10	10	0,40	0,6	<0,1	0,2	4,8	5,9
SF+LS	0,08	14 500	10	25	<5	10	0,30	0,5	<0,1	0,2	5	6
LS	0,08	2 800	10	20	10	20	0,25	1,4	0,1	0,2	5	6
LS	0,08	520	5	15	5	20	0,25	0,4	0,1	0,3	3	4
LS	0,09	460	<5	10	<5	10	0,25	0,4	0,1	0,3	4	4
LS	0,1	1 500	15	25	7,5	15	0,33	1,1	0,1	0,2	3,8	6,3
LS	0,12	500	<5	<5	<5	<5	0,13	0,3	<0,1	<0,1	3	4
LS	0,14	350	5	10	5	5	0,25	0,3	0,1	0,2	2	3,2
LS	0,2	15-20 000	<5	10	<5	<5	0,3	3,4	<0,1	<0,1	1,8	3,1
LS	0,22	1 650	5	5	5	5	0,15	0,2	0,2	0,3	3	4
LS		100	8	10	<5	<5	0,06	0,3	0,1	0,2	3,6	10
LS		4-800	15	100	<5	<5	0,10	23	<0,1	<0,1	2	2
LS					15	20	0,1	0,3	0,1	0,3	4	6

Undersökningsresultat i tabellform
Medelvärden

TRANÅS		TRANÅS		SYDV LFI L F16		MOTALA		LINKÖPILI		LINKÖPILI		LEKSAND		LAXA		KINDA		KINDA		HAGFOR: ARVIKA		ARBOG/		STHLM		STHLM		STHLM		
Anm		0,07	0,14	0,172	0,172	0,1	0,19	0,19	0,3	0,26	0,11	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,2	0,1	0,06	0,1	0,16	0,16	0,01P	0,2P						
Belastning	m/h	191	210	71	71	91	110	196	325	7	179	101	140	140	28	50	37	54	50	59	84	78	101							
Före filter																														
Temperatur	oC																													
pH		7,7	7,7	7,8	7,8	9,8	11,6	10,1	10,1	7,2	12,0	11,4	11,4	11,4	5,5	5,5	5,5	7,0	11,5	11,5	8,7	8,0	8,0							
Alkalinitet	mg/l	39	39	36	35	35	48	39	39	37	9	35	35	35	12	12	12	6,9	7,5	7,5	7,7	7,2	7,7							
Färgtal	mg/l Pt	20	20	5	5	5	5	5	5	9	6	14	14	14	11	11	11	12	65	35	70	69	69							
Fosfor-tot	ug/l	10	10	2	2	2	18	10	10	3	5	8	8	8	5	5	5	23	26	26	5	5	5							
Fosfat -P	ug/l	5	5	2	2	2	3	10	10	2	13	3	3	3	8	6	8	15	4	4	4	4	4							
Syre	mg/l O2	8,4	8,4	8,0	8,1	8,1	10,5	11,5	11,5	2,1	9,2	6,3	6,3	6,3	11,6	11,6	11,6	8,9	11,6	11,6	4,2	4,2	4,2							
COD-Mn-In	mg/l O2	5,9	5,9	2,0	1,9	1,9	1,8	1,5	1,5	2,1	3,5	5,6	5,6	5,6	3,5	3,5	3,5	4,3	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1							
TOC-In	mg/l C	6,7	6,7	2,9	2,8	2,8	2,5	2,7	2,7	2,1	7,8	7,1	7,1	7,1	3,7	3,7	3,7	4,9	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1							
AOC-In	ug /l C	55,1	55,1	30,1	37,5	37,5	54,5	54,2	54,2	1,9	46,0	67,8	67,8	67,8	49,8	49,8	49,8	59,3	46,6	46,6	43,5	46,4	46,4							
Efter filter																														
Temperatur	oC																													
pH		7,6	7,6	7,4	7,8	9,8	11,6	9,9	10,0	8,1	12	11,6	11,6	11,6	7,1	7,8	7,8	7,6	7,5	7,5	7,6	7,7	7,7							
Alkalinitet	mg/l	41	41	35	38	38	52	40	38	113	10	34	34	36	13	30	12	68	39	39	38	38	38							
Färgtal	mg/l Pt	14	14	5	5	5	5	5	5	11	5	11	11	14	8	10	8	11	5	5	5	5	5							
Fosfor-tot	ug/l	6	6	2	4	4	2	10	10	3	5	6	6	5	5	10	5	5	4	4	6	6	6							
Fosfat -P	ug/l	5	4	2	4	4	2	10	10	2	13	4	4	2	9	13	9	10	2	2	2	2	2							
Syre	mg/l O2	6,1	6,4	6,1	7,1	7,1	9,1	10,3	10,9	1,4	6,9	4,4	4,4	5,2	10,2	10,4	10,5	7,8	7,6	8,0	9,7	9,8	9,4							
COD-Mn-ut	mg/l O2	4,6	4,9	1,6	1,9	1,9	1,5	1,4	1,3	1,4	3,0	4,2	4,2	4,6	3,0	3,3	2,8	3,5	1,9	2,4	3,9	4,0	4,1							
TOC-ut	mg/l C	5,7	5,6	2,6	2,9	2,9	2,1	2,2	2,3	1,6	4,0	5,6	5,6	6,0	3,2	3,7	3,4	4,5	3,4	3,5	3,9	4,0	4,1							
AOC-ut	ug /l C	59,9	57,7	27,0	44,5	44,5	36,8	36,0	39,9	34,1	33,0	53,3	53,3	54,3	41,4	49,2	27,6	47,8	46,0	44,4	43,6	42,0	48,5							
Reduktion																														
pH-red		0,1	0,1	0,4	0,0	0,0	0,4	0,1	0,1	-0,9	0,0	0,2	0,2	0,2	-0,2	-0,9	-0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							
Alkalinitet	mg/l Pt	-1	-2	1	-3	-3	-4	-1	1	-76	-1	1	1	-1	0	-18	0	-3	-4	-3	-3	-3	-3							
Färgtal	mg/l	6	6	0	0	0	0	0	0	-2	1	4	4	1	3	1	3	39	0	0	0	0	0							
Fosfor-tot	ug/l	4	5	0	-2	-2	15	0	0	0	-1	2	3	3	0	-5	0	18	22	20	22	20	20							
Fosfat -P	ug/l	0	1	0	-2	-2	1	0	0	0	0	-1	1	1	-1	-6	-1	5	1	2	1	2	2							
Syre-red	mg/l O2	2,3	2,0	2,0	1	1	1,3	1,2	0,6	0,7	2,3	2,0	2,0	1,2	1,4	1,2	1,1	1,1	4,0	3,6	0,2	0,2	0,2							
COD-Mn-red	mg/l O2	1,2	1,0	0,4	0	0	0,3	0,1	0,3	0,7	0,4	1,4	1,4	1,1	0,5	0,3	0,8	0,8	0,2	-0,3	0,3	0,2	0,1							
TOC-red	mg/l C	1,1	1,1	0,3	0	0	0,4	0,5	0,5	0,6	3,9	1,5	1,5	1,1	0,5	0,0	0,3	0,5	0,7	0,7	0,3	0,2	0,1							
AOC-red	ug /l C	-4,8	-2,6	3,1	-7	-7	17,8	18,3	14,3	-32,2	13,0	14,5	14,5	13,5	8,4	0,5	22,1	11,5	0,6	2,2	-0,1	4,4	-2,1							
Reduktion																														
Alkalinitet	%	-3	-4	4	-10	-10	-8	-2	3	-207	-14	2	2	-2	-2	-143	2	-5	-12	-9	0	0	0							
Färgtal	%	30	30	0	0	0	0	0	0	-22	17	25	25	4	28	11	28	79	0	0	0	0	0							
Fosfor-tot	%	40	45	17	-83	-83	87	0	0	13	-12	26	26	38	-7	-100	0	77	84	78	33	33	33							
Fosfat -P	%	0	17	8	-110	-110	21	0	0	5	0	-33	-33	20	-17	-100	-17	33	39	44	34	31	31							
Syre-red	%	27	24	24	13	13	13	11	6	35	25	31	31	19	12	10	10	12	34	31	10	10	10							
COD-Mn-red	%	21	17	18	-1	-1	19	9	18	35	12	25	25	19	15	8	21	18	10	12	10	10	10							
TOC-red	%	16	17	10	-1	-1	18	18	17	27	49	22	22	16	12	-1	8	10	18	16	6	5	3							
AOC-red	%	-9	-5	10	-19	-19	33	34	26	-1719	28	21	21	20	17	1	45	19	1	5	0	9	-5							

BILAGA 4

till projektet: Studier av långsamfilters reningspotential för svenska förhållanden.

Bilaga 4 är utdrag ur rapport från Thor Axel Stenström och Jonas Långmark, Smittskyddsinstitutet, Vattensektionen, 105 21 STOCKHOLM, vilket betyder att de statistiska beräkningarna av standardavvikelsen och variationskoefficienten i de enskilda AOC-och ATP-mätvärdena ej medtagits i denna rapport och ej heller den grafiska presentationen av dessa värden.

Uppmätta AOC- och ATP-halter finns i vårt appendix sid 51-127.

INNEHÅLL

AOC	
Material och metodik.....	37

ATP	
Material och metodik	
Provhantering.....	38
Uträkning av ATP-halt.....	38
Extraktion av biomaterial.....	39

RESULTAT OCH DISKUSSION.....	42
-------------------------------------	-----------

AOC - ANALYS

MATERIAL OCH METODIK

AOC, kvantitativ bestämning av assimilerbart organiskt kol i vatten är en bioassay-metod som används för att bestämma halten av det organiska kolet som kan utnyttjas av bakterier för tillväxt (Van der Kooij, 1982, 1995).

Analysprincipen går ut på att AOC halter bestäms på basis av den maximala tillväxtnivån som uppnås av kända bakterier, renkulturer av *Pseudomonas fluorescens* P17 eller *Spirillum* NOX.

Ett vatten prov ympas med låg halt (200-500 cfu/ml) bakterier (P17 och/eller S-NOX) och inkuberas vid rumstemperatur. Tillväxtkurvan bestäms genom periodisk kolonibestämning vilket görs dag 3, 7 och 14 från de inokulerade provflaskorna. Själva koloniantalbestämning görs med droppmetod från två parallella provflaskor med två parallella spädningsserier från varje provflaska (sammanlagt fyra paralleller).

Den för test organismen tillgängliga AOC koncentrationen kalkyleras från det maximala koloniantalet (N_{max}) och utbytesfaktorn (Y). N_{max} beräknas genom att välja ut de 4 högsta halterna från dag 3, 7 eller 14 (ett värde/parallell spädning).

För test stammarna används följande Y -värden, som bestämts på SMI och är i överensstämmelse med internationella bestämningar:

P 17 $Y(\text{acetat})=4,1 \times 10^6$

S NOX $Y(\text{acetat})=1,2 \times 10^7$

$Y(\text{ämnet}) = \text{cfu}/\mu\text{g C}$

AOC koncentrationen uttrycks som μg ekvivalenter acetat/L och kalkyleras:

$$\text{AOC } (\mu\text{g C/L}) = N_{max} (\text{cfu/mL}) \times 1000 / Y$$

Metoden precision beräknas vara (CV) $\pm 17,5\%$ (Standard Methods, 1992).

ATP - ANALYS

Adenosintrifosfat (ATP) finns i alla levande celler och fungerar som en central kopplingsagens mellan exogena och endogena processer i cellen. I döda celler bryts ATP snabbt ner. Därför representerar ATP en viktig parameter för bestämning av antingen bioaktivitet eller biomassa i olika ekologiska system.

ATP kan extraheras från olika typer av prov och kan bestämmas med användning av bioluminiscens tester där en enzym styrd reaktion (luciferin-luciferase system) resulterar i ljus emission. Dessa ljus emissioner (relative light units - RLU) är proportionella med ATP koncentration.

I denna undersökningen utfördes ATP analyser enligt luciferin-luciferase metoden med användning av LUMAC MICROBIAL BIOMASS TEST KIT (Lumac, B.V., Netherlands) och LUMAC BIOCOUNTER 1500. (Van de Werf H, Verstraete W., 1984; Van de Werf et al. 1995 - i Alef, K. och Nannipieri P.)

ATP bestämdes i tre paralleller för varje prov och för varje parallell utfördes intern kalibrering (standardisering) genom tillsättning av ATP standard lösning.

MATERIAL OCH METODIK

Provhantering

Provhanteringen sattes igång omedelbart efter proven ankom.

Vattenhalten (torrvikt) bestämdes genom torrvikt bestämning (24 timmar vid 105°C).

10 g våt sand uppvägdes och 90 ml extraktionssubstrat tillsattes (utspädning 10^{-1}). Suspensionen skakades kraftig i 2 min (för hand) och sedan ytterligare 10 min på vortex apparat. Suspensionen tilläts ekvibrera (sedimentera) i 3-4 min. Ca 30 mL av supernatanten fördes över till en ny steril flaska och detta användes senare som utgående extrakt för ytterligare utspädningar och analyser.

Uträkning av ATP halt

X_a = RLU från prov

X_b = RLU från prov + tillsatt ATP standard

$K = \text{tillsatt ATP [ng]} / X_b - X_a$

$F = \text{torrvikt faktor} = 100 / [\%] \text{ torr substans}$

$\text{ATP [ng]} = K \times (X_a - \text{blank}) \times \text{utspädningsfaktor} \times F$

ATP värden i denna undersökningen avser den totala ATP i proven.

Extraktion av biomaterial

Extraktion av biomaterial från sandproven utfördes med användning av olika extraktionssubstrat. Under undersökningens gång använde vi oss av 4 olika (varianter) extraktionsbuffertar för att försöka optimera analysbetingelserna (höja metodikens känslighet):

1. PBS (8g NaCl, 0,2g KCl, 1,44g Na₂HPO₄, 0,24g KH₂PO₄); pH 7,45
2. TEA_{twi80} buffer (1,2114g Tris_(0,01M), 0,336g EDTA_(1mM)); 0,05% TWIN₈₀ (Alef, K. and Nannipieri, P., 1995)
3. TAL_{twi80} buffer (12,114g Tris_(0,1M), 0,672g EDTA_(2mM)); 0,05% TWIN₈₀ (Lundin, A., 1990).
4. TAL buffer (utan TWIN₈₀)

Parallella extraktionsförfaranden har utförts på följande prov:

- a) - PBS och TEA_{twi80} med prov nr #010 - #016 (7 parallella analyser)
- b) - TEA_{twi80} och TAL_{twi80} med prov nr #039, #040, #042-#048 samt #053 (10 parallella analyser)
- c) - TAL_{twi80} och TAL med prov nr #043, #045, #050, #051, #053 - #060, #075, #076, #079 och #080 (16 parallella analyser).

Resultaten visas i tabell (s. 5 - 5a)

Det har visat sig att TAL som extraktionssubstrat ger högsta ATP värden av alla använda extraktionsbuffertar.

Därför har alla ATP värden omräknats till TAL:s effektivitetsnivå.

a) PBS + TEA_{twi80}

Sju stycken prov analyserades parallellt med både PBS och TEA_{twi80} som extraktionsbuffert.

Högre ATP värdena (gällande TEA_{twi80}) påvisades i alla prov. Höjningen varierade från 21% (#014) till 47% (#013).

Medelvärde ligger på 35,4% med en variationskoefficient på 27%. Beräknad omräkningsfaktor blir 1,35 (1,35 gånger högre ATP värdena med TEA_{twi80} som extr.buffert jämfört med PBS).

b) TEA_{twi80} och TAL_{twi80}

Tio prov analyserades parallellt med både TEA_{twi80} och TAL_{twi80}.

Högre koncentrationer av ATP (gällande TAL_{twi80}) har uppmätts i alla prov. ATP värdena varierade från 23% (#045) till 47% (#040), med ett medelvärde på 32,8% och en variationkoefficient på 23%.

Beräknad omräkningsfaktor blir 1,30 (1,3 gånger högre ATP värdena med TAL_{twi80}).

I fallet prov nr #053 påvisades ökning av ATP med 17% och detta värde ansågs avvikande och därmed ingick inte i beräkning av omräkningsfaktor.

c) - TAL_{twi80} och TAL

Sexton prov analyserades parallellt med både TAL_{twi80} och TAL. Värdena på fyra prov (nr 043, 045, 051 och 053) användes inte för de ansågs avvika avsevärt. I alla prov behandlade med TAL har högre koncentrationer av ATP uppmätts. Värdena varierade från 28% (#059) till 49% (#060) med ett medelvärde på 40,0% och variationskoefficient på 18%. Omräkningsfaktor blir 1,40.

ng ATP /g torr vikt : extraktion av biomaterial med användning av 4 olika extraktionssubstrat

Provnr.	Etraktionssubstrat						
	PBS	TEA-tw	+ i %	TAL-tw	+ i %	TAL	+ i %
#001	63,03						
#002	44,86						
#003	40,72						
#004	43,58						
#005	3,73						
#006	77,22						
#007	90,81						
#008	56,46						
#009		279,63					
#010	115,60	165,10	43				
#011	20,48	28,61	40				
#012	34,20	47,09	38				
#013	31,11	45,58	47				
#014	56,96	69,13	21				
#015	41,83	52,46	25				
#016	31,23	41,89	34				
#017		73,31					
#018		48,60					
#019		100,66					
#020		72,52					
#021		181,82					
#022		124,96					
#023		74,69					
#024		60,93					
#025	68,77						
#026	105,00						
#027		38,02					
#028		78,34					
#029		51,63					
#030		92,84					
#031		91,40					
#032		43,88					
#033		22,83					
#034		26,92					
#035		226,09					
#036		466,18					
#037		120,16					
#038		269,94					
#039		184,40		262,50	42		
#040		185,70		273,63	47		
#041		3,86					
#042		45,56		57,74	27		
#043		39,50		52,21	32	110,02	
#044		140,05		183,07	31		
#045		41,50		51,17	23	143,42	
#046		11,60		15,59	34		
#047		10,63		13,85	30		
#048		9,77		12,57	29		
#049						57,28	
#050				50,12		71,83	43
#051				20,01		42,46	
#052				154,44			
#053		133,19		155,62		183,41	
#054				12,45		16,87	37
#055				74,05		102,02	38
#056				54,49		74,59	37
#057				41,40		53,52	29
#058				69,81		101,99	46
#059				66,85		85,33	28
#060				62,48		92,88	49
#061						3,75	
#062						17,84	
#063						39,54	
#064						20,15	
#065						20,28	
#066						14,34	
#067						3,70	
#068						6,40	
#069						4,36	
#070						2,55	
#071						26,67	

ng ATP /g torr vikt : extraktion av biomaterial med användning av 4 olika extraktionssubstrat

[illegible]

RESULTAT OCH DISKUSION

ARBOGA

AOC-och ATP- analyser var utförda på två långsamfilter under period 08/96-01/97.

AOC-halter i inkommande vatten varierar kraftigt och visar inga säsongvariationer. Organisk belastning varierar från månad till månad med stora amplituder (min.: 16 µg AOC/L i september; max.: 81 µg AOC/L i november). Detta skulle dock kunna tydas som en tillfälligt inhibitionseffekt som återkommer då och då.

Kurvorna för AOC-halter i utkommande vatten representerar nästan identiska värden för båda filtren och visar inte samma variation som inkommande värden. En viss säsongstendens finns med sjunkande värden mot januari. De något lägre värdena i september kan i de fallen inhibition förekommit i inkommande vatten ha slagit igenom också efter filtrering. Vi har också lägre ATP-halter i filter 4 vid detta tillfälle.

På grund av detta varierar reduktionen av organiska ämnen också kraftigt. Minskning av AOC-halterna har påvisats i augusti, oktober och januari, medan avsevärt ökning sker i september och november.

ATP-halter indikerar en relativt svag biologisk aktivitet i båda filtren med någorlunda tydligt minskning mot vinter perioden. Detta tillsammans med AOC värdena kan tydas så att i oktober och januari spelade kemisk reduktion en betydande roll medan biologisk reduktion förblir hämmad av möjliga inhibitoriska ämnen i inkommande vatten i september och november. Trots relativt gynnsam (för en intensiv bakteriell aktivitet) vatten temperatur (augusti: 20,4°C; september 16,0°C) kan vi inte tala om någon avsevärd aktivitet i filtren. Detta talar också för inhibitoriska förhållanden som rått under undersökningsperiod.

Ingen samband mellan olika belastningar och aktivitet/AOC reduktion kunde påvisas.

ARVIKA

AOC-och ATP- analyser utförda på ett långsamfilter under period 08/96-01/97.

AOC-halter i inkommande vatten påvisar inga säsongvariationer utan snarare indikerar en, generellt sett, ökning av koncentration av organiska ämnen. Värdena är dessutom relativt konstanta och ligger på en högre nivå än vad som påvisades i de andra anläggningarna. AOC-halter i utgående vatten påvisar att organisk belastning reduceras under hela undersökningsperioden dock i något mindre utsträckning i september och januari.

ATP-halter är relativt konstanta och låga. De visar inte på några säsongvariationer och indikerar en relativt svag bioaktivitet vilket talar för en kemisk snarare än biologisk reduktion i synnerhet under höstperiod. Relativt låga vattentemperatur har bidragit till en lägre biologisk aktivitet.

HAGFORS

AOC-och ATP- analyser utförda på tre långsamfilter under period 08/96-01/97.

Vatten- och sandprov har inte tagits i augusti månad.

AOC-halter i inkommande vatten stiger under september-oktober period från 52 $\mu\text{g AOC/L}$ till 63 $\mu\text{g AOC/L}$. Därefter sjunker koncentration av organisk belastning mot vintern för att i januari hamna på 37 $\mu\text{g AOC/L}$.

Reduktion påvisas efter filter nr 1 men är mindre och mer ostabil efter filter 2 möjligtvis p g a förbehandling med dosering av alkali. AOC-värdena i utkommande vatten efter filter nr 4 sjunker kraftigt, trots dubbel belastning, under hela undersökningsperioden (sept-januari) och ligger också på lägre nivå än för övriga filter. (högre effektivitet i filter 4?)

ATP-halterna uppmätta i september på alla tre filtren visar på en viss biologisk aktivitet som sedan avtar avsevärt mot vinterperiod. Temperaturförhållanden främjar inte i något större utsträckning högre bakteriell aktivitet. Man kan kanske formoda att det handlar om kemisk reduktion, snarare än biologisk och det på alla tre undersökta filtren. I fallet filter nr 2 kan man även se indikationer på inhibitoriska förhållanden.

KINDA

AOC- och ATP- analyser utförda på två långsamfilter under period 08/96-01/97

AOC halter i inkommande vatten är relativt höga under hela undersökningsperioden (min.: 58 µg AOC/L i oktober; max.: 84 µg AOC/L i januari). Merparten av reduktionen sker på båda filtren i början och på slutet av undersökningsperioden, vilket kan bero på de ökade ingångshalter.

Temperatur förhållanden är typisk säsongsmässiga.

TOC värden är relativt höga.

ATP halter visar på en högre biologisk aktivitet under hela perioden med undantag för november värdena.

Detta tillsammans med organisk belastning och reduktionsdynamik ger indikation på att merparten av inkommande AOC reduceras genom biologisk aktivitet.

Skillnaden på belastningen har inte påverkat kvaliteten på utgående vatten.

LAXÅ

AOC- och ATP- analyser utförda på ett långsamfilter under period 08/96-01/97

AOC halter i inkommande vatten har varit relativt konstanta under hela undersökningsperioden. Jämfört med andra anläggningar hör Laxå-filtret till de med lägre organisk belastning vilket kan ha varit en följd av förbehandlingen (snabbfilter).

AOC värden på utgående vatten visar samma trend. Säsongvariation påvisas med en svag ökning från augusti till november och minskning fram till januari.

Reduktion av AOC sker under hela perioden (lägst i september: 20%; högst i januari: 44%)

ATP halter visar på en intensiv biologisk aktivitet (sommarm-höst) och en klar säsongvariation med det högsta värdet uppmätt i oktober (491 ng ATP/g). Därefter minskar ATP halter avsevärt mot vinter.

Med största sannolikhet är den biologiska aktiviteten som svarar för AOC reduktion. Kemisk reduktion kan ha fått större betydelse under tiden november-januari då ATP halterna sjunkit kraftigt.

LEKSAND

AOC- och ATP- analyser utförda på ett långsamfilter under period 08/96-01/97

AOC halterna i inkommande vatten indikerar en klar inhibitionseffekt på det mikrobiella samhället. Värdena ligger under 5 µg AOC/L i augusti och sedan under 1 µg i övriga provomgångar.

AOC-halterna i utgående vatten varierar mellan 22 µg AOC/L (november) och 53 µg (januari). Här sker ingen reduktion på AOC utan en kraftig ökning som varierar mellan flera hundra och flera tusen procent. Detta talar också för att det finns ett eller flera inhib. ämnen i inkommande vatten.

Väldigt låga ATP-halter, uppmätta under hela perioden (4-9 ng ATP/g) konfirmerar att inkommande vatten innehåller inhiberande ämnen, sgs ingen biologisk aktivitet förekommer.

LINKÖPING

AOC- och ATP- analyser utförda på två långsamfilter under period 08/96-01/97

AOC halterna påvisar säsongvariation i den utsträckningen att värdena i inkommande vatten stiger mellan augusti och september, sjunker i oktober men ökar sedan igen till relativt sett högre värden under november och januari. (Augusti: 40; januari: 62 µg AOC/L).

Minskning av AOC-halter sker efter båda filtrena (mellan 29-51% efter filter nr.1, och 18-54% efter filter nr. 4). Undantag är augusti månad där reduktion efter filter 1 bestämdes som osignifikant (4%) och efter filter nr 4 där en ökning i AOC-halt på 7% påvisades. Detta beror dock troligen på att ingångshalten vid denna tidpunkt var relativt låga. Utgående halter från de två filtren är likartade och följer samma säsongstrend.

ATP halterna påvisar klar säsongvariation med de högsta uppmätta värdena i september (412 ng ATP/g - filter nr.1; 849 ng ATP/g - filter nr.4). Aktiviteten i båda filtren avtar avsevärt efter september och förblir relativt låg under nov.-januari. Den biologiska aktiviteten (ATP) tillsammans med AOC reduktion talar för en klar biologisk reduktion under sommar-höst perioden som avtar mot vintern och ersätts av de kemiska och fysiska processer som också leder till minskning av organisk belastning i utgående vatten.

MOTALA

AOC- och ATP- analyser utförda på ett långsamfilter under period 08/96-01/97

AOC-halterna i inkommande vatten påvisar säsongvariation med kraftigt stigande värden under sommar-höst period; augusti - 37; oktober - 76 $\mu\text{g AOC/L}$. Halterna sjunker något i november och förblir på samma nivå i januari (55 $\mu\text{g AOC/L}$).

Reduktion på AOC sker under hela undersökningsperioden: lägst i augusti: 5% - sannolikt på grund av låga ingångsvärden (förbehandling) och betydligt högre under övrig period (mellan 30 - 43%).

ATP halterna följer samma trend som påvisats i utgående vatten. Största intensiteten bestämdes i oktober (219 ngATP/g) och lägsta i november och januari (17, resp. 49 ng ATP/g). Under sommar-höst perioden är det den biologiska aktiviteten som står för AOC reduktion. Kemisk reduktion tar över mot vinter period.

STOCKHOLM VATTEN (LOVÖ)

AOC- och ATP- analyser utförda på tre långsamfilter under period 08/96-01/97

AOC halter i inkommande vatten visar säsongvariation. Halterna stiger under sommar period (augusti-september) och sjunker sedan gradvis mot vinter.

AOC halter i utgående vatten visar samma trend.

ATP halter kan inte bedömas säsongmässigt eftersom proven inte tagits i oktober. Man kan dock säga att högre aktiviteten har uppmätts under sommar-höst perioden. Mot vinter avtar aktiviteten.

AOC reduktion: filter 1:

Minskning av AOC sker under hela undersökningsperioden men med en svag intensitet (i genomsnitt med ca 10%) och vi tror att det är tack vare biologisk reduktion.

AOC reduktion: filter 2:

Reducerade AOC halter har uppmätts enbart i oktober. Analyser efter övriga provomgångar påvisar en ökning i AOC halter. Detta kan bero på att fraktionen på det svårt nedbrytbara kolet i inkommande vatten dominerar.

AOC reduktion: filter 3:

En svag reduktion har uppmätts under höst-vinter. Ökning på AOC koncentrationen påvisades under august-september.

SYDVATTEN

AOC- och ATP- analyser utförda på två långsamfilter under period 08/96-01/97

Filter nr 5.

AOC-halter i inkommande vatten påvisar inga säsongvariationer. Uppmätta värden sjunker konstant under hela undersökningsperioden (47 µg AOC/L i augusti - 13 µg AOC/L i januari). Organisk belastning reduceras i augusti med 24% och sedan avtar reduktion och ligger på (relativt osignifikanta) nivåer: 0-7%.

Filter nr 16.

AOC halter i inkommande vatten varierar något under de tre första månaderna och sedan sjunker AOC värdena kraftigt mot vintern. Värdena är lägre än förväntat. Reduktion ligger på 28-29% i august och oktober. Organisk belastning ökar mot slutet av undersökningsperioden (nov.: 73%, januari: 303%)

ATP-halterna på båda filtren varierar säsongsmässigt med max värdena uppmätta i september (169 ng ATP/g -filt. 5; och 258 ng ATP/g -filt.16). Biologisk aktivitet avtar avsevärt mot vinter. Det talar för en mycket svag biologisk reduktion. I fallet filter nr 16 kan man även se inslag av inhibition i november och januari.

TRANÅS

AOC- och ATP- analyser utförda på två långsamfilter under period 08/96-01/97

AOC-halterna i inkommande vatten påvisar säsongvariation med stigande värden under sommar-höst perioden (aug-okt: 43-73 µg AOC/L) för att sedan sjunker något mot vintern (51 µg AOC/ i januari).

AOC-halterna i utgående vatten ökar under de första två månaderna. En viss reduktion sker under okt.-nov., men koncentration av organiska ämnen ökar något - icke signifikant- återigen i januari. Värdena för de två filtren visar samma säsongstrend och ligger dessutom på samma nivå oavsett olika belastningar (flödemässigt).

ATP-värdena visar samma trend och indikerar en intensiv biologisk aktivitet under sommar-höst perioden, som inte resulterar i minskning av AOC utan tvärtom (sekundär produktion som överstiger reduktion). Mot vintern (nov., jan.) avtar aktiviteten avsevärt med en svag AOC reduktion.

SLUTSATSER

Biologisk reduktion kunde fastställas i följande långsamfilter:

KINDA

LAXÅ

LINKÖPING 1 och 4

MOTALA

Kemisk reduktion kan förmodas i följande långsamfilter:

ARVIKA

HAGFORS, 1 och 4

En kemisk reduktion kan förmodas ske i **de flesta långsamfilter** mot slutet av undersökningsperioden (november-januari) vilket kan förklaras med de låga temperaturförhållandena.

Det är viktigt att påpeka att ATP värden och AOC värden kan betraktas som komplementära parametrar för de undersökta sandfilter-ekosystemen. Men de kan varken korreleras matematiskt eller statistiskt eftersom det handlar om två olika tillvägagångssätt, nämligen:

1. Att mäta AOC-reduktion med hjälp av en känd, bakteriestam; och
2. Att mäta aktiviteten i sanden med hjälp av bestämning av TOTALA ATP (bakterier, alger, protozoa)

Vi tror att det skulle vara viktigt med uppföljande undersökningar under något ändrade undersöknings förhållanden.

Literatur

- Alef, K., och Nannipieri, P. (1995): *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press Ltd. London
- Lundin, A. (1990): *Clinical applications of luminometric ATP monitoring*. Doktorsavhandling. Repro Print AB, STHLM. ISBN 91-628-0065-5.
- Standard Methods for the examination of water and wastewater, 1992.
18th Ed. Greenberg A, Clescer L, Eaton A.
- Van de Werf, H., och Verstraete, W. (1984): ATP measurement by bioluminescence: environmental applications. In: *Analytical applications of Bioluminescence and chemiluminescence*. Kricka Lj, Stanley PE, Thorpe GHG, Whitehead TP (eds). Academic Press Ltd. London.
- Van de Werf, H. Et al. (1995): The TEA/NRB method.. I: Alef, K., och Nannipieri, P. (1995): *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press Ltd. London
- Van der Kooij, D., Visser, A., och Hijnen, W.A. (1982): Determining the concentration of easily assimilable carbon in drinking water. J. Am. W.W.A.
- Van der Kooij, D. (1995): Determination of the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water with growth measurements using pure bacterial cultures. The AOC manual. SWE-95.022 KIWA.