

Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen

***Johanna Blomberg
Redaktör***



18

Utgiven av VAV AB

**VA-FORSK
RAPPORT
1999 • 18**

 **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. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Ola Burström, ordförande	Skellefteå
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
VD Roger Bergström	VAV
Enhetschef Bengt Göran Hellström	Stockholm Vatten AB
Gruppledare Pär Jönsson	Östersund
Kommunalsråd Sören Larsson	Hallsberg
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
VA-chef Stefan Marklund	Luleå kommun
Ledamot i KS Åsa Möller	Sundsvall
Avd chef Peter Stahre	VA-verket Malmö
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet
Asle Aasen, adj	NORVAR, Norge
Forskningschef Jan Falk, sekreterare	VAV

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

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

VAV AB är servicebolag till Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen

Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen

***Johanna Blomberg
Redaktör***

Utgiven av VAV AB

**VA-FORSK
RAPPORT
1999 • 18**

 **VA-FORSK**

VAV

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material i den omättade zonen
Title of the report:	Artificial groundwater recharge – Removal of natural organic matter in the unsaturated zone
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien: ISSN-nummer: ISBN-nummer:	1999-18 1102-5638 91-89182-32-4
Författare:	Johanna Blomberg, Stockholm Vatten, redaktör
Utgivare:	VAV AB
VA-FORSK projekt nr:	97-116
Projektets namn:	Konstgjord grundvattenbildning, kolonnförsök för fördjupning av kunskaper samt effektivisering av processerna
Projektets finansiering:	VA-FORSK, Stockholm Vatten, Norrvatten
Rapporten beställs från:	AB Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 113 87, Stockholm, tfn 08-457 11 00
Rapportens omfattning Sidantal: Format: Upplaga:	116 A4 1300
Sökord:	Dricksvatten, konstgjord grundvattenbildning, omättad zon, organiskt material, TOC, AOC, hydrofoba och hydrofila syror, FISH, PAC, kloridspårämnesförsök, Salmonella bakteriofager
Keywords:	Drinking water, artificial groundwater recharge, unsaturated zone, NOM, TOC, AOC, hydrophobic and hydrophilic acids, FISH, PAC, chloride tracer test, Salmonella bacteriophages
Sammandrag:	Rapporten beskriver avskiljning av löst organiskt material och av mikroorganismer i den omättade zonen vid konstgjord grundvattenbildning. Studier gjordes i kolonner och i en befintlig infiltrationsanläggning. Projektet ingick i utredningen Storstockholms framtida vattenförsörjning.
Abstract:	The report describes the removal of natural organic matter and of microorganisms in the unsaturated zone during artificial groundwater recharge. Tests were performed in sand columns and in an infiltration plant. The project was a part of the investigation Future water supply in the Greater Stockholm area.
Målgrupper:	Dricksvattenproducenter Forskare Konsulter Miljövårdsmyndigheter
Utgivningsår:	1999
Pris 1999:	275 kr, exkl moms

SAMMANFATTNING

Målsättningen med denna studie var att undersöka om konstgjord grundvattenbildning genom infiltration av Mälarsvatten i Uppsalaåsen kunde vara en effektiv och uthållig metod för att säkra den framtida dricksvattenförsörjningen i Storstockholmsområdet. Avskiljningen av organiskt material (mätt som TOC) och av mikroorganismer från vattnet i den omättade zonen studerades i tre delprojekt: (1) ett kolonnförsök där Mälarsvatten infiltrerades i sand insamlad från Uppsalaåsen; (2) undersökningar i en infiltrationsanläggning (Skytteholm) och (3) laboratorieexperiment där inverkan av vattentemperaturen, det lösta organiska materialets kvalitet och jordar med olika sorptionsegenskaper studerades.

Den genomsnittliga TOC-koncentrationen i Mälarsvatten var 6,3 mg C/l. Kolonnförsöket visade att avskiljningen av TOC (3-25%) i den omättade zonen (4 m) var otillräcklig i förhållande till uppställda vattenkvalitetsmål. pH-värdet i in- och utgående vatten (i genomsnitt 7,6 respektive 7,8) var för högt för att en effektiv TOC-sorption på sandmaterialens ytor skulle kunna ske. TOC-avskiljningen ökade med ökande vattentemperatur och bestod huvudsakligen av en avskiljning av negativt laddade hydrofoba och hydrofila syror. Varken de undersökta faktorerna uppehållstid, kornstorlek och rensningsmetod, eller de tre tillkommande experimentella manipulationerna (tillförsel av näringssubstrat; tillförsel av rostjord med potentiellt hög sorptionskapacitet; sänkning av pH i det infiltrerande sjövattnet till ca 6), hade någon nämnvärd inverkan på TOC-avskiljningen. Laboratorieexperiment visade att $\text{pH} < 5$ var nödvändigt för att uppnå en TOC-avskiljning på 25% som enbart skulle bero på kemiska sorptionsprocesser.

Bakterierna i Mälarsvatten kvarhölls effektivt av sandmaterialet. Spårämnesförsök visade att retentionen av virus inte var helt tillfredsställande, även om den ökade markant med minskande kornstorlek på sanden. Mikroorganismerna kunde effektivt minska mängden assimilerbart organiskt kol (AOC) i inkommande sjövattnet. Bakterierna som fanns på sandkornens ytor ökade sin nedbrytning av hydrofoba syror efter mineralämnestillsats. Bakterier som levde i vattnet ökade sin nedbrytning av hydrofoba syror vid höga AOC-halter, vilket indikerade att AOC hade en co-metabolisk funktion och att de vattenlevande bakterierna möjligen föredrog de hydrofila syrorna.

I Skytteholm erhöles en minskning av TOC med nära 25 % i genomsnitt, medan vid de lägsta temperaturerna var minskningen endast ca 10 %. Den omättade zonen var 11 m och uppehållstiden i den mättade zonen var ca 1,5 dygn. En fullskalanläggning för Storstockholm med en kapacitet upp mot 10 m³/s kommer med nödvändighet att ha relativt korta uppehållstider. Resultaten från Skytteholm indikerar att TOC-avskiljningen i grundvatten-zonen då blir mycket begränsad och att den tillsammans med avskiljningen i den omättade zonen inte blir tillräcklig för att uppfylla kravet på en TOC-avskiljning som är åtminstone likvärdig med den som erhålles med dagens teknik.

Det finns ett fortsatt behov av forskning för att bättre kunna förstå processerna vid avskiljning av organiskt material och patogena organismer vid konstgjord grundvattenbildning. Det är angeläget att klarlägga om svenska infiltrationsanläggningar som uppvisar större skillnader mellan TOC-halten i infiltrerat och uttaget vatten jämfört med denna studie, också har en avsevärt bättre TOC-avskiljning eller om inblandning av naturligt bildat grundvatten är betydande. Vidare bör betydelsen av interaktionen mellan adsorption och mikrobiell nedbrytning studeras närmare. Alternativa filtermaterial med positiv netto-tytladdning även vid höga pH-värden bör testas liksom inverkan på nedbrytningen av tillförsel av biologiskt lättillgängligt kol och mineralämnen. Uppgifter om genombrott av patogena mikroorganismer i anläggningar med konstgjord grundvattenbildning bör sammanställas och utvärderas. Fördjupade studier av risken för virusgenombrott är angelägna.

SUMMARY

The aim of this study was to investigate whether artificial groundwater recharge by infiltration of water from Lake Mälaren into the Uppsala esker would be an effective and sustainable practice to secure the future supply of drinking water in the Greater Stockholm area. The removal of organic matter (measured as TOC) and microorganisms from the water in the unsaturated zone was investigated in three subprojects: (1) a column experiment where water from Lake Mälaren was infiltrated in sandy material collected from the Uppsala esker; (2) investigations at an infiltration plant (Skytteholm), and (3) laboratory experiments where the influence of water temperature, TOC quality and soils with different sorption characteristics was studied.

The average TOC concentration in the lake water was 6,3 mg C/l. The column experiment showed that the TOC removal (3-25%) in the unsaturated zone (4 m) was insufficient compared to predetermined water quality criteria. The pH value in the water entering and leaving the columns (average value 7,8) was too high to obtain an effective TOC sorption on the surfaces of the sand grains. The TOC removal increased with increasing water temperature, and was mainly accounted for by the removal of negatively charged hydrophobic and hydrophilic acids. Neither the investigated factors retention time, grain size and scraping/raking of the "topsoil", nor the three additional experimental manipulations (nutrient substrate addition; addition of spodic material from a podsol with a potentially high sorption capacity; lowering of the pH value of the infiltrating lake water to appr. 6), had any noticeable influence on the TOC removal. The laboratory experiments showed that $\text{pH} < 5$ would be necessary to obtain a 25% TOC removal accounted for by chemical sorption processes.

The bacteria in the lake water were effectively retained in the sandy material. However, tracer experiments showed that the retention of viruses was not entirely satisfactory, even if it increased markedly with decreasing grain size of the sandy material. The microorganisms effectively reduced the amount of Assimilable Organic Carbon (AOC) in the infiltrating lake water. Bacteria associated with sandgrain surfaces increased their decomposition of hydro-phobic acids after addition of mineral nutrients. Bacteria which lived in the water increased their decomposition of hydrophobic acids at high levels of AOC, which indicated that AOC had a co-metabolic function and that these bacteria may prefer the hydrophilic acids.

At Skytteholm, the average TOC removal was close to 25 %. At the lowest water temperatures the removal was slightly above 10 %. The unsaturated zone was 11 m, and the retention time in the saturated zone was about 1.5 days. A full-scale infiltration plant in the Greater Stockholm area, with an infiltration capacity close to $10 \text{ m}^3/\text{s}$, will by necessity have relatively short retention times. The results obtained at Skytteholm show that the extent of the TOC removal in the saturated zone will be very limited. Therefore, the combined removal in the unsaturated and saturated zone will not be sufficient to fulfill the minimum requirement of a TOC removal which is at least similar to the removal obtained by the currently used technique.

There is a need for further research to improve our understanding of the processes which determine the TOC removal and the removal of pathogenic organisms during artificial groundwater recharge. It is highly desirable to establish whether those Swedish infiltration plants having larger differences between TOC in infiltrating water and outgoing water than the differences obtained in the present study, also have a considerably more effective TOC removal, or whether there is a significant mixing with natural groundwater. The interaction between TOC sorption and microbial decomposition also merits further investigations. Filter materials with a positive surface charge even at high pH values should be tested. Also, the influence of easily degradable organic compounds and mineral nutrients on the total decomposition of organic matter should be more firmly established. Reports of break-throughs of pathogenic microorganisms in plants with artificial groundwater recharge should be compiled and evaluated. More detailed risk assessments of virus break-throughs are also highly desirable.

FÖRORD

Projektet Storstockholms framtida vattenförsörjning genom konstgjord grundvattenbildning startades av Stockholm Vatten AB och Kommunalförbundet Norrvatten 1994. Etapp 1, Undersökning av möjligheterna till konstgjord grundvattenbildning, rapporterades i mars 1996.

Utgående från slutsatserna i den första etappen genomfördes en andra etapp av utredningen. I den andra etappen ingick ursprungligen kolonnförsök i laboratorieskala, fältförsök i halvskala för undersökning av hur infiltrationsbassänger kan drivas med mindre miljöstörningar samt en strategisk miljökonsekvensbeskrivning. Kolonnförsöken har genererat ett examensarbete. Försöken i halvskala har under projektets gång ersatts av begränsade undersökningar och försök i en existerande infiltrationsanläggning i Skytteholm, Ekerö kommun. Dessa senare undersökningar utgör ett komplement till kolonnförsöken. Föreliggande rapport omfattar därför både kolonnförsöken och undersökningarna i Skytteholm samt en sammanfattning av examensarbetet.

Kolonnförsöken och undersökningarna i Skytteholm har drivits som ett samarbetsprojekt mellan Stockholm Vatten AB och Kommunalförbundet Norrvatten samt Avdelningen för mark- och vattenresurser vid Kungliga Tekniska Högskolan, Bakteriologiska enheten, Vatten och Miljö Mikrobiologi, vid Smittskyddsinstitutet, Institutionen för markvetenskap vid Statens Lantbruksuniversitet samt avdelningen för mikrobiologisk ekologi (Fachgebiet Ökologie der Mikroorganismen) vid Tekniska Universitet i Berlin. I undersökningarna i Skytteholm har även VBB VIAK AB varit engagerade.

Följande personer har varit engagerade i projektet:

<i>Företag/Institution</i>	<i>Namn, Titel, Ansvarsområde</i>
Norrvatten	Per Ericsson, Laboratoriechef Delansvarig för Stockholm Vatten och Norrvattens gemensamma huvudprojektet "Storstockholms framtida vattenförsörjning". Ansvarat för mikrobiologiska rutinanalyser.
Stockholm Vatten	Johanna Blomberg, Civilingenjör Projektledare för kolonnförsöken. Ansvarat för drift och tillsyn av kolonner, kemiska och fysikaliska rutinanalyser samt kapitel 2 och slutrapportens helhet. Jan Hjort, Överingenjör Ansvarig för Stockholm Vatten och Norrvattens gemensamma huvudprojektet "Storstockholms framtida vattenförsörjning".
KTH	P-O Johansson, Tekn dr, numera VBB VIAK AB Uppdragsledare för KTH och därefter för VBB VIAK. Övergripande förslag till försöksuppläggning för kolonnförsök och undersökningar i Skytteholm. Planering och genomförande av spårämnesförsök. Ansvarat för kapitel 3, 5 och 6. Bengt Espeby, Tekn dr Samordnare KTH. Ansvarig tillsammans med Per-Olof Johansson för kolonnkonstruktion och installation samt för mätning av vattenhalt och genomförande av spårämnesförsök beskrivet i kapitel 2.

Bertil Nilsson, Tekniker

Konstruktion och underhåll av kolonner och provtagningsutrustning.
Gasprovtagning i kolonner och vattenprovtagning i Skytteholm.

Smittskyddsinsitutet

Thor-Axel Stenström, Chefsmikrobiolog, prof

Uppdragsledare för SMI. Utformat det mikrobiologiska undersökningsprogrammet. Ansvarig för mikrobiologiska undersökningar tillsammans med Jonas Långmark. Ansvarat för kapitel 2.2.4 samt 2.4.4.

Jonas Långmark, Mikrobiolog

Ansvarat för mikrobiologiska provtagningar och analyser tillsammans med Thor-Axel Stenström och Görel Allestam. Delansvarig för kapitel 2.2.4 samt 2.4.4.

Görel Allestam, BMA

Ansvarat för mikrobiologiska spårämnesförsök. Delansvarig för mikrobiologiska analyser tillsammans med Jonas Långmark.

SLU

Dan Berggren, docent

Huvudansvarig för delprojektet "Karaktärisering av löst organiskt material". Huvudansvarig för avsnitt 2.2.2 , delar av 2.2.3, samt kapitel 4.

S. Ingvar Nilsson, prof

Delansvarig för "Karaktärisering av löst organiskt material".

Huvudansvarig för diskussionsavsnittet i kapitel 2, samt för rapportens svenska och engelska sammanfattning.

TU Berlin

Ulrich Szewzyk, prof

Utformat det mikrobiologiska undersökningsprogrammet tillsammans med Thor-Axel Stenström.

Utredningsarbetet har finansierats av Stockholm Vatten och Norrvatten med bidrag till projektets kolonnförsök från VA-forsk, projektnummer 97-116.

Ett tack riktas härmed till Ekerö kommun, Tekniska kontoret för att man upplåtit Skytteholms vattenverk för undersökningar och försök. Tack även till Oskarshamn och Katrineholm för medverkan i examensarbetet.

Jan Hjort

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING

SUMMARY

FÖRORD

1	INLEDNING	1
1.1	Tidigare utredningar	1
1.2	Målsättning	2
2	KOLONNFÖRSÖK	4
2.1	Målsättning och centrala frågeställningar	4
2.2	Försökets uppläggning	4
2.1.1	Försöksanläggning och kolonnmaterial	4
2.1.2	Testfaktorer och analyser	7
2.1.3	Förändringar under försökets gång	11
2.2	Resultat	13
2.2.1	Vattenflöde, vattenhalter och uppehållstider	13
2.2.2	Extraherbart järn, aluminium, kisel och organiskt kol	16
2.2.3	Fysikaliska och kemiska vattenanalyser	17
2.2.4	Mikrobiologiska analyser	24
2.4	Diskussion	34
2.4.1	Hur väl representerade kolonnerna verkligheten?	34
2.4.2	Klorid- och fagförsök	34
2.4.3	TOC-minskning och inverkan av olika faktorer	34
2.4.4	Mikrobiologiska studier	36
2.4.5	TOC-avskiljning - en huvudsakligen fysikalisk/kemisk eller biologisk process?	38
2.5	Slutsatser	39
3	FÄLTFÖRSÖK I SKYTTEHOLM, EKERÖ KOMMUN	41
3.1	Bakgrund	41
3.2	Försökets uppläggning	43
3.2.1	Infiltration och uttag	43
3.2.2	Installation av provtagningsspetsar och grundvattenrör samt jordprovtagning	43
3.2.3	Bestämning av uppehållstider och blandningsförhållanden	44
3.2.4	Vattenprovtagning och -analyser	44
3.3	Resultat	45
3.3.1	Fysikaliska och kemiska analyser av sandprover	45
3.3.2	Uppehållstider och blandningsförhållanden	46
3.3.3	Vattenkvalitet	47
3.4	Diskussion och slutsatser	50

4	TEST AV ROSTJORDARS FÖRMÅGA ATT AVSKILJA ORGANISKT MATERIAL	52
4.1	Bakgrund	52
4.2	Metodik	52
4.2.1	Kolonnförsök	52
4.2.2	Skakförsök	54
4.3	Resultat	55
4.3.1	Kolonnförsök	55
4.3.2	Skakförsök	57
4.4	Diskussion och slutsatser	58
5	SAMMANFATTANDE DISKUSSION	60
5.1	Jämförelse av erhållna resultat	60
5.2	Jämförelse med tidigare undersökningar	62
5.3	Forsknings- och utvecklingsbehov	64
6	SLUTSATSER	66
7	REFERENSER	68
	ORDFÖRKLARINGSLISTA	72
APPENDIX		
I	Metodbeskrivning för fraktionering av löst organiskt kol	
II	Provtagningschema för mikrobiologiska analyser	
III	Metodbeskrivning för mikrobiologiska analyser	
IV	Vattenkvalitetsdata för kolonnförsöket	
V	Diagram över kemiska analysdata	
VI	Diagram över mikrobiologiska data	
VII	Vattenkvalitetsdata i Skytteholm	

1 INLEDNING

1.1 Tidigare utredningar

1994 föddes idén till utredningen Storstockholms framtida vattenförsörjning genom konstgjord grundvattenbildning. 1995 till 1996 genomfördes utredningens första etapp, en undersökning av möjligheterna till konstgjord grundvattenbildning. Rapporten, daterad mars 1996, drog slutsatser beträffande det framtida vattenbehovet, sammanfattade erfarenheter från befintliga infiltrationsanläggningar samt vattenkvaliteten i östra Mälaren. Hydrogeologi, grundvattenkvalitet och konkurrerande markanvändning samt förslag till tänkta framtida anläggningar redovisades. För Stockholm Vatten, Norsborgsverket, föreslogs infiltration i Uppsalaåsen inom området Södra Bornsjön - Sturehov i Botkyrka och Salems kommun. För Stockholm Vatten, Lovöverket, föreslogs infiltration i Uppsalaåsen på sträckan Liljedal - Skytteholm, Ekerö och för Norrvatten, Görvälnverket infiltration på Munsö. Vidare redovisades hur ett samordnat naturresursutnyttjande kunde ske samt forsknings- och utvecklingsbehov.

Rapporten från första etappen visade optimism inför ett framtida utnyttjande av Uppsalaåsen för Storstockholms framtida vattenförsörjning genom konstgjord grundvattenbildning. Viktiga slutsatser formulerade i den första etappen var bl a :

- att en framtida vattenförsörjning för Storstockholm baserad på konstgjord grundvattenbildning genom bassänginfiltration bedömdes fullt realistisk
- att vattenförbrukningen fram till år 2100 ej torde överstiga 10 m³/s, varvid räknats med max 3,1 miljoner människor och att detta vattenbehov bedömdes kunna täckas genom bassänginfiltration.
- att erfarenheter från befintliga anläggningar visade att en hög vattenkvalitet kan erhållas genom bassänginfiltration utan användning av fällningskemikalier och klor
- att framställning av dricksvatten genom konstgjord grundvattenbildning ligger i linje med Agenda 21 om kretsloppsanpassad teknik
- att den effektiva teoretiska infiltrationsarealen, inklusive 10 % i reserv, för att producera 10 m³/s år 2100 uppgår till sammanlagt 1 km² fördelat på ett antal områden vid en antagen hydraulisk belastning av 1 m³/m²/d
- att den totala åsytan utgör ca 14 km² och att ca 20 - 40 % av denna yta skulle komma att beröras och få vissa restriktioner i markanvändningen vid en fullständig utbyggnad. Huvuddelen av denna yta kommer dock att vara tillgänglig för det rörliga friluftslivet
- att uppehållstiden i jordlagren med de förutsättningar som antagits, grovt uppskattas variera mellan 2 och 7 dygn, dock kan uppehållstiden i vissa fall bli längre

Arbetsgruppen föreslog att utredningsarbetet skulle gå vidare i en andra etapp. Syftet med den var att förbättra kunskapen om och förutsättningarna för konstgjord grundvattenbildning.

Under 1997 genomfördes en strategisk miljökonsekvensutredning för projektet Storstockholms framtida vattenförsörjning. I detta arbete förutsattes att man skulle uppnå de uppsatta vattenkvalitetsmålen från Etapp 1 (se under punkt 1.2). Den

strategiska miljökonsekvensutredningen resulterade i en remissutgåva daterad september 1997. Viktiga slutsatser i detta utredningsarbete var:

- Områdena, som är aktuella för konstgjord grundvattenbildning är i stor utsträckning av högt bevarandevärde och ofta klassat som riksintresse enligt Naturresurslagen (NRL) med avseende på kulturmiljö, naturmiljö och/eller det rörliga friluftslivet
- Om vissa nedlagda grustäcker kommer att utnyttjas för infiltration kan positiva miljöeffekter uppnås
- Förbrukningen och hanteringen av kemikalier väntas i utbyggnadsalternativet minska kraftigt
- Energiförbrukningen kommer att öka jämfört med nuläget
- Risken för olyckor och sabotage kommer att öka jämfört med nuläget

Den strategiska miljökonsekvensbeskrivningen har hösten 1997 skickats på remiss till ett tjugotal instanser huvudsakligen statliga och regionala myndigheter samt kommuner. 17 svar erhöles. Flertalet remissinstanser såg positivt på den genomförda strategiska miljökonsekvensutredningen och frågan om en eventuell framtida vattenförsörjning baserad på konstgjord grundvattenbildning. Det behövdes dock ett antal kompletteringar. Länsstyrelsen i Stockholms län var negativ och ville avföra de för Stockholm Vatten tänkta infiltrationsområdena Liljedal – Skytteholm och Bornsjön – Sturehov från vidare utredning. Naturvårdsverket ansåg att man även bör ta in Upplands-Bro i den strategiska miljökonsekvensbeskrivningen. Någon slutgiltig rapport kommer inte att färdigställas utan remissomgången kommer att redovisas i huvudprojektets slutrapport (Hjort, 1999).

1.2 Målsättning

I Stockholmsområdet finns ett antal grusåsar. Huvudprojektets målsättning var att utreda om konstgjord grundvattenbildning i dessa åsar är en lämplig teknik för Storstockholms framtida vattenförsörjning. Går det att framställa ett vatten med en kvalitet minst likvärdig med den som erhålles med dagens rening genom kemisk fällning och för Stockholm Vattens del i kombination med långsamfiltrering? Dagens rening avskiljer det lösta organiska materialet i vattnet effektivt, minskningen är i storleksordningen 50 %. Detta innebär att höga krav ställs på naturen om man skall kunna uppnå likvärdigt resultat. Det är inte bara de organiska ämnena, som är av intresse, men de har en central ställning i de här genomförda undersökningarna. Vid infiltration skall även likvärdiga resultat erhållas med avseende på turbiditet, lukt, smak, färg och patogena mikroorganismer mm.

Målet med kolonnförsöken var att skaffa mer kunskaper om vad som händer i den omättade zonen vid konstgjord grundvattenbildning genom bassänginfiltration. Med kemiska och mikrobiologiska undersökningar studerades förloppen vid minskning av vattnets innehåll av organiska ämnen vid dess passage genom infiltrationsbädden. Kunde man påverka förhållandena i bädden så att en effektivare reduktion av vattnets innehåll av lösta föroreningar, i första hand humusämnen men även partikulärt material, bakterier etc erhöles. Amerikanska erfarenheter från långsamfilter är att man skall harva ner det organiska materialet i stället för att skala av det. Härigenom kan en rikare mikrobiologisk aktivitet sannolikt åstadkommas i bädden. Kunde detta förbättra

reningseffekten? Samtidigt gällde det att var uppmärksam på risken för igensättningar i marken.

I planeringen ingick att genomföra dessa försök i fyra parallella infiltrationskolonner placerade vid Stockholm Vattens vattenverk i Norsborg.

Inom projektet diskuterades ingående vilken effekt en rostjord kunde ha på avskiljningen av organiskt material. Kunde introduktion av rostjord i infiltrationszonen öka reduktionen av organiskt material? Detta resulterade i ett separat delprojekt i form av ett examensarbete vid Sveriges Lantbruksuniversitet och Kungliga Tekniska Högskolan av Anna-Lena Carling och Katarina Gustafsson. Examensarbetet leddes av två av projektgruppens medlemmar. Examensarbetet stöddes ekonomiskt inom projektets ram.

Ett delprojekt med fältförsök var avsett att startas som uppföljning av kolonnförsöken samt för att kunna utvärdera praktiska idéer beträffande hur man skall förbättra reningseffekten i samband med bassänginfiltration. Tanken med detta delprojekt var att bygga upp en delskalanläggning i ett grustäktsområde på Munsö. Erfarenheterna från kolonnförsöken medförde att målsättningen beträffande dessa halvskaleförsök reviderades. Som alternativ valdes att mera ingående följa upp en existerande infiltrationsanläggning, Skytteholm, i Ekerö kommun. Denna infiltrationsanläggning ligger inom ett av de tänkta framtida infiltrationsområdena. Anläggningen har under senare år moderniserats. Detta vattenverk uppvisade en god vattenkvalitet trots att uppehållstiden för det infiltrerade vattnet redan innan här redovisade försök bedömdes vara kort. Målsättningen med dessa försök var att undersöka den faktiska uppehållstiden för det infiltrerade Mälarvattnet, blandningsförhållanden mellan infiltrerat ytvatten och grundvatten (andelen direkt infiltrerat ytvatten i det uppumpade grundvattnet) samt hur kvaliteten förändras med tiden under infiltrationen.

2 KOLONNFÖRSÖK

2.1 Målsättning och centrala frågeställningar

I etapp 1 av Storstockholms framtida vattenförsörjning identifierades ett forsknings- och utvecklingsbehov kring de mekanismer som påverkar reningsprocessen vid konstjord grundvattenbildning och särskilt bassänginfiltration med obehandlat ytvatten. Genom att utföra kolonnförsök ville vi ”öppna den svarta lådan” och öka kunskaperna om de fysikaliska, kemiska och mikrobiologiska förloppen som pågår i en infiltrationsanläggning. Vi valde att koncentrera oss på den omättade zonen. Förutsättningarna borde där vara mest fördelaktiga för fastläggning och nedbrytning av organiskt material. Den grövre delen av porsystemet är luftfyllt vilket innebär en närmare kontakt mellan vattnet och filtermaterialet och en bättre tillgång till syre för den mikrobiella nedbrytningen jämfört med den mättade zonen. Tidigare undersökningar indikerade också en relativt sett större avskiljning i den omättade zonen. Möjligheterna att påverka förhållandena är också större i den omättade zonen, framför allt i filterbädden.

Nyckelfrågorna i kolonnförsöket har varit:

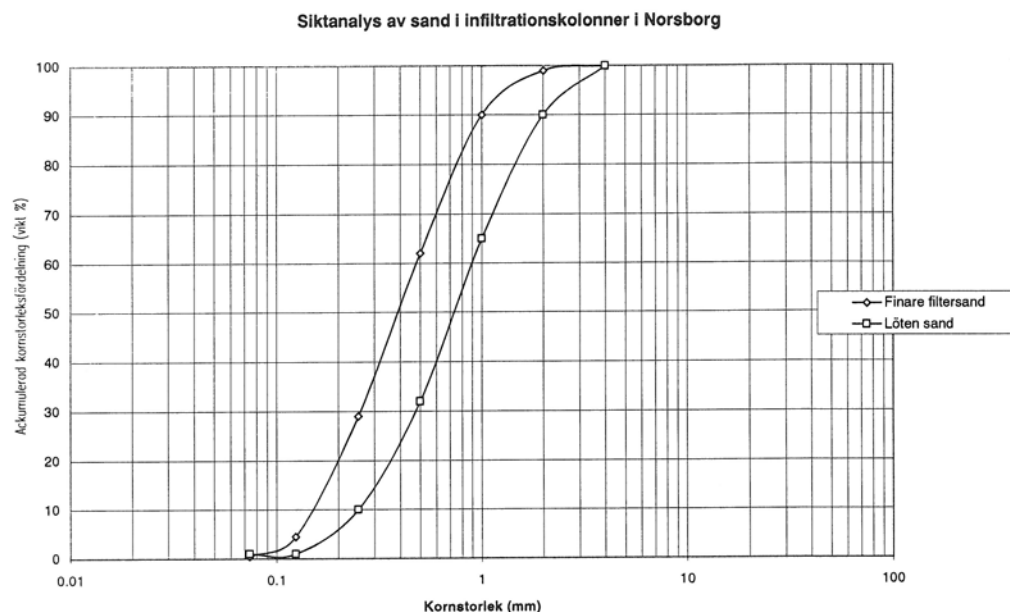
- Hur stor är avskiljningen av TOC i den omättade zonen?
- Var sker TOC-avskiljningen?
- Hur samverkar kemiska och mikrobiologiska processer?
- Finns det begränsade faktorer i råvattnet och/eller i kolonnmaterialet som inverkar på TOC-avskiljningen?
- Kan TOC-avskiljningen och nedbrytningen av svårnedbrytbara ämnen stimuleras?
- Vilken avskiljning (barriäreffekt) kan erhållas för bakterier och virus?

2.2 Försökets uppläggning

2.1.1 Försöksanläggning och kolonnmaterial

Fyra kolonner betecknade K1, K2, K3 och K4 installerades. K1, K2 och K4 fylldes med 3,9 m sand från Lötens grustag, Ekerö kommun (kornstorlek: 0,1-4,0 mm; $d_{10}=0,25$; $d_{60}=0,90$ och $d_{60}/d_{10}=3,60$). Sandens specifika yta uppgick till $0,77 \text{ m}^2/\text{g}$ för fraktionen 0,1-4,0 mm. Sandens mineralsammansättning dominerades av kvarts (ca 70 %) men innehöll också ca 10 % av respektive fältspat och hornblände samt 10 % glimmermineral (biotit och muskovit). K3 fylldes med samma typ av sand upp till 2,8 m. Denna sand överlagrades av en finkornigare sand (0,1 -1,0 mm; $d_{10}=0,14$; $d_{60}=0,48$ och $d_{60}/d_{10}=3,43$). Dess specifika yta uppgick till $0,95 \text{ m}^2/\text{g}$ för fraktionen 0,1-1,0 mm. Kvarts var också här det helt dominerande mineralet. I figur 2.1 visas kornstorlekskurvorna för de båda sandsorterna.

Vid fyllningen av kolonnerna vägdes sanden och vattenhalten i vikts-% bestämdes. Härigenom kunde den totala porositeten bestämmas med kännedom om sandens specifika vikt.



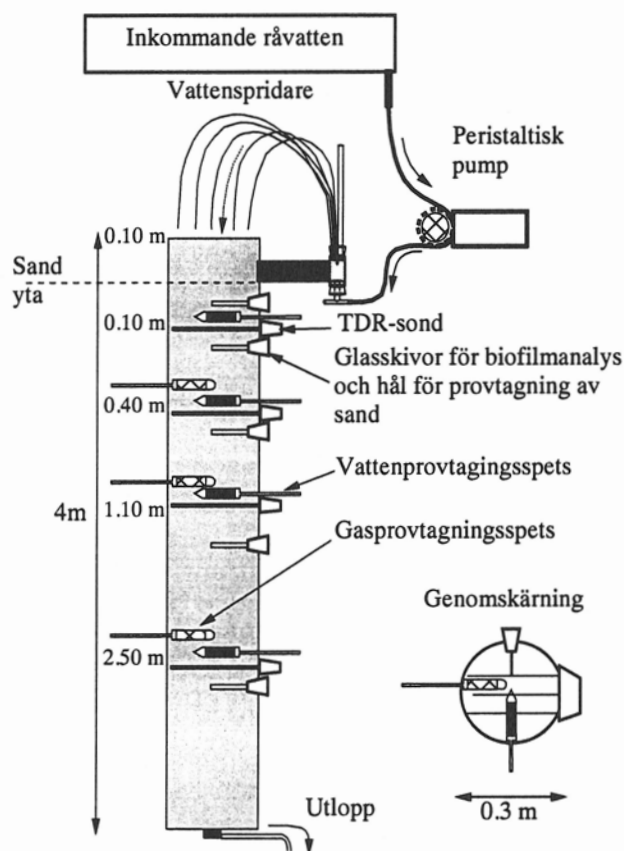
Figur 2.1. Kornstorlekskurvorna för de båda sandtyperna som använts i kolonnerna.

Kolonnerna placerades på Norsborgs vattenverk (Östra verket), i ett utrymme där lufttemperaturen var ungefär densamma som i råvattnet. Norsborgs vattenverk är beläget i Botkyrka kommun, söder om Stockholm. Råvattnet tas från Rödstensfjärden i Östra Mälaren, på 11 meters djup. Vattnet passerar en trumsil med porstorleken 400 μm innan det tas in i verket. Från inkommande råvattenledning leddes Mälärvattnet med självfall till försökanläggningen. Via en utjämningsreservoar (med bräddavlopp) fördelades vattnet mellan de fyra kolonnerna. Varje kolonn var utrustad med en peristaltisk pump och en spridaranordning med 13 tunna teflonslangar (innerdiameter: 1,5 mm, figur 2.2), för att erhålla en jämn fördelning av inkommande vatten över sandytan. Utloppen var placerade i botten av kolonnerna. Vattenflödet genom kolonnerna kontrollerades på utloppssidan med mätglas och tidtagarur. Kontroll skedde ca 2 ggr per vecka. Vid omställningar av flödet mättes detta även på inloppssidan.

Kolonnerna var utrustade med uttagsanordningar för vatten, gas samt för sand och glasskivor (avsedda för mikrobiologiska studier) på ett antal nivåer, för att ingående kunna studera reningsprocesserna i sanden (figur 2.2). Installationerna var tätast i den övre delen av varje kolonn. TDR-sonder (Time Domain Reflectometry), för mätning av vattenhalt och vattnets elektrolitiska ledningsförmåga, placerades på fyra olika nivåer.

Kolonnernas övre skikt var belyst med artificiellt dagsljus (lysrörsarmatur med 2 st UVA 340 nm lampor och 1 st växthuslampa). Belysningen var tidsreglerad. Vintertid var lamporna påslagna 6 timmar per dygn och sommartid 12 timmar per dygn. Ljusstyrkan kontrollerades vid ett tillfälle med avseende på fördelningen mellan UV-ljus (UVA, UVB och UVC) och synligt ljus. Mätningen visade att dagsljussimuleringen var acceptabel.

Allt material i försöksanläggningen, med undantag för själva kolonnrören (som var av PVC), var av rostfritt stål, teflon eller silikon för att undvika mikrobiell tillväxt på oönskade ställen. Samtliga slangar var täckta med mörka skyddslangar eller tejp för att minimera tillväxt av alger.



Figur 2.2. Skiss över en testkolonn inklusive spridaranordning och provtagningsutrustning.

Tabell 2.1. Försöksuppställning för kolonninfiltrationsförsöken vid Norsborgs vattenverk.

Variabel	K 1	K 2	K 3	K 4
Flöde (ml/min)	47	95	47	47
Hydraulisk belastning (m ³ /m ² ,d)	1	2	1	1
Uppehållstid ¹ (h och min)	14 h 45 min	8 h 30 min	16 h 15 min	15 h 45 min
Kornstorlek (mm)	0,1-4 (0-3,9 m)	0,1-4 (0-3,9 m)	0-0,1 (0-1,1 m) 0,1-4 (1,1-3,9 m)	0,1-4 (0-3,9 m)
Rensningsmetod (vid höga tryckfall)	Konventionell skumning ²	Konventionell skumning ²	Harvning ³ + Konventionell skumning vid behov	Harvning ³ + Konventionell skumning vid behov

1) Genomsnittlig uppehållstid, uppmätt m h a spårämnesförsök (klorid)

2) Med konventionell skumning avses bortförsel av de översta 1-2 cm samt tillförsel av ren sand

3) Med harvning avses en om- och nedblandning av det översta sandmaterialet, ca 1-2 cm, inklusive organiskt material, lerpartiklar mm

2.1.2 Testfaktorer och analyser

Följande testfaktorer har styrt försöket: *kornstorlek på sandmaterialet, hydraulisk belastning, uppehållstid, rensningsmetod samt råvattnets temperatur och säsongsmässiga sammansättning*. De två senare faktorerna har ej gått att påverka. Försöksupställningen framgår av tabell 2.1

Kornstorleksfördelning och specifik yta

Kornstorleksfördelningen hos filtermaterialet är av betydelse för genomsläppligheten och sätter en gräns för vilken hydraulisk belastning som är möjlig. Porstorleken, som bestäms av kornens storlek, form och packning, avgör tillsammans med den hydrauliska belastningen vilken vattenmättnad som erhålls. Fastläggningen av olika ämnen från det infiltrerande vattnet beror bl a på hur stora de tillgängliga ytorna är på filtermaterialet och dessa ytors egenskaper. Valet av filtermaterial styrdes av en avvägning mellan en god vattengenomsläpplighet och en stor specifik yta.

Kornstorleksfördelningen bestämdes med sikt- och hydrometeranalys enligt Byggforskningens informationsblad B2:1972. Bestämningen av specifik yta utfördes med BET-analys (Brunauer m fl, 1938). För ytbestämningen placerades ett torkat jordprov placerades i en provbehållare fylld med en välbestämd mängd kvävgas. Provet kylades ner så att ett enmolekylärt skikt av kondenserat kväve erhöles på sandkornen. Minskningen av kvävgashalten vid nedkylningen och ökningen vid den efterföljande uppvärmningen omräknades därefter till specifik yta.

Karaktärisering av filtermaterialet

Sekundära former av Al och Fe(III) i rostjorden som överlagrades sanden i K4 (se avsnitt 2.1.3), och i sandmaterial från 5, 15 och 40 cm djup i K1 (provtaget 97-09-08) kvantifierades och grovkaraktiserades genom extraktioner med natriumpyrofosfat (McKeague, 1967) och ammoniumoxalat (McKeague & Day, 1966). Med sekundära former menas sådana som bildats (fällts ut) under de förhållanden (tryck och temperatur) som idag råder i marken. De är alltså bildade av ämnen som frigjorts genom kemisk vittring av primära mineral, t ex fältspater. Exempel på några sekundära mineral som finns i podsolers B-horisonter (rostjordar) är FeOOH (götit), $\text{Si}_2\text{Al}_4\text{O}_{10} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (imogolit) och $\text{Al}(\text{OH})_3$ (aluminiumhydroxid). Det var rimligt att anta att dessa mineral, vilka har stor betydelse för det organiska materialets sorption, redan fanns eller kunde bildas i kolonnerna.

Den oxalatextraktion, som användes vid bestämningen, löser upp amorfa (oxy)hydroxider av Al och Fe, samt det Fe och Al som är komplexbundet och/eller samutfällt (t ex som hydroxid) med markens organiska material. Beträffande Al har man kunnat visa att oxalat också effektivt löser upp Al-OH-Si-utfällningar såsom imogolit ($\text{Si}_2\text{Al}_4\text{O}_{10} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) (Dahlgren, 1994). Pyrofosfat löser i huvudsak upp organiskt komplexbundet Al, medan mycket av det Fe som extraheras främst tycks komma från Fe-hydroxider som samutfällts med det organiska materialet. Ett jordmaterials förmåga att adsorbera organisk substans är relaterad till mängden (egentligen ytan) av sekundära oorganiska Al- och Fe-former, vilka ungefärligen kan beräknas som

$$\text{Fe}_{\text{ox}} + \text{Al}_{\text{ox}} - \text{Al}_{\text{pyr}},$$

där ox och pyr står för oxalat- respektive pyrofosfatextraherbara mängder av Al och Fe.

Hydraulisk belastning

Den hydrauliska belastningen i svenska anläggningar för bassänginfiltration är vanligen 2-4 m³/m²/d (Sundlöf & Kronqvist, 1992). En låg belastning ger en lägre vattenhalt och en längre uppehållstid i den omättade zonen, vilket anses gynna fastläggning och nedbrytning av organiskt material. Det betyder dock också att större infiltrationsytor krävs. Den hydrauliska belastningen i vårt försök valdes till 1 m³/m²/d i K1, K3 och K4 och till 2 m³/m²/d i K 2. Motivet var att dels ha en belastning som var typisk för svenska anläggningar och dels undersöka om en halverad belastning påverkade reningseffekten. Väsentligt lägre hydrauliska belastningar än 1 m³/m²/d skulle innebära att arealbehovet för anläggningar för Storstockholm skulle bli så stort att allvarliga konflikter med andra markanvändningsintressen knappast skulle kunna undvikas.

Vattenhalt

I en anläggning för bassänginfiltration är oftast avsikten att erhålla en omättad strömning i filtersanden i bassängen och i det naturliga materialet under denna (en del av porsystemet är således luftfyllt). Vid omättad strömning kommer vattnet i närmare kontakt med materialets ytor vilket gynnar fastläggning av organiskt material. Nedbrytningen av organiskt material gynnas dessutom av tillgången på syre. Vattenhalten är främst en funktion av materialets kornstorlekssammansättning och den hydrauliska belastningen. Igensättningar i ytan leder ofta till att en vattenspegel bildas efter en tids infiltration. I materialet under vattenspegeln råder däremot omättade förhållanden. Skikt med lägre genomsläpplighet längre ner i profilen kan dock medföra att vattenmättade skikt uppstår.

Vattenhalten mättes under försökets gång på fyra olika nivåer i varje kolonn (figur 2.2). Mätningarna gjordes vid fem tillfällen under försökets gång med TDR-teknik (time-domain reflectometry) (Topp m fl, 1980).

Uppehållstider

Uppehållstiden i en kolonn är en funktion av den hydrauliska belastningen och under förutsättning att inga kortslutningsflöden förekommer, också av vattenhalten i kolonnen. Vattnets uppehållstidsfördelning är en viktig faktor vid bedömningen av uppnådda reningseffekter och möjligheterna till nedbrytning av organiskt material.

För att bestämma uppehållstidsfördelningen genomfördes två spårämnesförsök. De spårämnen som användes var dels klorid och dels bakteriofager (virus som förökar sig i bakterieceller). Kloridförsöket genomfördes 970701-970702 medan bakteriofagförsöket påbörjades 970930 och de sista proven togs 980505. Klorid är en jon som följer vattnet väl och således inte adsorberas på sandytorna. Klorid tillsattes som natriumklorid i en utjämningsreservoir under en timme. Den högsta koncentrationen i infiltrationsvattnet var 400 mg/l (elektrolytisk ledningsförmåga 150 mS/m). Vattenprover togs sedan manuellt i utloppen och vattnets elektrolytiska ledningsförmåga mättes (som kontroll

gjordes också vissa kloridanalyser). Med TDR-tekniken kunde också ett indirekt mått på det passerande vattnets ledningsförmåga erhållas (Topp m fl, 1988). Härigenom kunde spårämnespulsen kontinuerligt följas på fyra olika nivåer i varje kolonn. Bakteriofager är intressanta som spårämne dels som en hygienisk indikator för risken för virusspredning och dels eftersom de representerar en biologisk "partikel" och inte ett löst ämne. I försöket användes *Salmonella typhimurium* fag 28B, med en storlek av ca 60 nm. Detta virus kan vara stabilt i flera år i den aktuella miljön. Totalt tillsattes $1,5 \times 10^{10}$ fager i 100 ml vatten momentant till varje kolonn, varefter omedelbart 1 l råvatten tillsattes. Nedsköljningen med råvatten medförde en mindre ökning av flödet genom kolonnerna men efter 5 timmar kunde denna förhöjning inte märkas. Prover togs manuellt i utloppen varje timme under det första dygnet. Därefter utfördes provtagningen med glesare intervall.

Gasprovtagning

Vid nedbrytning av organiskt material förbrukas syre och koldioxid produceras. För att erhålla en indirekt indikation på nedbrytning av organiskt material i kolonnerna togs gasprover. Prover togs vid fem mättillfällen från filterspetsar på tre olika nivåer i varje kolonn. Gasproverna sögs ut med plastsprutor vars täthet noggrant testats. Tekniken har tidigare använts vid infiltrationsanläggningarna i Emmaboda och Södertälje, (Frycklund och Jacks, 1993; Frycklund m fl, 1994). Syrehalt och koldioxidhalt analyserades med en blodgasanalysator på Huddinge sjukhus (Radiometer ABL520). Analyserna gjordes samma dag som provtagningen.

Fysikaliska och kemiska analyser

Av de fysikaliska och kemiska analyserna utgjordes merparten av konventionella parametrar som ingår i dricksvattenkatalogeringen (SLV 1993:35). Analyserna utfördes i möjligaste mån enligt gällande standard med undantag för UV-absorbans och färgtal som analyserades spektrofotometriskt (vid 254 nm för UV och 374 nm för färgtalet). Analyserna utfördes av Stockholm Vattens och Norrvattens laboratorier som är ackrediterade.

Fraktionering av löst organiskt material

Lösta organiska föreningar i råvattnet och i utgående kolonnvatten karaktäriserades vid Institutionen för markvetenskap, SLU, enligt Leenheer (1981). I denna metod delas de organiska föreningarna upp i hydrofoba syror (HoA) och neutraler (HoN) samt hydrofila syror (HiA), neutraler (HiN) och baser (HiB). Metoden har fått stor internationell spridning, så mycket arbete har därför lagts ned på att karakterisera de olika fraktionerna (tabell 2.2). För en mer detaljerad beskrivning av analysmetoden hänvisas läsaren till appendix I.

Tabell 2.2. Generell sammansättning av olika fraktioner lösta organiska föreningar (Zech m fl, 1996).

Fraktion	Sammansättning
Hydrofoba syror (HoA)	högmolekylära syror innehållande både alifatiska och aromatiska kolenheter, starkt nedbrutna lignin- och ligno-cellulosa-nedbrytningsprodukter
Hydrofila syror (HiA)	högmolekylära syror innehållande både alifatiska och aromatiska kolenheter, mycket starkt nedbrutna lignin- och ligno-cellulosa-nedbrytningsprodukter, mer oxiderade än HoA
Hydrofoba neutraler (HoN)	alifatiska föreningar (fettsyror och vaxer), samt mindre nedbrutna lignin- och ligno-cellulosa-nedbrytningsprodukter
Hydrofila neutraler (HiN)	kolhydrater och polyfunktionella alkoholer
Hydrofila baser (HiB)	aminosyror, aminosocker, amfoteriska proteiner

Mikrobiologiska parametrar och analyser

Med heterotrofa bakterier (HB) avses de bakterier som använder organiska kolföreningar som näringskälla. De utgör endast en liten del av det totala antalet bakterier i vatten. I detta försök ingick de som en av flera indikatorer på kolonnernas avskiljningskapacitet. Kvantitativ analys av heterotrofa bakterier utfördes enligt dricksvattenkungörelse (SLV 1993:35) samt dessutom på R2A substrat (ytspridningsmetod SS 02 81 78). Detta substrat är framställt och anpassat för odling av mikroflora som är karakteristisk för näringsfattiga miljöer som t ex dricksvatten.

Totala antalet bakterier (TA) räknades i direkt mikroskopi med epifluorescensmetodik. TA utgjorde ytterligare ett mått på kolonnernas avskiljningsförmåga. Beräkningar av bakterietätheten (densitet) och bakteriernas utveckling i biofilmen (biodynamiken) baserades också på TA. TA värden användes dessutom för att beräkna den relativa andelen av olika bakteriegrupper inom den totala populationen som undersöktes med användning av FISH metoden.

FISH (Fluorescent *in situ* hybridisering) användes för att bestämma den fylogenetiska sammansättningen av bakteriesamhällen i både biofilm på glasskivor och i extraherat sand-biomaterial. I denna undersökningen mättes grupperna med beteckningen α , β och γ samt gruppen *Cytophaga/Flavobacterium* (CF).

Den fraktion av TA, som hade förmåga att reagera metaboliskt på tillförsel av näringsämnen bestämdes med PAC-metoden (probe active counts). Metoden användes för mätning av total mikrobiell aktivitet i biofilmerna före aktivering (FA) respektive efter aktivering (EA). Skillnaden mellan dessa båda värden utgjorde ett mått på populationens förmåga att reagera på och anpassa sig till en ökad näringstillförsel.

AOC-analyser användes för att bestämma halten av lättmetaboliserbart kol i vatten. Detta är en standardiserad bioassay där man mäter tillväxten av en testbakterie, *Pseudomonas* P17, beroende på förekomsten av lätt nedbrytbara kolkällor i vattnet. Den aktuella kolfraktionen utgör endast en liten del av det totala lösta organiska kolet i ett vattenprov.

För att försöka bedöma nedbrytningen av definierade (isolerade) kolföreningar utfördes ett försök där artigen mikroflora isolerad från råvattnet och sandmaterialet inockulerades i lösningar gjorda av hydrofoba och hydrofila syror som tidigare isolerats från vatten till kolonnerna.

För detaljerad beskrivning av provtagningsschema samt analysmetoderna ovan hänvisas till appendix II-III.

Rensningsmetoder

En av frågeställningarna var om man kunde påverka förhållandena i bädden så att en effektivare reduktion av vattnets innehåll av föroreningar kunde erhållas, i första hand humusämnen men även finkornigt material, bakterier etc. Amerikanska erfarenheter från långsamfilter är att man kan harva ner det organiska materialet i stället för att skala av det (Hendricks, 1991). Härigenom kan eventuellt den rikare mikrobiologiska aktiviteten i bädden gynnas. Samtidigt gäller det att var uppmärksam på risken för igensättningar. För att följa upp detta valdes harvning och skumning (konventionell rensningsteknik av ett långsamfilter) som metod för att vid behov rensa filterytan i kolonnerna. Vattennivån i kolonnerna mättes med tumstock ca 2 ggr i veckan. Vid 45 cm vattennivå bräddade kolonnerna. När bräddning inträffade stängdes inkommande råvatten och vattnet fick sjunka undan (tog 12-24 timmar) innan skumning alternativt harvning vidtogs.

2.1.3 Förändringar under försökets gång

I ett tidigt skede konstaterades att avskiljningen av organiskt material var måttlig i kolonnerna. Därför gjordes två förändringar i försöksupställningen i december 1997, efter fem månaders drift (tabell 2.3). I K2 tillsattes en näringsbuljong (R2A-medium) som engångsdos till inkommande vatten med syftet att stimulera den mikrobiella aktiviteten. I K4 placerades 15 cm rostjord (d_{10} : 0,6 mm, d_{60} : 1,3 mm) ovanpå filterytan för att öka adsorptionsförmågan av organiska ämnen. Rostjorden var hämtad vid Lötens grustag, i Ekerö kommun, på ca 50-60 cm djup. Den specifika ytan på fraktionen 0,1-1,0 mm var 0,72 m²/g. I slutet av februari 1998 togs rostjorden bort från K4.

Den 1 april 1998 startades dosering av utspädd saltsyra till K4 så att pH i inkommande råvatten sänktes till ca 6. Det är väl belagt i litteraturen att sorptionen av löst organiskt material till markpartiklar ökar då pH minskar. Exempelvis visade Karlton (1998) att sorptionen av fulvosyror till en rostjord (B-horisont) var nära noll vid pH 8, men hela 80 % vid pH 6.

Tabell 2.3. Förändringar i försöksuppställning.

Kolonn	Typ av förändringar	Tidpunkt
K1	-	-
K2	Tillsats av näringsbuljong (R2A-medium)	9 dec 1997 (24 veckor efter försöksstart)
K3	-	-
K4	1. Addering av 15 cm rostjord till filterytan	9 dec 1997 (24 veckor efter försöksstart)
	2. Borttag av rostjorden	23 feb 1998 (35 veckor efter försöksstart)
	3. Justering av inkommande råvatten-pH till ca 6 med utspädd saltsyra	1 april 1998 (40 veckor efter försöksstart)

2.2 Resultat

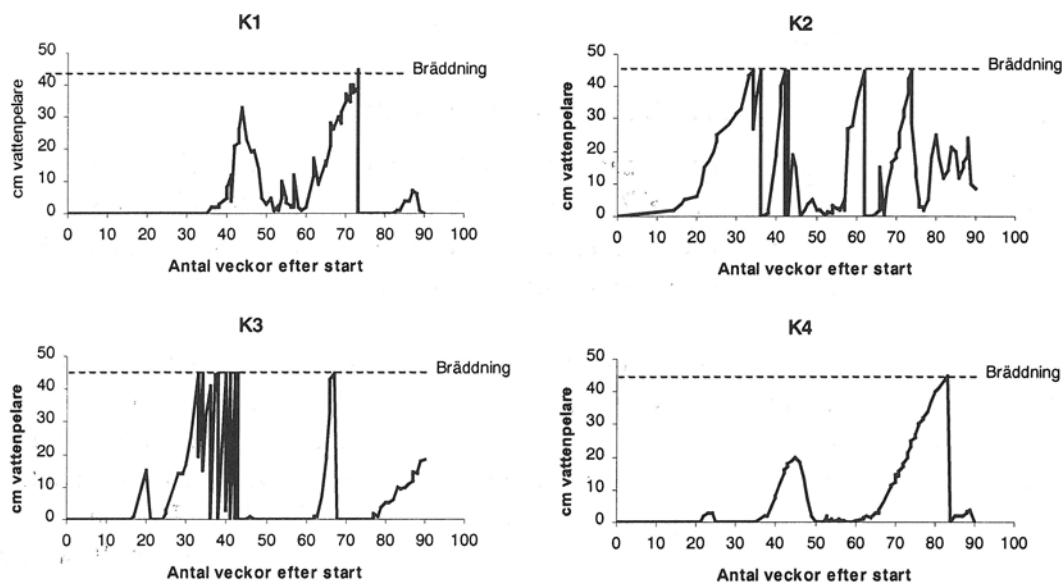
2.2.1 Vattenflöde, vattenhalter och uppehållstider

Vattenflödet genom kolonnerna var något under 47 ml/min (70 l/d) i K1, K3 och K4 och något under 95 ml/min (140 l/d) i K2 vilket motsvarar en hydraulisk belastning av 1 respektive 2 m³/m²/d. Flödet kunde hållas relativt konstant under försökets gång ($\pm 5\%$) med undantag för kortare perioder i samband med haverier.

Vattenhalterna var relativt stabila under hela försökets gång. Variationerna uppgick endast till några få volymprocent varför mättingsintensiteten minskades efter 6 månader. Vattenhalterna var högst överst i kolonnen och minskade sedan med djupet. Värdena för respektive nivå i kolonnerna framgår av tabell 2.4. Den totala porositeten i kolonnerna, baserad på invägning av sanden uppgick till 40-43 vol- %. Detta betyder att i genomsnitt var något mindre än halva porutrymmet vattenfyllt. Flödet var alltså hela tiden omättat. De fria vattenspeglar som bildades på toppen av kolonnerna orsakades av igensättningar i ytan. Dessa vattenspeglar utvecklades olika med tiden i de fyra kolonnerna (figur 2.3). I K2, med högst hydraulisk belastning, 2 m³/m²/d, bildades en vattenspegel redan efter 14 veckor medan det tog mer än dubbla tiden (35 veckor) i K1, som utgjorde referens. K3, som hade finkorning sand i ytan, harvades sex gånger under försökets första 42 veckor, varefter den skummades på konventionellt sätt. Harvning, d v s uppluckring/omblandning i filterytan, hjälpte bara kortsiktigt mot igensättningar.

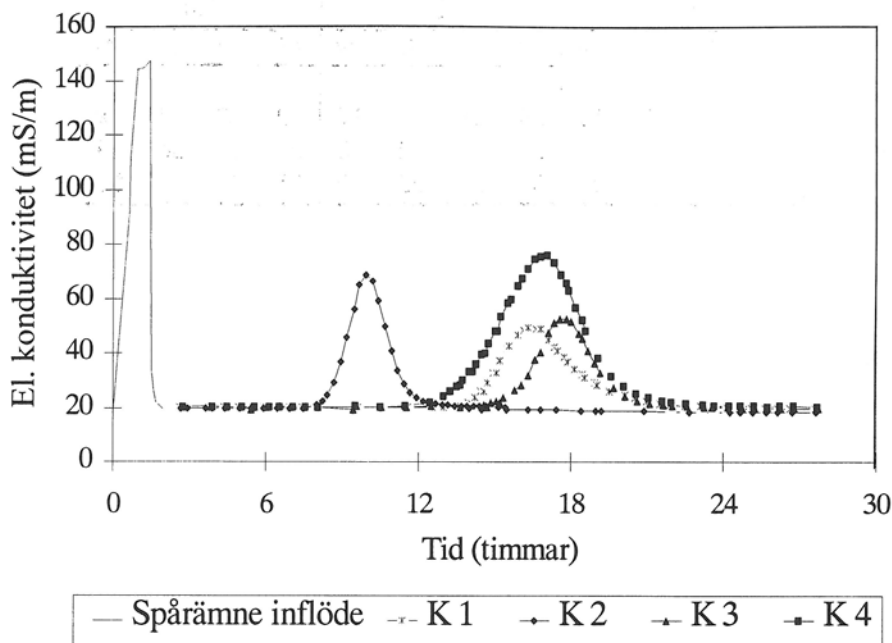
Tabell 2.4. Vattenhalt (vol %, Min, medel och maxvärden) på fyra olika nivåer i de fyra kolonnerna (Förklaring: K1 var utrustad med sondnummer 11-14, där 11=10 cm, 12=40 cm, 13=110 cm och 14=250 cm etc). (1997-07-02 – 1998-04-15) .

	K1				K2				K3				K4			
Sond	11	12	13	14	21	22	23	24	31	32	33	34	41	42	43	44
Min	17	14	14	13	18	16	17	16	26	23	21	17	19	22	15	18
Medel	21	16	15	14	21	18	19	19	29	25	22	18	22	23	16	19
Max	26	17	16	15	25	20	20	20	31	29	23	19	25	24	17	20



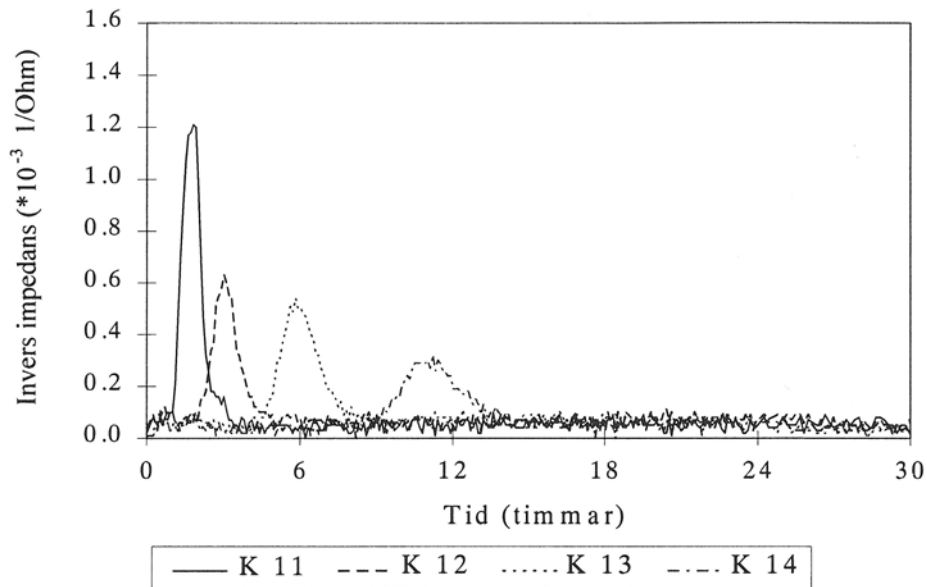
Figur 2.3. Utveckling av fri vattenspegel på toppen av kolonnerna. Vid 45 cm bräddade kolonnerna och filterytan skummades alternativt harvades.

De med klorid bestämda uppehållstiderna redovisas i figur 2.4. De först detekterbara halterna i utloppet erhöles efter 12-15 timmar i K1, K3 och K4 och efter 8 timmar i K2. Maximala halter erhöles efter 16-18 timmar i de tre förstnämnda kolonnerna och efter 10 timmar i K2. Eftersom koncentrationskurvorna i stort var symmetriska överensstämde tidpunkten för den maximala koncentrationen väl med den genomsnittliga uppehållstiden.

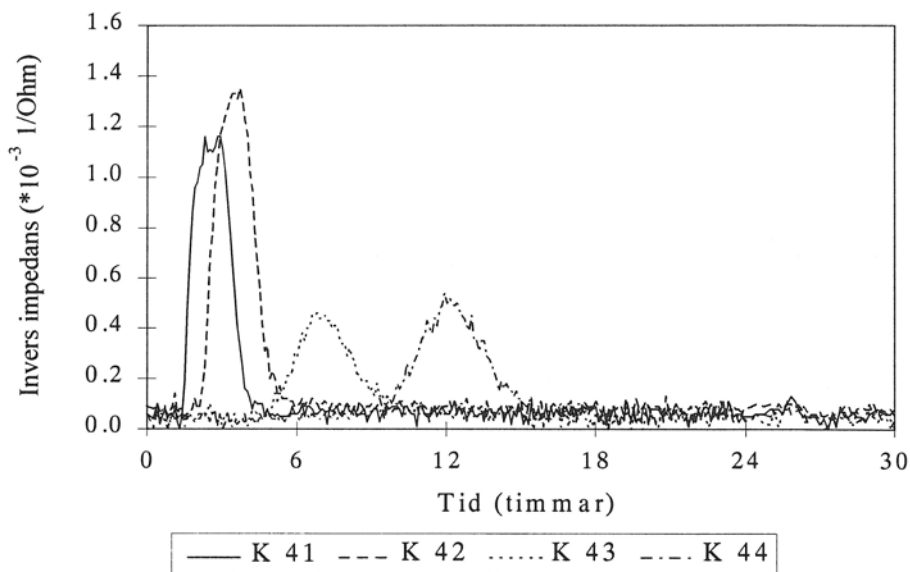


Figur 2.4. Genombrottskurvor för klorid i utloppen från kolonnerna.

Spårämnespulserna registrerade med TDR-sonderna i K1 och K4 visas i figur 2.5 och 2.6. I K4 fanns indikationer på kortslutningsflöden på vissa nivåer.

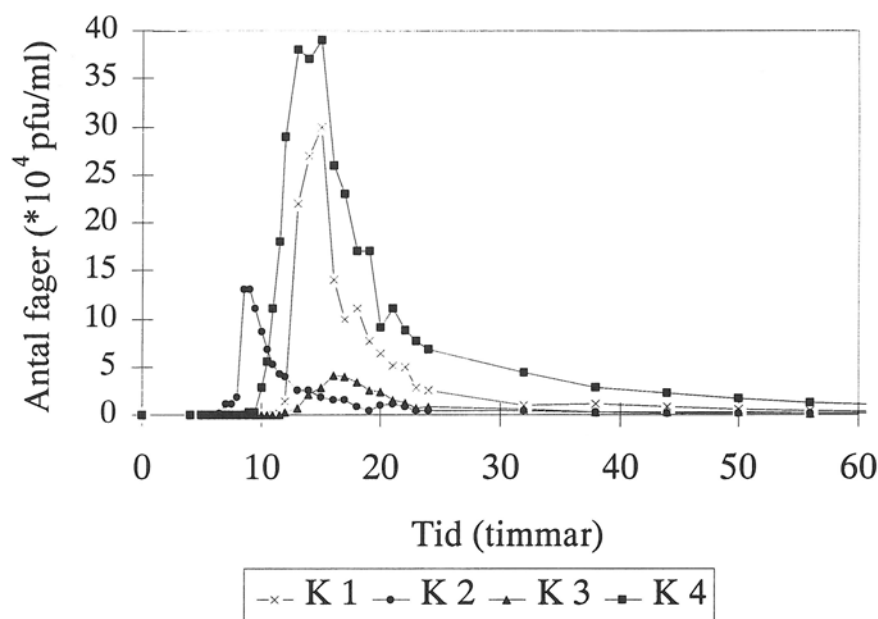


Figur 2.5. Spårämnespulser registrerade med TDR-teknik på olika nivåer i K1 (djup: K11=0,1 m, K12=0,4 m, K13=1,1 m, K14=2,5 m).

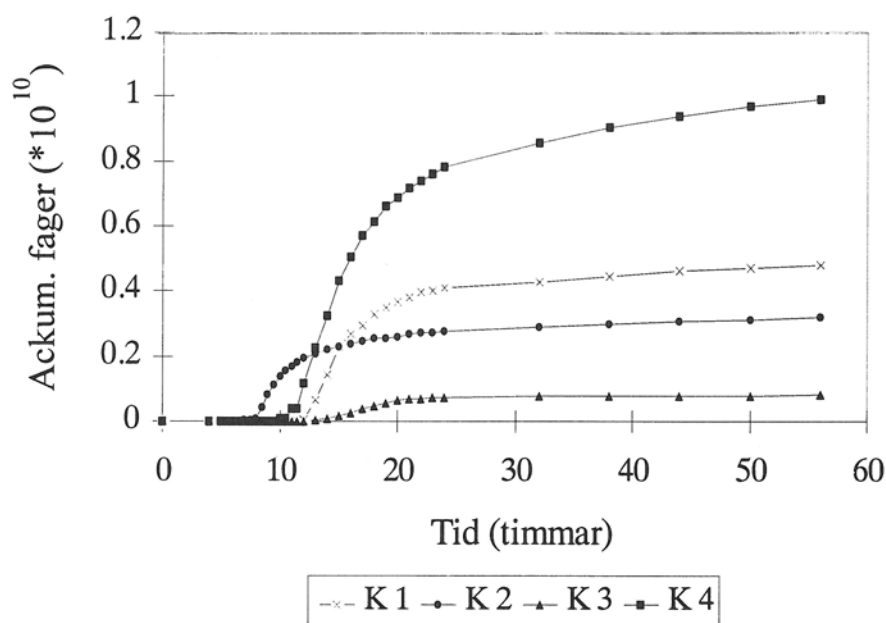


Figur 2.6. Spårämnespulser registrerade med TDR-teknik på olika nivåer i K4 (djup: K41=0,1 m, K42=0,4 m, K43=1,1 m, K44=2,5 m).

Genombrottskurvorna från bakteriofagförsöket visade på kortare uppehållstider än kloridförsöket. De första fagera i utloppen av K1, K2, K3 och K4 detekterades 5, 2,5, 2, respektive 5,5 timmar tidigare än kloriden medan maximihalten kom 1-2 timmar tidigare (figur 2.7). Den mest uttalade fördröjningen av fagera ägde rum i K3 med den mer finkorniga sanden i översta delen. Det ackumulerade antalet återfunna fager i utloppen efter 48 timmar var 31, 21, 5 och 64 % för K1, K2, K3 respektive K4 (figur 2.8).



Figur 2.7. Genombrottskurvor förbakteriofagera i kolonnernas utlopp.



Figur 2.8. Ackumulerat antal återfunna förbakteriofagera i utloppen av kolonnerna.

Efter 100 dagar hade endast 8 % av fagera återfunnits i utloppet från K3 jämfört med 78 % för K4 och fager återfanns alltså i utloppen från alla kolonnerna i slutet av försöksperioden.

2.2.2 Extraherbart järn, aluminium, kisel och organiskt kol

Kolonnmaterialiet innehöll ungefär lika mycket oorganiskt Fe plus Al som rostjorden (tabell 2.5), vilket var något förvånande med tanke på att rostjordar just kännetecknas av en hög ackumulering av sekundärt Al och Fe(III). Det faktum att kolonnmaterialiet också innehöll betydande mängder oxalatextraherbart Si, samt att kvoten $(Al_{ox} - Al_{pyr})/Si_{ox}$ låg

nära 2 indikerade att huvuddelen av det sekundära oorganiska materialet i våra kolonner var av imogolit-typ ($\text{Si}_2\text{Al}_4\text{O}_{10} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$). Mängden oorganiskt Fe var betydligt mindre.

Tabell 2.5. Al, Fe, Si och organiskt C i jordmaterial hämtad från B-horisonten i en podsol (rostjord) och från tre olika djup i K1. Index ox och pyr står för oxalat- respektive pyrofosfatextraherbara mängder av Al och Fe. Summan av oorganiskt Fe och Al har definierats som $\text{Fe}_{\text{ox}} + \text{Al}_{\text{ox}} - \text{Al}_{\text{pyr}}$. Enhet: mmol/kg.

Prov	Djup (cm)	Fe _{ox}	Al _{ox}	Si _{ox}	Fe _{pyr}	Al _{pyr}	C _{pyr}	Oorganiskt Fe+Al
B-horizon	50-60	16.0	88.5	61.5	3.3	14.6	79.2	96.5
Kolonn 1	5	16.7	163.0	72.8	0.4	5.1	<50	179.7
"	15	10.1	83.7	52.6	0.4	4.9	<50	93.8
"	40	11.0	87.7	41.9	0.1	4.3	<50	98.7

2.2.3 Fysikaliska och kemiska vattenanalyser

Samtliga analysdata finns sammanställda i appendix IV.

Råvattnets kvalitet och vattentemperatur

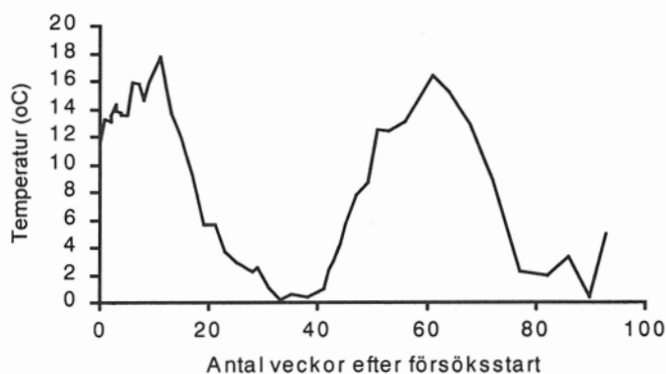
Kvaliteten i råvattnet (Mälarvattnet) var ganska jämn under försöksperioden med undantag för vattentemperaturen som varierade mellan 0,1 och 17,8 °C (se figur 2.9). De högsta vattentemperaturerna uppmättes i augusti/september. I tabell 2.6 finns medel-, min- och maxvärden tabellerade för perioden 1997-06-23 – 1999-04-08.

Tabell 2:6. Vattenkvalitetsdata för inkommande vatten till kolonnerna (Mälarvatten) under perioden 1997-06-23 – 1999-04-08 (antal mätdata $n=21-48$ st).

Parameter	Enhet	Medel	Max	Min	Stdav ¹	CV (%) ²
Temperatur	°C	8,7	17,8	0,2	5,6	64
pH		7,6	8,8	7,1	0,4	5
Konduktivitet	mS/m	18,3	19,6	17,8	0,5	3
Turbiditet	FNU	1,4	2,7	0,6	0,5	39
Alkalinitet	mg HCO ₃ /l	46	53	43	2,5	5
Total hårdhet	mg Ca/l	25	27,8	23,4	1,1	5
TOC	mg C/l	6,3	6,9	5,8	0,3	5
COD _{Mn}	mg O ₂ /l	5,0	5,2	4,6	0,3	5
UV-absorbans (total)	m ⁻¹	15,3	17,3	14,3	0,7	5
Färg	mg Pt/l	17	23	13	2,6	16

1) Standardavvikelse

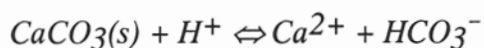
2) $\text{CV} = (\text{standardavvikelse} / \text{medelvärde}) * 100$



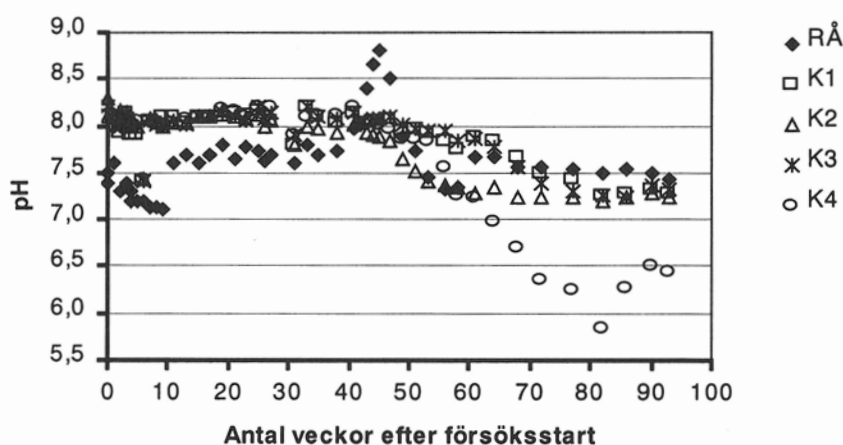
Figur 2.9. Vattentemperaturen i Mälaren (och inkommande vatten till kolonnerna) under perioden 1997-06-23 – 1999-04-08.

pH, alkalinitet och hårdhet

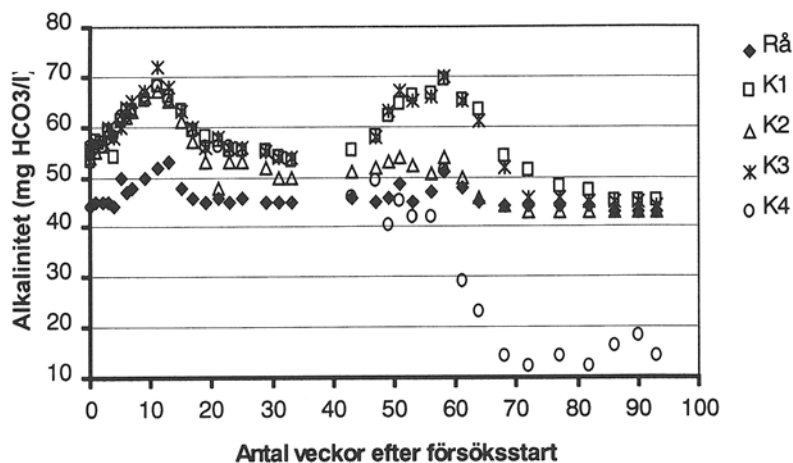
Under det första året skedde en pH-ökning av ca 0,5 pH enheter i det filtrerade vattnet efter kolonnerna med undantag för algblokningsperioden då pH i råvattnet var ovanligt högt (toppnotering på pH 8,8). Se figur 2.10. Denna pH-ökning indikerade en kalciumkarbonatbuffring av sandmaterialet enligt



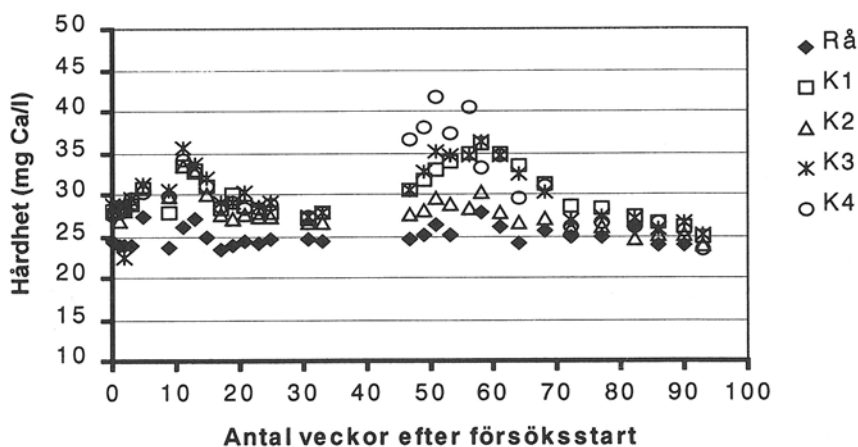
Ökningen av alkalinitet och hårdhet förklarades också av detta samband (figur 2.11 och 2.12). Man kan notera att K2 "sköljdes" ut snabbast. Sänkningen av pH i inkommande vatten till K4 resulterade i en ganska snabb förändring av såväl pH som alkalinitet och hårdhet i utgående kolonnvatten (figur 1, appendix V).



Figur 2.10. pH i inkommande Mälervatten (Rå) och i utgående vatten från samtliga kolonner (K1-K4) under hela försöksperioden (1997-06-23 – 1999-04-08).



Figur 2.11. Alkalinitet i inkommande Mälarsvatten (Rå) och i utgående vatten från samtliga kolonner (K1-K4) under hela försöksperioden (1997-06-23 – 1999-04-08).

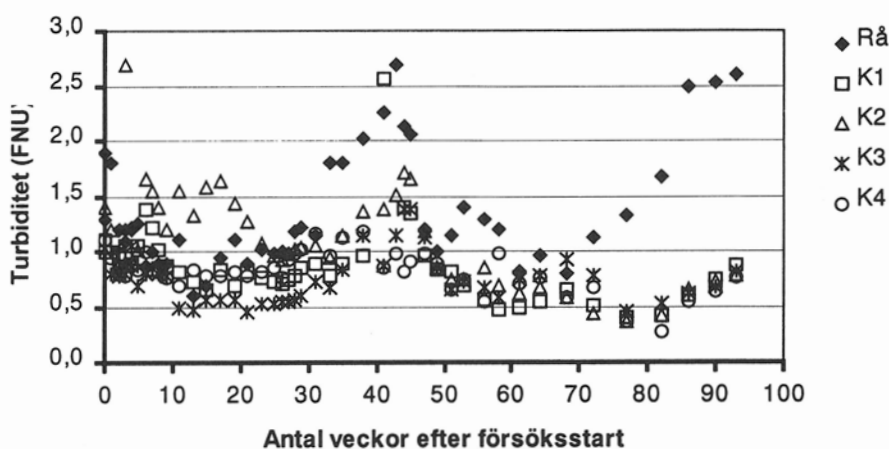


Figur 2.12. Total hårdhet i inkommande Mälarsvatten (Rå) och i vatten från samtliga kolonner (K1-K4) under hela försöksperioden (1997-06-23 – 1999-04-08).

Turbiditet

Minskningen av turbiditeten var måttlig vid kolonnpassagen (se figur 2.13). Den varierade ganska kraftigt under försöksperioden. Det tog ca 10 veckor innan turbiditeten i utgående kolonnvatten stabiliserades någorlunda med undantag för K2 som uppvisade betydligt högre värden än såväl övriga kolonner som inkommande råvatten t o m vecka 35. Detta kan sannolikt förklaras av att det högre vattenflödet drog med sig fler partiklar. Under en lång tidsperiod var turbiditeten lägst i kolonnvattnet från K3 vilket verkade logiskt med tanke på den finare filtersanden i kolonnens övre del. Sett över hela försöksperioden var det ingen signifikant skillnad i minskningen av turbiditet mellan kolonnerna. Under de sista 15-20 veckorna var avskiljningen tämligen god i samtliga kolonner särskilt med hänsyn till råvattnets höga turbiditet.

Det fanns en misstanke om att turbiditeten i kolonnvattnet orsakades av kalciumkarbonatpartiklar. Denna misstanke kunde dock inte verifieras. Surgörning av proverna med koncentrerad saltsyra före analys minskade turbiditeten med endast 10-13 %.



Figur 2.13. Turbiditet i inkommande Mälarsvatten (Rå) och i utgående vatten från samtliga kolonner (K1-K4) under hela försöksperioden (1997-06-23 – 1999-04-08).

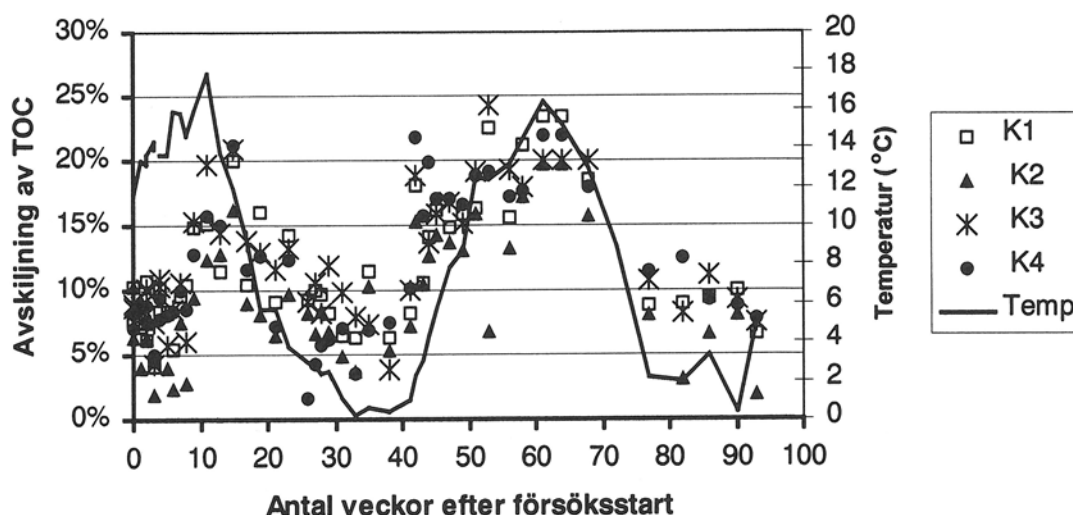
Naturligt organiskt material

I kolonnerna var avskiljningen av organiskt material måttlig. Det tog ca 10 veckor efter försökets start innan den hade stabiliserats i kolonnerna. Under år 1 (1997) uppgick TOC-avskiljningen som högst till ca 20 % (se figur 2.14) för att sedan sjunka ner till 2-4 % under den kallaste delen av året. Under år 2 (1998) följde TOC-avskiljningen vattnets temperatur och som mest uppgick den till något mindre än 25 %. TOC-halten i råvattnet varierade mellan 5.8 och 6.9 mg C/l (tabell 2.7), vilket innebar att den erhållna minskningen motsvarade 0.2 - 1.7 mg C/l.

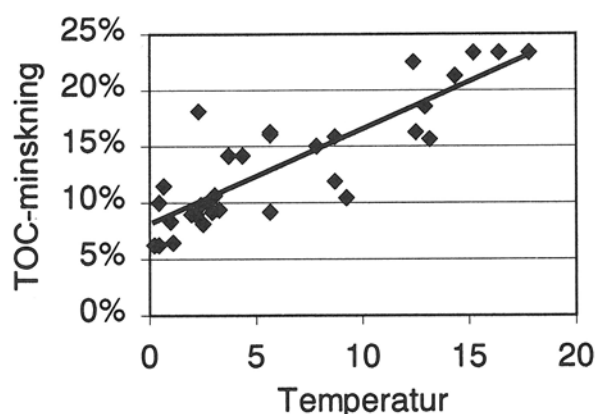
Sambandet mellan TOC-avskiljningen och vattentemperaturen framgår tydligt av figur 2.15, som visar värdena för K1 under försöksperioden (exklusive de tio första veckorna som bedömdes som inkörningsperiod). I tabell 2.8 finns medel- min- och maxvärden för TOC i inkommande råvatten och utgående kolonnvatten sammanställda för hela försöksperioden. Som framgår av tabellen var det ingen påtaglig skillnad i TOC-avskiljning mellan kolonnerna, oavsett kornstorlek, belastning och rensningsmetod.

Övriga analysmått på organiskt material, COD_{Mn} , UV-absorbans vid 254 nm samt färgtal, följde ungefär samma trend som TOC. Avskiljningen mätt som minskad UV-absorbans förbättrades också under den varma perioden år 2 (1998) jämfört med år 1 (figur 2 i appendix V).

Förändringarna som genomfördes för att stimulera avskiljningen av organiska ämnen (tillsats av näringsbuljong i K2 vecka 24, tillsats av rostjord i K4 vecka 24 samt pH-sänkning av inkommande vatten till K4 med start vecka 40) gav inte heller någon märkbar effekt på TOC-avskiljningen eller övriga mått på organisk halt. Rostjorden resulterade snarare i att den organiska halten ökade i utgående kolonnvatten från K4 vilket sannolikt berodde på en desorption förorsakad av högt pH i vattnet.



Figur 2.14. TOC-avskiljning ($((TOC_{in}-TOC_{ut}) \times TOC_{in}^{-1} \times 100)$) i samtliga kolonner (K1-K4) samt vattentemperaturen under försöksperioden (1997-06-23 – 1999-04-08). Inkommande halt varierade mellan 5,8-6,9 mg/l.



Figur 2.15. Sambandet mellan TOC-avskiljning (%) i K1 och vattentemperatur för veckorna 11-90 (1997-09-01 – 1999-04-08). Jämför även med figur 2.14.

Tabell 2.7. Medel- min- och maxvärden för TOC (mg/l) i inkommande råvatten och utgående kolonnvatten för försöksperioden (1997-06-23 – 1999-04-08).

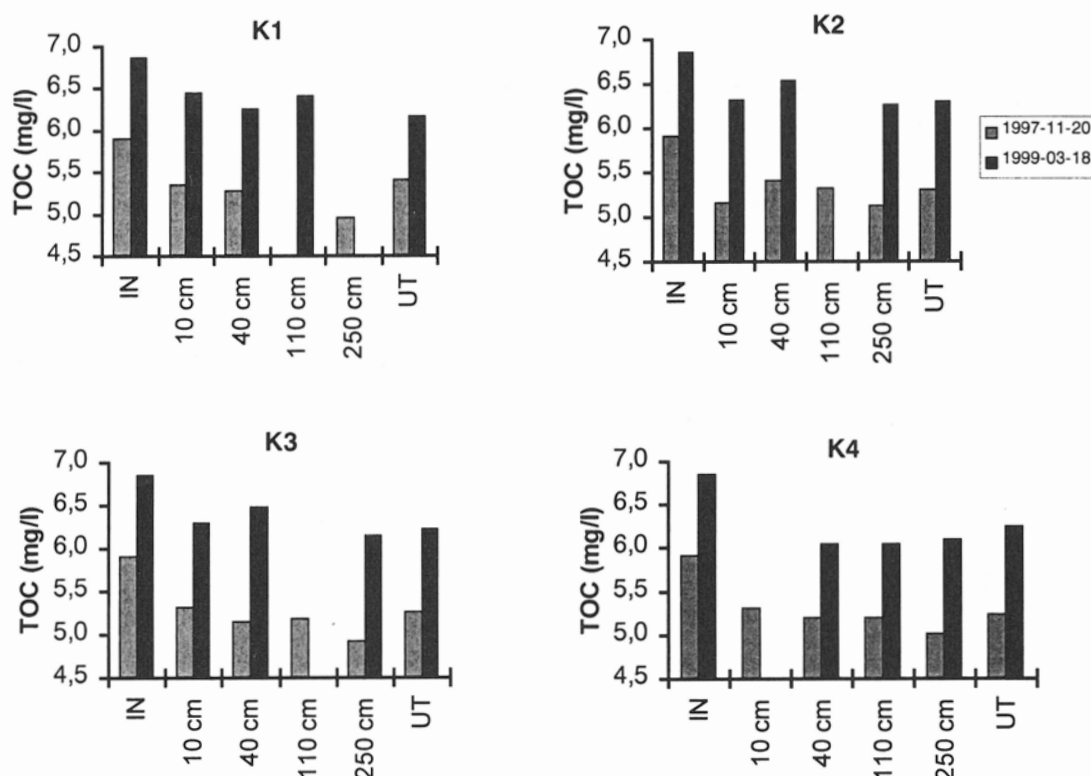
Statistik	Råvatten	K1	K2	K3	K4
Medel	6,3	5,5	5,7	5,5	5,6
Max	6,9	6,2	6,3	6,2	6,3
Min	5,8	4,8	5,1	4,8	4,9
Standardavvikelse ¹	0,32	0,26	0,26	0,28	0,29
CV (%) ²	5%	5%	5%	5%	6%

1) Standardavvikelse

2) $CV = (\text{standardavvikelse} / \text{medelvärde}) \times 100$

Vid tre mättillfällen, 1997-11-20 ($T_{in}=5,5$ °C), 1999-03-15 ($T_{in}=0,4$ °C) samt 1999-04-07 ($T_{in}=5$ °C), analyserades vattnets TOC-innehåll på samtliga nivåer i kolonnerna. Enligt

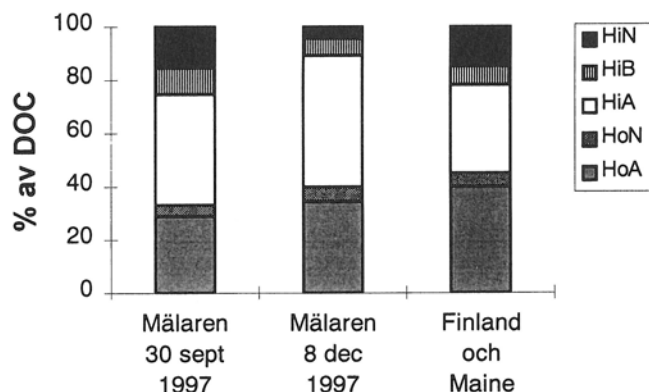
dess mätningar skedde minskningen av TOC i huvudsak i det översta 10 cm-skiktet. Resultat från de två första mätningarna visas i figur 2.16.



Figur 2.16. TOC-halten i inkommande råvatten och vid nivåerna 10, 40, 110, 250 cm samt i utgående vatten från samtliga fyra kolonner, vid två mättillfällen (1997-11-20 samt 1998-03-18). Skillnaden mellan inkommande och utgående TOC-halt var ca 10 %.

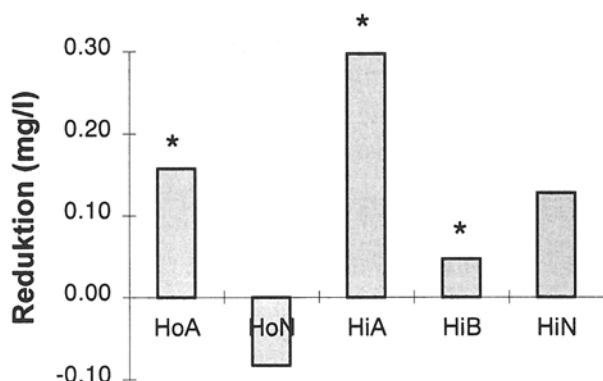
Fraktionering av DOM

Sammansättningen av de lösta organiska föreningarna (DOM) i Mälärvattnet skiljde sig något åt vid de två provtagningstillfällena (figur 2.17). I september var framför allt andelen hydrofila neutraler större (15%) än i decemberprovtagningen (4%), på bekostnad av de hydrofila syror. En rimlig tolkning är att detta berodde på att andelen autoktont organiskt material (bildat i sjön) var större på sommaren / tidig höst än på vintern. De hydrofila neutrala föreningarna domineras av kolhydrater och polyfunktionella alkoholer (tabell 2.2), d v s föreningar som endast i liten utsträckning är biologiskt / kemiskt modifierade och vars ursprung främst sannolikt är döda växtceller. Jämförelsen med en finsk-amerikansk undersökning (Mattsson m fl, 1998) visar att andelen hydrofila syror var något större i Mälärvattnet än i dessa studier, medan andelen hydrofoba syror var något lägre (figur 2.17), vilket förmodligen kan förklaras av att den finsk-amerikanska undersökningen i huvudsak inkluderade skogssjöar.



Figur 2.17. Sammansättningen av lösta organiska föreningar, mätt som löst organiskt kol (DOC), i råvattnet i Norsborg. Värdena representerar medelvärden för 3 (sept) resp 5 (dec) fraktioneringar. Som jämförelse visas också medelsammansättningen i 23 sjöar i Finland och Maine, USA (Mattsson m fl, 1998).

De lösta organiska föreningarna i kolonnavattnet fraktionerades i december 1997, d v s då reduktionen av DOC i kolonnerna var låg (7 - 14% vid det specifika mättillfället). Den lilla reduktion av DOC som ändå förekom kunde härledas till en statistiskt signifikant minskning av hydrofoba och hydrofila syror samt hydrofila baser, ($P < 0,05$), figur 2.18. De neutrala (oladdade) föreningarna föreföll alltså passera genom kolonnerna. Syrorna var helt säkert negativt laddade vid det pH-värde som rådde i kolonnerna, medan baserna sannolikt var positiva. De föreningar som försvann i kolonnerna var alltså samtliga laddade.



Figur 2.18. Reduktionen av olika DOC-fraktioner i kolonnförsöket vid provtagningen 97-12-08. Staplarna är medelvärden för alla fyra kolonnerna och en asterix ovanför stapeln indikerar en statistisk signifikant ($P < 0,05$) förändring (parvis t-test). Notera att det bara är laddade föreningar som minskar.

Gasanalyser

Syrehalten i markluften i kolonnerna har vid samtliga mättillfällen varit hög (tabell 2.8). Som referens togs ett prov av luften i lokalen. Detta referensprov visade vid samtliga tillfällen en syrehalt av 20,9%. Koldioxidvärdena låg vid samtliga mätningar på 0,1-0,2

% vilket är nära detektionsgränsen för den använda metoden. Resultaten indikerar en mycket begränsad biologisk nedbrytning i kolonnerna. Vid tidigare mätningar under infiltrationsbassänger i Järna och Södertälje uppmättes syrehalter på 13-14 % (Frycklund & Jacks, 1993; Frycklund m fl, 1994).

Tabell 2.8. Syrehalter (%) i markluften i kolonnerna (mätningar 970108, 971201, 980223 och 980428).

Kolonn	Medelvärde	Minvärde	Maxvärde
K1	20,5	19,0	21,1
K2	20,5	19,7	20,9
K3	19,7	18,2	20,9
K4	20,4	19,2	21,0

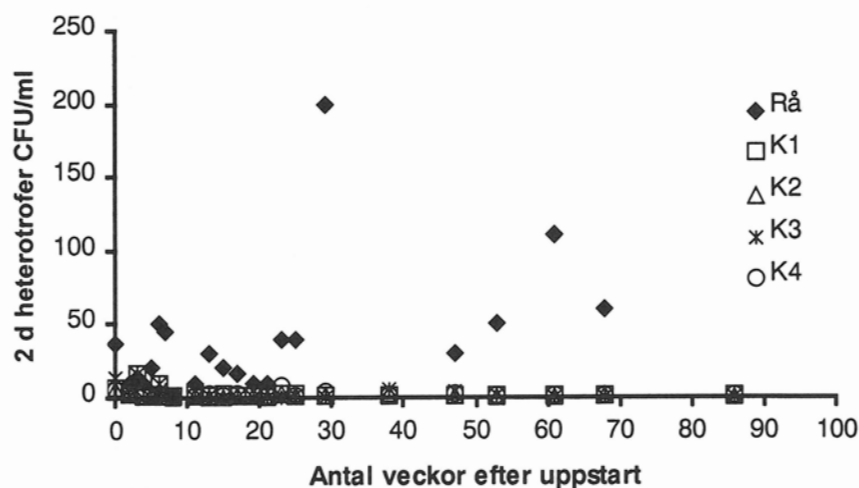
2.2.4 Mikrobiologiska analyser

Traditionell bestämning enligt dricksvattenkungalörelsen

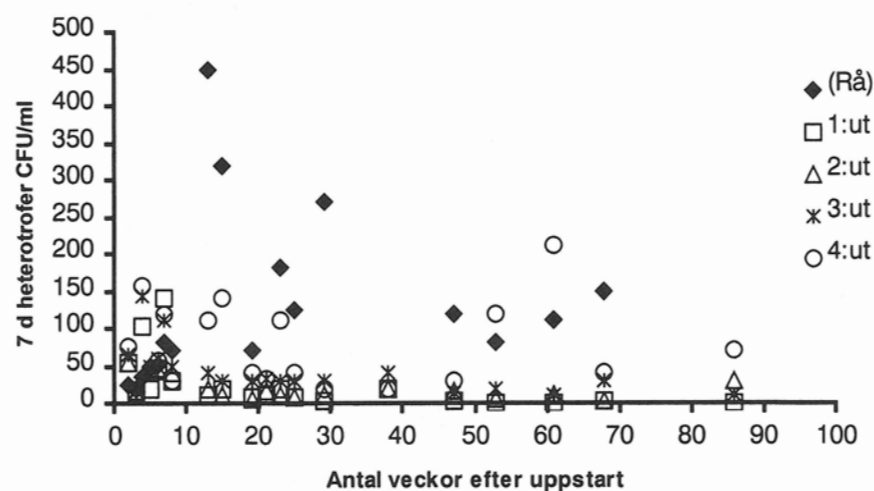
Halterna av E. Coli och andra koliforma bakterier var mycket låga i råvattnet under försöksperioden. Maxvärdet var 13 cfu/100 ml (cfu = colony forming units) och medianen 1 cfu/100 ml medan halterna i utgående vatten från samtliga kolonner var < 1 cfu/100 ml under hela försöksperioden.

Halten 2-dygns heterotrofa bakterier i inkommande råvatten var relativt låg under försöksperioden, medianvärdet var 30 cfu/ml och maxvärdet var 200 cfu/ml. Efter passage av kolonnerna minskade halterna till mycket låga nivåer, som låg väl under gränsvärdet för utgående dricksvatten från vattenverk, 10 cfu/ml, se figur 2.19. Medianvärdet i råvattnet för 7-dygnsbakterier var 80 cfu/ml och maxvärdet 450 cfu/ml. Reduktionen i kolonnerna var lägre för denna bakteriegrupp jämfört med 2-dygns bakterier, se figur 2.20. K4 uppvisade högst halter, medianvärdet var 48 cfu/ml mot ca 20 –30 cfu/ml i övriga kolonner. Gränsvärdet på 7-dygnsbakterier i utgående dricksvatten enligt dricksvattenkungalörelsen är 5000 CFU/ml.

Halten mikrosvampar i inkommande råvatten var 45 cfu/100 ml (medianvärde) och ca 4 – 6 cfu/100 ml efter passage av kolonnerna, undantaget K3 där medianvärdet var något högre ca 13 cfu/100ml.



Figur 2.19. 2-dygns heterotrofer i utgående kolonnvatten från samtliga kolonner. I råvattnet varierade värdena mellan 2-200 cfu/ml och medianvärdet uppgick till 30 cfu/ml.



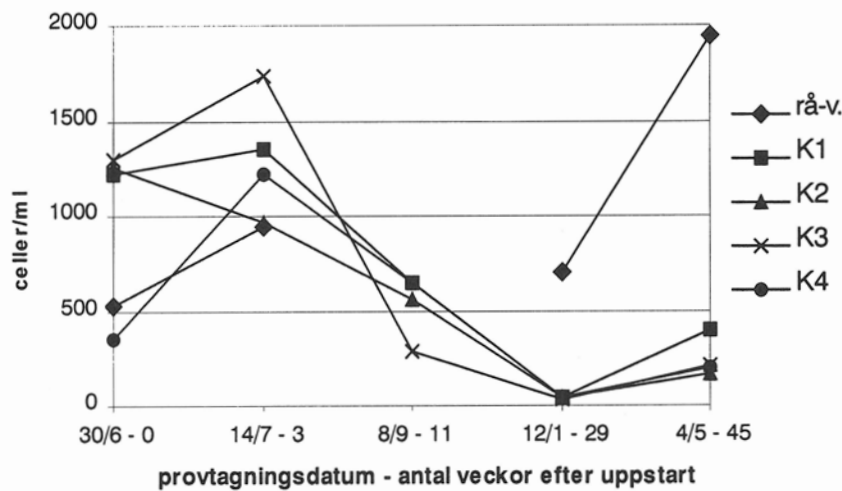
Figur 2.20. 7-dygns heterotrofer i utgående kolonnvatten från samtliga kolonner. I råvattnet varierade värdena mellan 19-450 cfu/ml och medianvärdet uppgick till 80 cfu/ml.

Antalet heterotrofa bakterier (HB), totalantalet bakterier (TA-DAPI) och AOC-analys i vatten

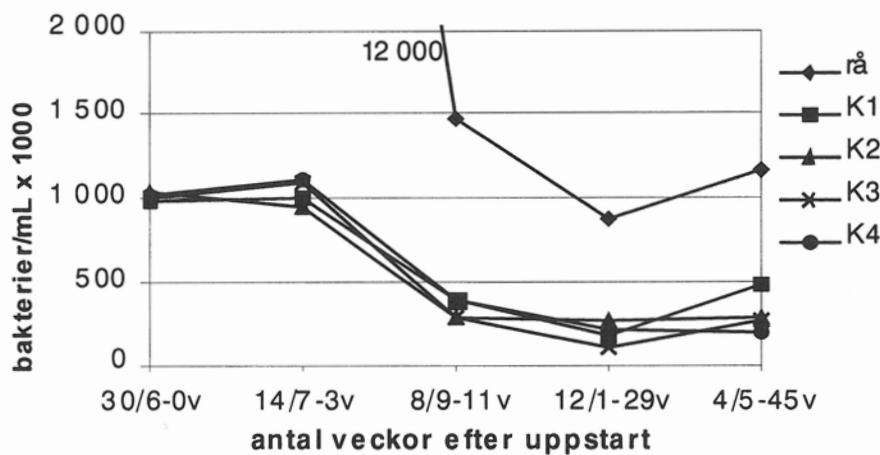
Under det inledande driftskedet 1997 var halterna av heterotrofa bakterier (HB på R2A) i utgående vatten från samtliga kolonner något högre än i inkommande vatten (figur 2.21). En minskning över kolonnerna uppmättes först senare under vinter/vår perioden.

Jämfört med halterna uppmätta genom traditionell analys, var antalet HB högre vid bestämning på R2A substrat. R2A gynnar speciellt de bakterier som anpassats för att växa vid låga koncentrationer av organiska ämnen. Förhöjda halter av HB (på R2A) i utgående vatten är sannolikt en utsköljningseffekt.

För totala antalet bakterier (TA-DAPI) var resultaten mer entydiga (figur 2.22). Reduktionen av bakteriehalterna var avsevärd i samtliga fyra kolonner. De lägsta värdena uppmättes i vinterproven men följdes av en lätt förhöjning i maj 1998.



Figur 2.21. Antal heterotrofa bakterier (HB på R2A-agar) i in- respektive utgående vatten från samtliga kolonner.

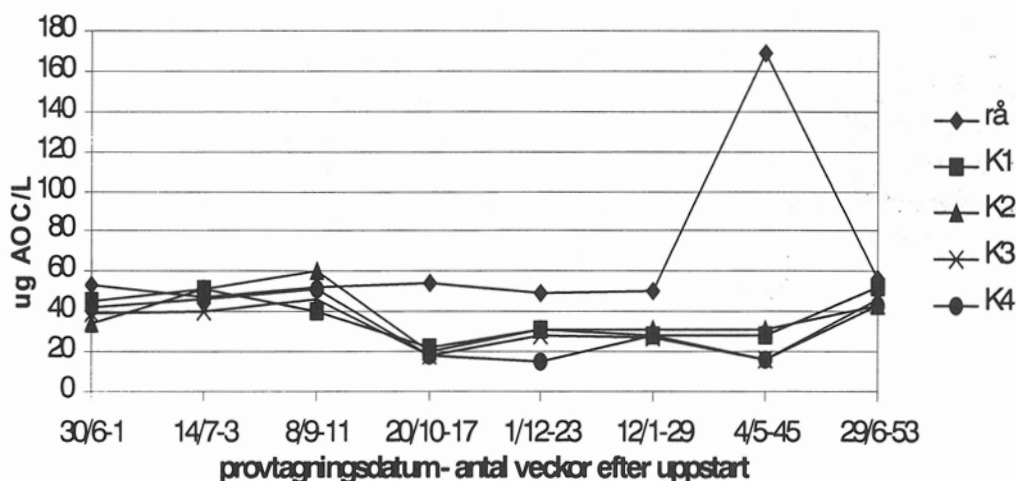


Figur 2.22. Totalantal bakterier (TA-DAPI) i in- respektive utgående vatten från samtliga kolonner.

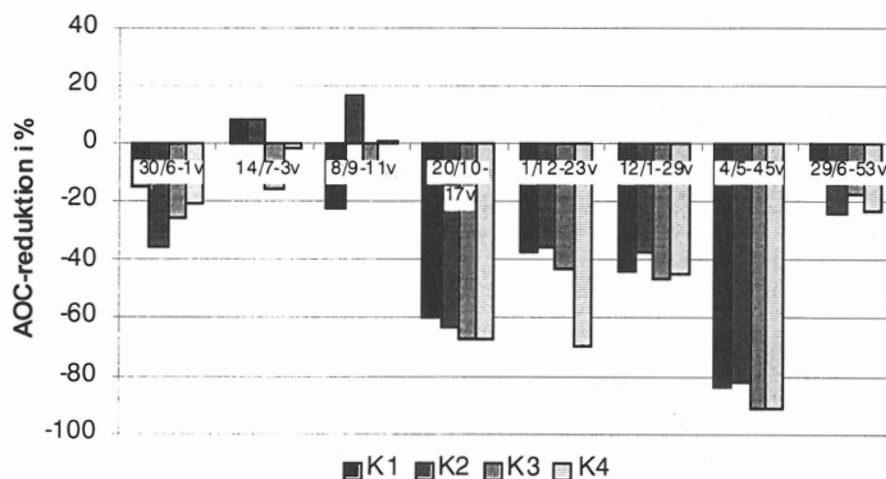
AOC-halterna i inkommande vatten var låga och relativt stabila under hela undersökningsperioden (cirka 50 μg AOC/l), figur 2.23. Koncentrationerna av lättmetaboliserbara kolföreningar i inkommande vatten var alltså låga under experimentets gång med undantag av en förhöjning i råvattnet i maj 1998 (170 μg AOC/l).

AOC-minskningen under perioden juni-september 1997 var låg för att sedan öka (figur 2:24). De högsta reduktionsvärdena på 80 till 90% uppmättes i maj 1998 i samtliga kolonner där tidpunkten sammanföll med det högsta uppmätta värdet på AOC i inkommande råvattnet. Detta indikerade att kolonnerna hade en starkt utjämnande effekt och att en väsentlig del av AOC i råvattnet avskiljades vid toppvärden. Det är dock oklart

om reduktionen huvudsakligen berodde på mikrobiella eller fysikaliskt-kemiska processer.



Figur 2.23. AOC-halter i in- respektive utgående vatten från samtliga kolonner.



Figur 2.24. AOC-minskning [%] i utgående vatten efter samtliga kolonner

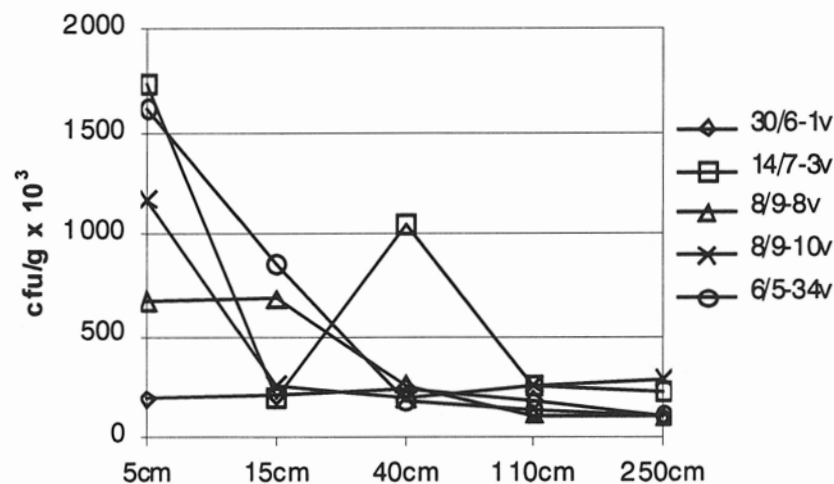
Heterotrofa bakterier (HB) och totalantal bakterier (TA-DAPI) i sandmaterialet

Under de inledande 11-13 veckorna minskade inte halten heterotrofa bakterier (HB) extraherade från sandmaterialet. Halterna varierade dock och speciellt i de övre nivåerna (exempel från K1, figur 2.25). Under höst-vinterperioden skedde en kraftig minskning. Här nedan exemplifieras resultaten med ett diagram från K1. Samtliga diagram återfinns i appendix VI. Förklaringar gällande exponeringstid för K2 och K4 vid tillsats av näringsbuljong (R2A-agar) respektive rostjord är markerade med *.T ex:

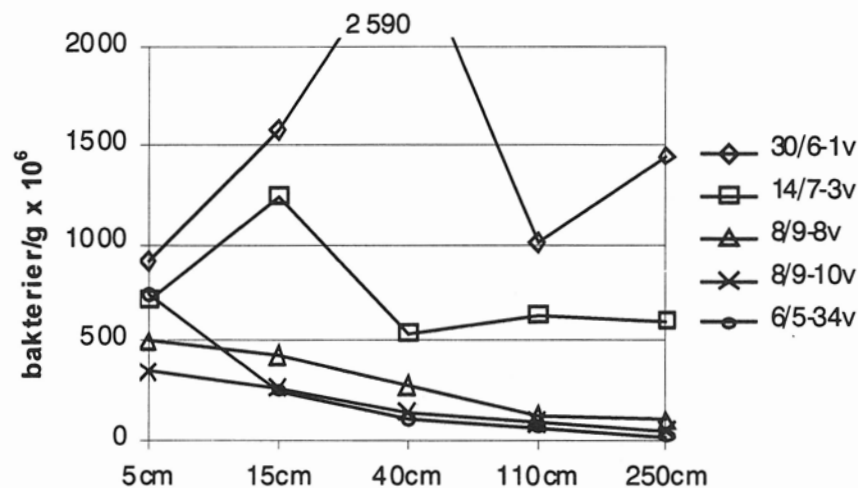
6/5-34v(21v)* = provet är taget efter en exponeringstid om totalt 34 veckor varav 21 veckor efter tillsättningen,
eller

6/5-16v* = provet är taget efter en exponeringstid om totalt 16 veckor varav 16 veckor efter tillsättningen.

För det totala antalet bakterier, TA (bestämda genom direkträkning i mikroskop), skedde dock en signifikant minskning av halten redan efter cirka tre veckor (exempel från K1, figur 2.26). Denna tendens var dock mindre uttalad i K3 än i övriga kolonner (figur 5 och 6, i appendix VI). Tillsatt näring hade endast måttlig inverkan i de övre nivåerna i K2 (figur 3 och 4, appendix VI) och någon effekt av rostjordstillsatsen i K4 kunde inte ses (figur 7 och 8, appendix VI). Värdena representerar här den fraktion av mikroorganismer som kan frisättas från kolonnmaterialen, och skiljer sig härigenom från biofilmen där också de bakterier ingår som är starkt bundna till partikelytor. Av den extraerbara fraktionen skedde en klar minskning av både heterotrofa bakterier och totalantalet bakterier med ökat djup i samtliga kolonner.



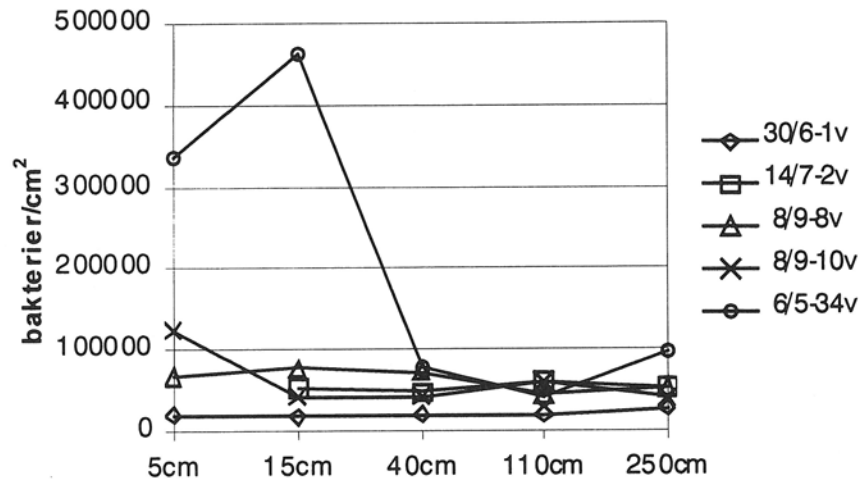
Figur 2.25. Exempeldiagram - K1. Antal heterotrofa bakterier (HB) i sand.



Figur 2.26. Exempeldiagram - K1. Totalantal bakterier (TA-DAPI) i sand.

Densitet i biofilmen

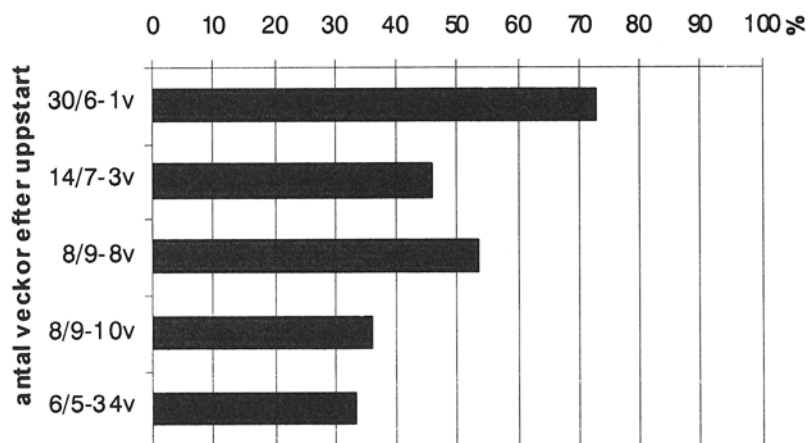
Under undersökningsperioden ökade generellt antalet celler/cm² i K1 (figur 2.27) och K2, särskilt i de övre nivåerna. Denna trend gällde även K3 men var mindre uttalad. I K4 varierade densiteten något med exponeringstid. Efter tillsättning av näringslösningen i K2 och rostjord i K4 kunde en ökning påvisas. Diagrammen med resultat från övriga kolonner redovisas i appendix VI (figurer 10-12).



Figur 2.27. Exempeldiagram - K1. Densitet i biofilm (antal bakterier per cm^2).

Allmän bakteriologisk aktivitet

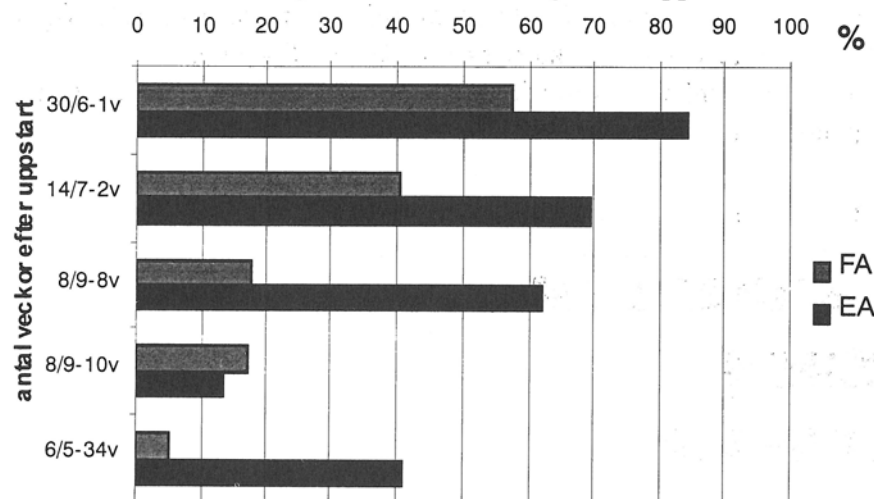
Den allmänna bakteriologiska aktiviteten (den aktiva delen av populationen) mättes genom avräkning av halten bakterier som reagerade för en genetisk markör generellt riktad mot bakterier, EUB 338. Dessa halter jämfördes med de totalt avräknade halterna bakterier med fluorescensfärgämnet DAPI. I sandmaterialet från K1 var 73 % aktiva av populationen (genomsnitt för alla nivåer) efter en vecka (figur 2.28). Andelen aktiva bakterier minskade med tiden och med kolonnens djup och var efter vecka 3, 8, 10 och 34 nere på 46%, 54%, 36% respektive 33% (genomsnitt för alla fem nivåer i kolonnen). Den aktiva delen av populationen i K2 var i genomsnitt något lägre. Aktivitetsminskningen var dock mindre uttalad än i K1. Den aktiva andelen av mikrofloran var i denna kolonn också jämnare fördelad över hela undersökningsperioden; 40% efter 3 veckor; 51% efter 8 veckor för att sedan minska till 34-39%. Tillsättningen av näringslösningen påverkade inte aktiviteten något nämnvärt (figur 14; appendix VI). I K3 var den aktiva mikrofloran 52 % i början av experimentet (v 3). Efter 8 veckor sjönk andelen aktiva bakterier till 37%, efter 11 och 34 veckor till 27% respektive 31% (figur 15; appendix VI). I K4 var andelen aktiva bakterier 48-49% efter 8 veckors exponeringstid för att därefter sjunka. En signifikant ökning skedde igen efter tillsats av rostjord (figur 16 ; appendix VI).



Figur 2.28. Exempeldiagram - K1. Andel aktiva bakterier i sand.

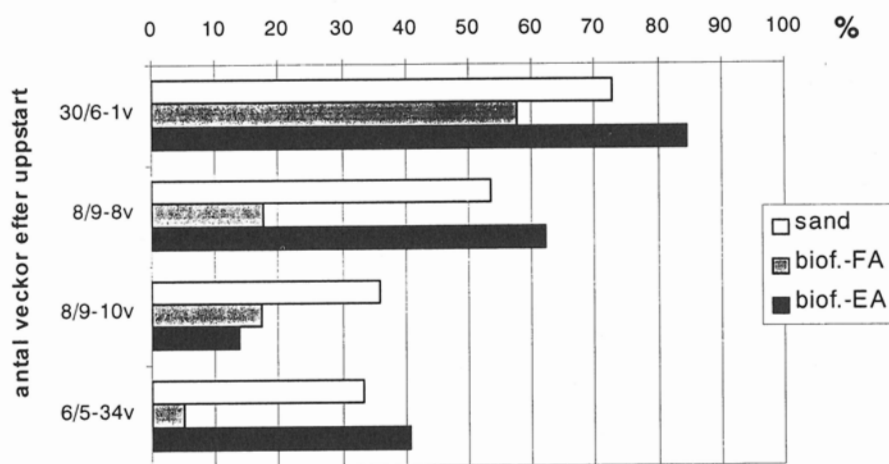
I *biofilmen* gjordes en aktivering genom att under en kortare tid utsätta bakterierna för näring. Ökningen i antal aktiverade bakterier avlästes mikroskopiskt och jämfördes med den halt av redan aktiva bakterier som förekom i proven. I samtliga kolonner och på alla nivåer var andelen aktiverade bakterier (EA) signifikant högre jämfört med den icke aktiverade delen (FA). Detta indikerade att det inom biofilmpopulationerna, fanns en potential för att angripa "tillfälliga" överskott av organiska (näringss-) ämnen. Efter 1 vecka ökade den genomsnittliga andelen aktiva bakterier (på samtliga nivåer) från 58% (FA) till 84% (EA), figur 2.29. Efter 2 veckor minskade andelen FA-bakterier till 40% med samma nedåtgående trend i fortsättningen: 18%, 17%, 5% (efter 8, 10 respektive 34 veckor). Samma trend kunde ses även för EA-bakterier men var inte lika tydlig (undantag 14% efter 10 veckor). I K2 var andelen (på alla nivåer) aktiva (FA) bakterier efter 3 v och 11 v 36% respektive 33% för att under experimentets gång sjunka till 15% efter 21v. Tillsättning av näringslösning hade ingen påverkan av aktiva bakterier men påverkade dock de som kunde reagera på en näringstillförsel. Andelen aktiverade (EA) bakterier låg på 56%, 48% och 62% under de första 21 veckorna men 4 veckor efter tillsättningen av näringslösning ökade deras andel till 82% för att senare, vid slutet av undersökningsperioden, åter sjunka till 54% (figur 18; appendix VI).

Resultaten från K3 liknar resultaten från K1, det vill säga en tydlig minskning av aktiva (FA) bakterier under experimentets gång (från 47% till 10%), och en mindre tydlig sådan i fallet aktiverade bakterier (EA) (från 72% i början till 39% vid undersökningens slut). (figur 19; Appendix VI). Andelen aktiva bakterier (FA) i K4 minskade successivt från 47% i början av undersökningen. Under resten av experimentets gång låg andelen aktiv mikroflora på relativt låga och stabila värden mellan 15-20%. Tillsättning av rostjord hade ingen påverkan. När det gäller aktiverade bakterier (EA) påvisades, förutom minskningen efter de första 3 veckorna, också en varierande procenthalt. Andelen aktiva bakterier minskades från 58% till 32-34% från vecka 3 till vecka 13 och ökade igen till 66% för att sedan sjunka till 51% (v 21). Fyra veckor efter tillsättningen av rostjord ökade andelen aktiva bakterier (EA) till 72%, varefter den sjönk något vid slutet av undersökningsperioden (60%). (Figur 20; appendix VI).



Figur 2.29. Exempeldiagram – K1. Andel aktiva bakterier i biofilm före (FA) och efter (EA) aktiveringen (PAC testet).

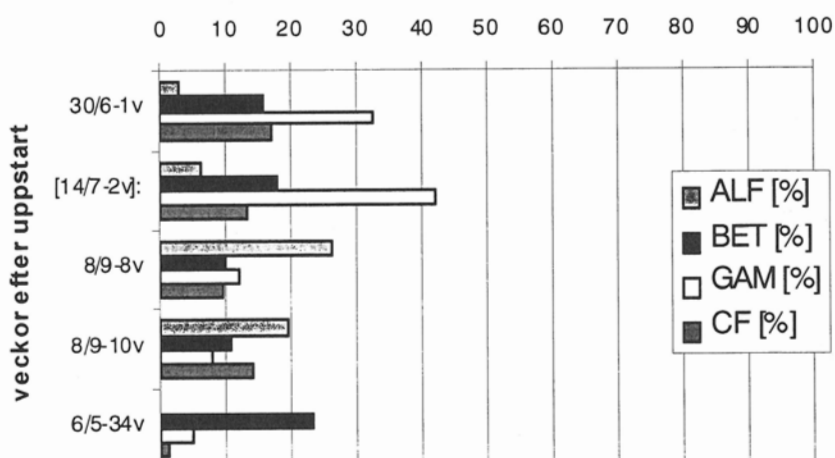
I en jämförelse mellan sandextrakt och biofilm (före och efter aktivering) var andelen aktiv mikroflora i sandextrakt generellt sett signifikant högre än FA och något lägre än EA i biofilmer på glasskivor (figur 2.30). Detta gällde samtliga kolonner. Diagram med resultat från övriga kolonner redovisas i appendix VI (figurer 22-24).



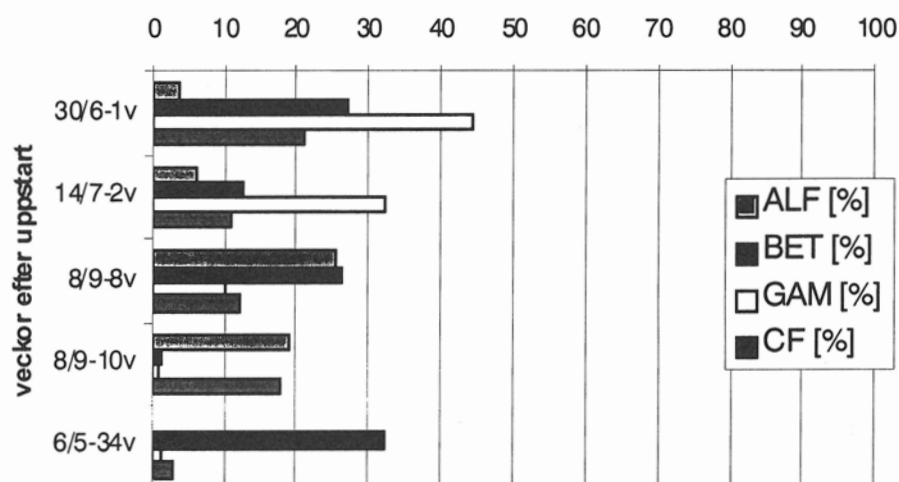
Figur 2.30. Exempeldiagram – K1. Andel aktiva bakterier i sand och biofilm (före och efter aktivering)

Fylogenetisk sammansättning av mikroflora

I början av undersökningen dominerades *biofilmen* av γ -subklassen av Proteobacteria. Därefter dominerade bakterier från α - och β - subklasserna. Vid slutet av undersökningsperioden påvisades tydlig dominans av bakterier från β - subklassen. Detta gällde samtliga kolonner för den icke aktiverade mikrofloran (FA), figur 2.31, och i stor utsträckning även för den aktiverade mikrofloran (EA), figur 2.32. Denna trend kunde inte ses i K4 där dominansen skiftade mellan de undersökta bakteriegrupperna både före och efter aktivering (PAC-testet). Diagrammen med resultat från övriga kolonner redovisas i appendix VI (figurer 28-36).

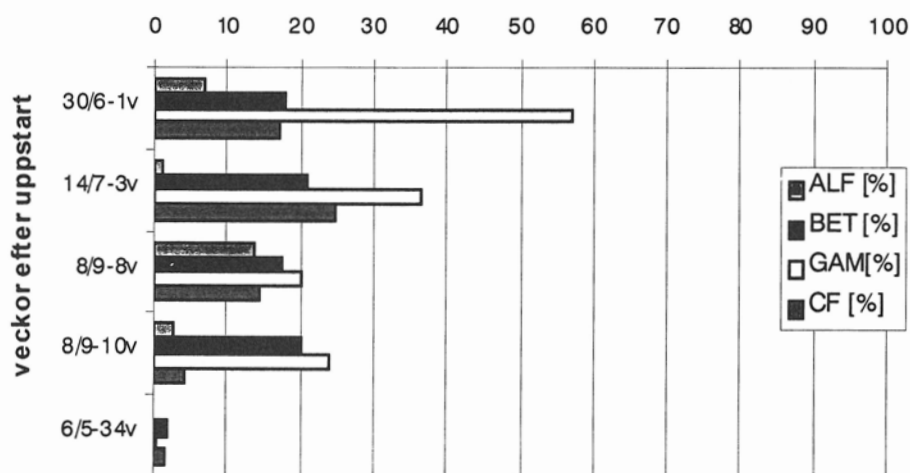


Figur 2.31. Exempeldiagram – K1. Sammansättning av mikroflora på basis av de fyra undersökta bakteriegrupperna i biofilm: före aktivering (PAC-testet). Procentuellt genomsnitt på alla nivåer.



Figur 2.32. Exempeldiagram – K1. Sammansättning av mikroflora på basis av de fyra undersökta bakteriegrupperna i biofilm: efter aktivering (PAC-testet). Procentuellt genomsnitt på alla nivåer.

Samma typ av förändring (som ovan) i sammansättningen av bakteriella grupper kunde ses även i *sandmaterialet*, dock inte lika tydligt. I sandmaterialet i K1, K3 och K4 dominerade γ -subklassen av Proteobacteria i början av undersökningsperioden medan ingen dominerande grupp kunde ses i K2. I slutet var värdena för samtliga grupper mycket låga i K1 och någon dominerande grupp kunde ej påvisas (figur 2.32). I K2 visades en tydlig dominans av β -subklassen efter 11 v. 4 veckor efter tillsättning av näringslösningen skedde åter ett skifte till en blandning av fylogenetiska grupper medan i slutet av undersökningsperioden dominerade β -subklassen återigen tydligt (figurer 30; appendix VI). I K3 fick vi en klar och konstant dominans av β -subklassen efter 11 veckor (figurer 33; appendix VI). För K4 skiftade dominansen mellan β -subklassen och γ -subklassen (8v: β -subklassen respektive 11v γ -subklassen). Fyra veckor efter tillsättning av rostjord påvisades dominans av α -subklassen medan i slutet av undersökningsperioden var ingen bakteriegrupp dominerande. (figurer 36; appendix VI).



Figur 2.33. Exempeldiagram – K1. Sammansättning av mikrofloran på basis av de fyra undersökta bakteriegrupperna i sand. Procentuell genomsnitt på alla nivåer.

Tillväxttest (nedbrytningsförsök)

Tillväxten av de vattenstammarna som inockulerades i olika lösningar av kolföreningar visade att nedbrytningen började efter 3-6 dagar. Den var mest markant för hydrofoba syror (koncentration 1000 $\mu\text{g/l}$ som C) med ett "tillskott" av näring i form av lätt nedbrytbart kol från acetat i halter motsvarande 100 $\mu\text{g AOC/l}$. I frånvaro av acetat-kol var nedbrytningen betydligt lägre och låg under tillväxtkurvan för hydrofila syror.

I början (3-13 dagar) använde vattenstammarna troligen kolet från det tillsatta acetatet. Detta gav i sin tur förutsättningar för en nedbrytning av mer komplexa organiska fraktionerna. Tillsättning av acetat-kol i koncentration på 5 $\mu\text{g AOC/l}$ i 50 $\mu\text{g/l}$ lösning av hydrofoba syror gav ingen effekt. Därför är det rimligt att konkludera att vattenstammarna föredrog hydrofila syror (figur 2.34).

För bakteriestammarna extraherade från sandmaterialet erhöles en nedbrytning av det tillgängliga kolet efter 3-6 dagar (figur 2.35). Här påvisades en klar preferens för hydrofoba syror med tillsatts av mineralsaltlösning. Tillväxten för samma lösning utan tillsatt mineralsaltlösningen var låg (ligger på nivå som kontrollerna).

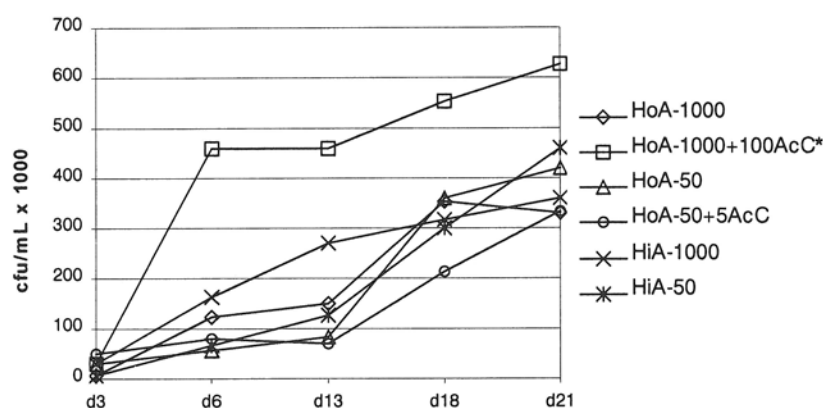


Fig 2.34. Tillväxtkurvor på bakteriestammar isolerade från vatten och inockulerade i olika lösningar av hydrofoba (HoA) och hydrofila syror (HiA). Koncentrationerna angivna i $\mu\text{g/l}$. *AcC=Acetat-C.

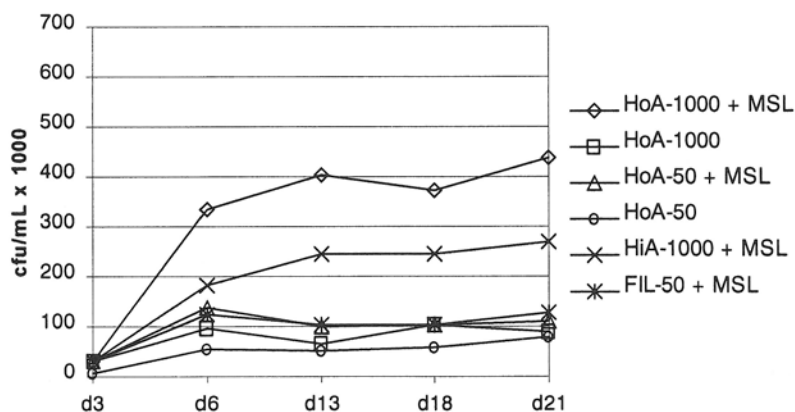


Fig 2.35. Tillväxtkurvor på bakteriestammar isolerade från sandmaterialet och inockulerade i olika lösningar av hydrofoba och hydrofila syror. Koncentrationerna angivna i $\mu\text{g/l}$. MSL = Tillsatt mineralsaltlösning.

2.4 Diskussion

2.4.1 Hur väl representerade kolonnerna verkligheten?

Kolonnerna representerade den del av en infiltrationsanläggning som ligger ovanför grundvattenytan, den s k omättade zonen. Mäktigheten hos denna varierar från anläggning till anläggning, oftast mellan 2 och 10 m (Sundlöf & Kronqvist, 1992). Tjockleken fyra meter valdes utifrån situationen i de tilltänkta infiltrationsområdena runt Stockholm (se Etapp 1). Kolonnerna var fyllda med en typisk kvartssand för bassänginfiltration. Den hydrauliska belastningen på $2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ (K2) representerade en typisk svensk infiltrationsanläggning medan $1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ (K1, K3 och K4) var lägre än genomsnittet. Valet motiverades av att en låg belastning ger en lägre vattenhalt och en längre uppehållstid i den omättade zonen, vilket anses gynna fastläggning och nedbrytning. Det finns alltid en risk för artefakter med avseende på vattenströmningen i kolonnförsök. Spårämnesförsöket (2.4.2) visade dock att det inte förelåg några allvarliga problem av denna karaktär. Kolonnerna var placerade på en plats där omgivande temperatur var ungefär densamma som i råvattnet och kolonnerna belystes med artificiellt dagsljus. Vår bedömning är därför att förloppen vi har uppmätt i kolonnerna bör vara likartade med de man kan förvänta sig i den omättade zonen i de tilltänkta infiltrationsområdena runt Stockholm.

2.4.2 Klorid- och fagförsök

Formen på genombrottskurvorna från spårämnesförsöket tydde på ett jämnt flöde genom kolonnerna utan några markanta kortslutningar via makroporer. De indikerade kortslutningsflödena i K4 var troligen kopplade till sandförluster via en provtagningsöppning i samband med sandpåfyllningen. Kolonnen dränerades och vattenmätades upprepade gånger efter missödet och sand fylldes på men vissa hålrum kan dock ha kvarstått.

Den i jämförelse med kloridförsöket kortare uppehållstid som erhöles vid fagförsöket orsakades troligen av att en del fagpartiklar hittade snabba flödesvägar i grova delar av porsystemet. Den höga fastläggningen av fager i K3 kan ha varit kopplad till den finkorniga sanden i den övre delen av kolonnen medan den låga fastläggningen i K4 kan ha berott på kortslutningsflöden på vissa sträckor. Det fördubblade flödet i K2 resulterade däremot inte i en ökning av andelen återfunna fager men genombrottet var som väntat snabbare. En provtagning av sanden på några olika nivåer kunde ha givit värdefull information angående fastläggningen, och bör ske vid upprepning av liknande studier.

2.4.3 TOC-minskning och inverkan av olika faktorer

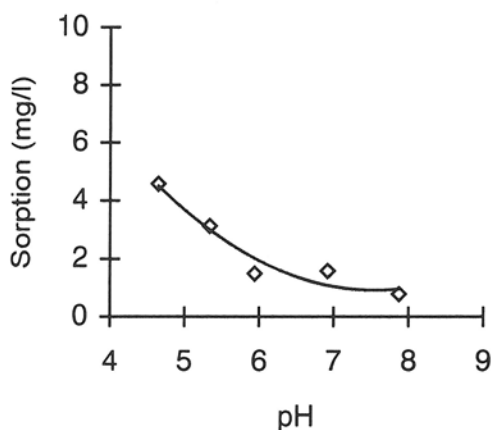
Inledande analyser av såväl kolonnmaterialet som rostjorden med avseende på pyrofosfatextraherbart Fe, Al och C samt oxalatextraherbart Fe, Al och Si (tabell 2.5) indikerade att det fanns en ganska stor potential för bindning (adsorption) av det organiska kolet på ytorna av sekundära aluminium- och järnmineral. På grund av de funna mängdförhållandena mellan Al och Si drog vi slutsatsen att imogolit och/eller imogolitliknande mineral var av kvantitativ betydelse. Dessas kristallinitet, och därmed reaktivitet m a p TOC-sorption, går dock inte att avgöra utifrån pyrofosfat- och

oxalateextraktionerna. Förhållandena i det ursprungliga kolonnmaterial som i den senare tillförda rostjorden i K4 var likartade. Laddningsförhållandena och joninteraktioner i materialet har dock inte kunnat mätas. Vi kan därför inte mer än resonera om dessa faktorerets betydelse för olika fraktioner av det organiska materialets fastläggning.

Trots att det fanns en ganska stor potential för adsorption av det organiska kolet i vattnet var avskiljningen av TOC (i realiteten löst organiskt kol, det vill säga DOC) tämligen liten i kolonnerna (figur 2.14). Den uppmätta minskningen under kolonnexperimentets gång varierade mellan 3-25% av TOC-halten i inkommande råvatten med ett tydligt temperaturberoende (figur 2.14 och figur 2.15). Det bör noteras att avskiljningen var större under sommaren 1998 än under sommaren 1997 vid samma vattentemperaturer. Sommaren 1997 måste dock betraktas som en inkörningsperiod. Det fanns således inga tendenser till minskad avskiljning under de cirka 90 veckor som TOC analyserades regelbundet. Detta resultat indikerade en tämligen lång uthållighet beträffande TOC-avskiljningen i det undersökta sandmaterialet.

TOC utgjordes till stor del av negativt laddade molekyler framför allt i form av hydrofoba och hydrofila syror (se figur 2.17). En förutsättning för effektiv adsorption av dessa ämnen är förekomsten av positiva laddningar på det adsorberande mineralens ytor. Detta kräver emellertid ganska låga pH-värden i vattnet. Vi noterade att redan råvattnet förmodligen hade ett för högt pH-värde ur adsorptionssynpunkt (pH 7,6 i medeltal). pH-värdena i kolonnavattnet låg sannolikt mycket nära de adsorberande mineralens isoelektriska punkt, det vill säga det värde då antalet positiva och negativa ytladdningar är mycket litet och då ytornas nettoladdning är 0. För att kunna utnyttja en större del av den potentiellt höga adsorptionskapaciteten var det därför nödvändigt att försöka sänka vattnets pH-värde.

I K4 tillsatte vi utspädd saltsyra i råvattnet 40 veckor efter experimentets start. När syradoseringen startades hade rostjorden avlägsnats i K4 (se tabell 2.3). På grund av syratillsatsen sjönk pH i det utgående vattnet ner till cirka pH 6 (figur 2.10). Någon effekt på TOC-avskiljningen kunde vi dock inte konstatera (figur 2.14). Detta var ett väntat resultat eftersom Karlton (1997) visade att adsorptionen av fulvosyror ($\approx$ hydrofoba syror, jämför tabell 2.2) på sekundära mineral ökade högst avsevärt vid en sänkning av pH-värdet från 7 till 6 i ett rostjordsmaterial. Även om kolonnmaterialet inte innehöll lika mycket sekundära mineral som den studerade rostjorden så hade vi hoppats på en viss ökad adsorption. Figur 2.35 nedan visar emellertid resultaten från ett adsorptionsexperiment med den sand (Munsö 2) som användes i våra kolonner. Den erhållna adsorptionskurvan hade en ganska liten lutning, vilket skulle kunna tolkas som att de sekundära Al-mineralen var tämligen kristallina och därmed måttligt ytaktiva m a p TOC-sorptionen. Det är uppenbart att en ytterligare sänkning av pH till < 5 i råvattnet hade varit nödvändig i våra kolonner för att få en TOC-reduktion i storleksordningen 25%, under förutsättning att reduktionen enbart skulle bero på fysikalisk-kemiska adsorptionsprocesser.



Figur 2.35. Adsorption av DOC som funktion av pH i samma sandmaterial som användes i de fyra kolonnerna (Carling & Gustafsson 1998). Koncentrationen av DOC i den tillsatta lösningen var 20 mg/l.

Vi såg ingen klar effekt av övriga manipulationer (harvning, tillsats av näringsmedium samt tillförsel av potentiellt adsorberande rostjordsmaterial) med avseende på TOC-reduktionen (tabell 2.3). Beträffande näringstillsatsen kan detta bero på att denna endast skedde vid ett tillfälle. En förändring av organismsammansättningen erhöles efter rostjordstillsatsen, men denna förändring var endast av tillfällig natur. Det höga pH-värdet i vattnet var den sannolika orsaken till att rostjorden inte fungerade som adsorptionsmaterial (se resonemanget ovan). Varken skillnader i hydraulisk belastning, vattnets uppehållstid i den omättade zonen eller i sandens kornstorlek hade någon signifikant inverkan (jämför tabell 2.1).

2.4.4 Mikrobiologiska studier

De initialt höga halterna av heterotrofa bakterier och totalantalet bakterier i utgående vatten från kolonnerna tydde på en desorption av mikroorganismer från sanden. Någon aktiv biofilm hade inte utvecklats i undersökningsperiodens början, vilket innebar att reduktionen av inkommande mikroorganismer i tillflödesvattnet, mätt som adsorption till partikelytorna var låg. Med tiden ökade reduktionen och en stabiliserad fas inleddes efter ca 11 veckor. Utgående halter förblev därefter låga och tycktes inte påverkas i någon nämnvärd grad av de manipulationer som utfördes, det vill säga tillsats av rostjord och näringslösning, pH-justering och ytharvning. Detta är positivt för kolonnernas uthållighet.

De låga AOC-halterna i ingående vatten påverkade inte nämnvärt aktiviteten hos mikroorganismerna i kolonnerna. I utländska undersökningar har AOC-halterna i råvattnet varit betydligt högre vilket kan gynna aktiviteten i ett behandlingsfilter. Tidigare säsongsvariationer som noterats i råvattnet från Mälaren var inte märkbara under denna undersökningsperiod. Detta berodde bl a på att vårtoppen av lättmetaboliserbara ämnen redan troligen passerat vid undersökningens start samt att någon markant hösttopp inte förekom. En ökning skedde dock av AOC halterna under våren 1998. Denna ökning kunde dock effektivt reduceras, vilket kan tyda på att

mikrofloran i kolonnmaterialiet hade en potential att ta hand om tillfälliga haltvariationer i inkommande vatten.

Halterna av totalantalet bakterier var högst i ytskiktet för att minska med ökande djup. Detta överensstämde med TOC-koncentrationens vertikala fördelning, men kan inte direkt ge en förklaring till om den låga TOC reduktionen var ett fysikaliskt/kemiskt eller ett biologiskt fenomen.

Generellt sett ökade också antalet bakterier (densiteten) i biofilmen med tiden under hela undersökningsperioden. Rostjorden hade en svagare inverkan på densiteten än tillsatsen av näringslösning. I de två kolonner (K4 och K2) där dessa manipulationer utfördes var variationerna mer uttalade än i de två icke manipulerade kolonnerna. Dessa resultat tyder på att tillförseln av R2A faktiskt har haft betydelse, eftersom rostjordstillsatsen också innebär en näringstillsats (kolkälla). Dock skedde tillförseln av R2A som en engångsdos. För en bestående och mer uttalad aktivitets- och densitetsförändring, skulle i ljuset av dessa resultat, en kontinuerlig tillförsel troligen haft större inverkan, speciellt eftersom olika fraktioner av mikroorganismer har olika svarsmönster och tillväxthastighet.

Aktivitetmätningarna visade att andelen av de direkt aktiva bakterierna i sandmaterialet generellt sett låg på 30-50% av det totala antalet och sjönk med tiden. Detta bedöms som en måttlig aktivitet. Mikrofloran i biofilmerna som inte var aktiverad genom PAC-testet och som därför var jämförbar med mikrofloran i sanden visade en lägre aktivitet och aktivitetsminskningen skedde fortare än i sanden. När samma population av biofilmsbakterier utsattes för aktivering med R2A steg dock andelen aktiva bakterier avsevärt.

Dessa data indikerade att förhållandena i sandmaterialet var jämnare och att biofilmpopulationen hade en potentiell förmåga att ta hand om tillfälliga näringstillskott. Bakteriefloren levde under näringsbrist i de undersökta kolonnerna. Tillsatsen av både engångsdosen av R2A och av rostjord ledde till en mindre men dock inte signifikant förhöjning av aktiviteten i sanden eller i biofilmen. Troligen räckte tillsatserna för en tillfällig antalsökning i biofilmen men inte till en bestående förhöjning av aktiviteten. Generellt kan man säga att dessa förändringar i densiteten och aktiviteten, om än måttliga, var mer uttalade i biofilmen än i sanden. Biofilmen och sanden representerar samma population av mikroorganismer, men två skilda fraktioner av denna population. Biofilmen representerar ett totalmått av populationen med både mycket fast sorberade mikroorganismer och mera löst associerade celler. Sandmaterialet representerar den del av mikrofloran som kan extraheras bort från sandkornen.

Resultatet av den fylogenetiska undersökningen tyder på att mikrofloran i sanden kan ha haft en något annorlunda sammansättning än den i biofilmen. Generellt är det viktigt att påpeka att en gängse uppfattning är att γ -gruppen av bakterier inkluderar jordbakterier medan α -, β - och CF (cytophaga/flavobacterium) omfattar bakterier som är mer karaktäristiska för vattenekosystem. CF-gruppen representeras bl a av organismer som kan bryta ner växtmaterial, och blir i detta sammanhang en indikation på responsen av sådant material i råvattnet. I början av undersökningsperioden dominerade jordbakterier

(γ -gruppen) i samtliga kolonner (undantag K2 där ingen grupp dominerade), medan mot slutet var vattenbakterier (α -, β -grupper) dominerande.

Många av undersökningsresultaten kan kopplas ihop med de resultat som erhållits från försöken med två olika fraktioner av kolföreningar (hydrofoba syror och hydrofila syror). *Pseudomonas* P17 som användes i AOC undersökningarna reagerar inte för dessa fraktioner. Undersökningar med tillsättning av en blandad vattenflora från råvattnet visade en preferens för fraktionen med hydrofila syror. Detta är logiskt för organismer anpassade till ett vatten. Sandmikrofloran prefererade istället de hydrofoba syrorna. Dessa kommer också att via hydrofobinteraktion i större utsträckning att ansamlas till fasgränserna mellan sandpartiklarna och vattenfasen i biofilmen. Sandmikrofloran bryter även ned hydrofila syror men i ett längre utsträckt tidsförlopp. För nedbrytningen av de hydrofoba syrorna krävdes närvaro av mineralsaltlösning, men mineralnäring var också av betydelse för nedbrytningen av de hydrofila syrorna. Närvaron av mineralämnen tycks alltså vara mycket betydelsefull för att nedbrytningen av dessa fraktioner skall kunna ske och detta visar att inte enbart kolet är en begränsande faktor. På motsvarande sätt krävde vattenstammarna närvaro av lättmetaboliserbart kol, här i form av acetat testat i halter motsvarande ett AOC värde på 100 $\mu\text{g C/l}$, för att en nedbrytning av de andra kolfraktionerna skulle kunna ske. Vid låga AOC-halter eller i frånvaro av lättmetaboliserbart kol var nedbrytningen mycket långsammare och av mindre omfattning. En viss nedbrytning efter flera veckors exponeringstid skedde dock.

2.4.5 TOC-avskiljning - en huvudsakligen fysikalisk/kemisk eller biologisk process?

Det fanns en tydlig samvariation mellan TOC-avskiljning och vattentemperaturen, vilket indikerade en temperaturkontrollerad mikrobiell nedbrytning av det organiska materialet. Emellertid är även fysikalisk-kemiska processer temperaturberoende. Detta gäller både själva adsorptionsjämvikten och den hastighet med vilken adsorptionsprocessen sker. Eftersom vattnets totala uppehållstid i kolonnerna endast uppgick till 8 - 16 timmar (tabell 2.1) och eftersom den huvudsakliga TOC-avskiljningen dessutom föreföll att vara koncentrerad till endast den översta decimetern i samtliga kolonner (figur 2.16), skulle diffusionshastigheten av TOC in till partikelytorna kunna vara en kritisk faktor, som bör ha gynnats av ökande temperatur.

Den fraktionering av det lösta organiska kolet som utfördes i december 1997 på råvatten och utgående kolonnvatten visade att TOC-avskiljningen framför allt bestod i en reduktion av laddade molekyler i form av negativt laddade hydrofoba syror och hydrofila syror, samt positivt laddade hydrofila baser. Detta är fraktioner som har en hög adsorptionsbenägenhet, och som (med undantag för de hydrofila baserna) är tämligen svåra att bryta ner för mikroorganismerna beroende på molekyelstorleken och molekylernas delvis aromatiska struktur, och vars nedbrytning kan kräva extra näringstillförsel (Qualls & Haines 1992; avsnitt 2.4.4). Vid provtagningstillfället var vattentemperaturen endast cirka + 4 grader och TOC-avskiljningen varierade mellan 7 och 14 % för de enskilda kolonnerna. Den låga temperaturen bör ha varit begränsande både för adsorptions- och nedbrytningsprocesserna.

Sammansättningen av det lösta organiska materialet bör ha varit något annorlunda under den varmare delen av året än i december, på grund av en hög planktonproduktion och hög mikrobiell omsättning i Mälarsvattnet. Den konstaterade uppgången av AOC i maj 1998 skulle hypotetiskt kunna vara kopplad till en ökning av hydrofila neutraler, det vill säga kolhydrater och polyfunktionella alkoholer, plus en ökning av hydrofila baser, det vill säga aminosyror och aminosocker (tabell 2.2). Detta resonemang är i överensstämmelse med den relativt höga andel hydrofila neutraler som faktiskt konstaterades i Mälarsvattnet i september 1997 (figur 2.17). De nämnda föreningarna är lättnedbrytbara och kan snabbt avlägsnas från svattnet. De kan också sannolikt påskynda nedbrytningen av andra kolföreningar.

Våra erhållna resultat ger upphov till följande tänkbara förklaringsmodell: Genom det höga flödet (jämfört med naturliga förlopp) kopplat till de relativt låga AOC-koncentrationerna i råsvattnet har inte en optimal nedbrytning av övriga kolfraktioner kunnat ske. Sanden och svattnet är dessutom relativt fattiga på mineralnäringsämnen. Diffusionen av TOC in till partikelytorna kan ha varit en viktig begränsande faktor. Till detta kommer att de adsorberande Al- och Fe-mineralen haft en låg adsorptionskapacitet på grund av höga pH-värden i svattnet. Den resulterande låga TOC-adsorptionen har i sin tur missgynnat nedbrytningen av framför allt de hydrofoba syror genom sandpartiklarnas mikroflora och totalresultatet har blivit en låg TOC-reduktion.

2.5 Slutsatser

- Hur stor är avskiljningen av TOC i den omättade zonen?

Enligt våra försök var TOC-reduktionen tämligen måttlig i den omättade zonen och mindre än förväntat. Den varierade mellan 3 - 25% av TOC-halten i inkommande råsvatten med ett tydligt temperaturberoende.

- Var sker TOC-avskiljningen?

Försöken visade tydligt att den huvudsakliga TOC-avskiljningen (>90 %) skedde i de ytligaste lagren (<10 cm). Halterna av totalantalet bakterier och densiteten av bakterier var också högst i ytskiktet för att minska med ökande djup. Här skedde även den största anrikningen av sekundära Al och Fe föreningar.

- Hur samverkar kemiska och mikrobiologiska processer?

Troligen var den inledande reningsprocessen av TOC och de dominerande fraktionerna, hydrofoba och hydrofila syror av fysikalisk-kemisk natur medan den biologiska nedbrytningen av redan adsorberade fraktioner var av betydelse på längre sikt. Det senare visade sig vara ett tidsmässigt utdraget förlopp.

- Finns det begränsade faktorer i råsvattnet och/eller i kolonnmaterialet som inverkar på TOC-avskiljningen?

Råsvattnets kvalitet begränsar såväl de kemiska som de mikrobiologiska processerna. Adsorptionsförmågan hos kolonnmaterialet av de dominerande fraktionerna, hydrofoba och hydrofila syror, begränsades framförallt av det höga pH-värdet i svattnet. De

mikrobiologiska processerna begränsades kraftigt av de relativt låga tillgängliga AOC-koncentrationerna i råvattnet vilket i sin tur missgynnade nedbrytningen av övriga kolfraktioner. Den låga vattentemperaturen vintertid var också negativ för den mikrobiella nedbrytningen.

➤ Kan TOC-avskiljningen och nedbrytningen av svårnedbrytbara ämnen stimuleras?

De enkla manipulationerna som genomförts i kolonnförsöket visade på svårigheter att uppnå en positiv stimulans med avseende på TOC-avskiljning p g a vattenkvaliteten i råvattnet.

Tillväxtförsöket (nedbrytningsförsöket) med två olika fraktioner av isolerade kolföreningar visade att både tillförsel av mineralsaltlösning och acetat-kol ökade nedbrytningshastigheten. Resultaten indikerar att nedbrytningsprocesser styrs av mineralnärvaro/frånvaro och av typ av kol. Det kan också vara andra ämnen som fungerar som begränsande faktor.

➤ Vilken avskiljning (barriäreffekt) kan erhållas för bakterier och virus?

Spårämnesförsöket med klorid indikerade ett relativt jämnt flöde i kolonnerna, utan betydande genomgående kortslutningsflöden. En tillfredsställande avskiljning av bakterier erhöles och bakteriehalterna i utgående vatten låg väl under dricksvattenkungörelsens gränsvärde. I spårförsöket med bakteriofager erhöles något kortare uppehållstider än vid kloridförsöket. Dessa orsakades troligen av att vissa fager hittade snabba flödesvägar i grova delar av porsystemet. Fastläggningen av fager var måttlig; mer än 20 % återfanns i utloppen inom 48 timmar. Inkommande koncentrationstoppar minskades mellan 30 och 300 gånger. Den bättre avskiljningen erhöles i K3 med den finkornigare sanden i övre delen av kolonnen.

3 FÄLTFÖRSÖK I SKYTTEHOLM, EKERÖ KOMMUN

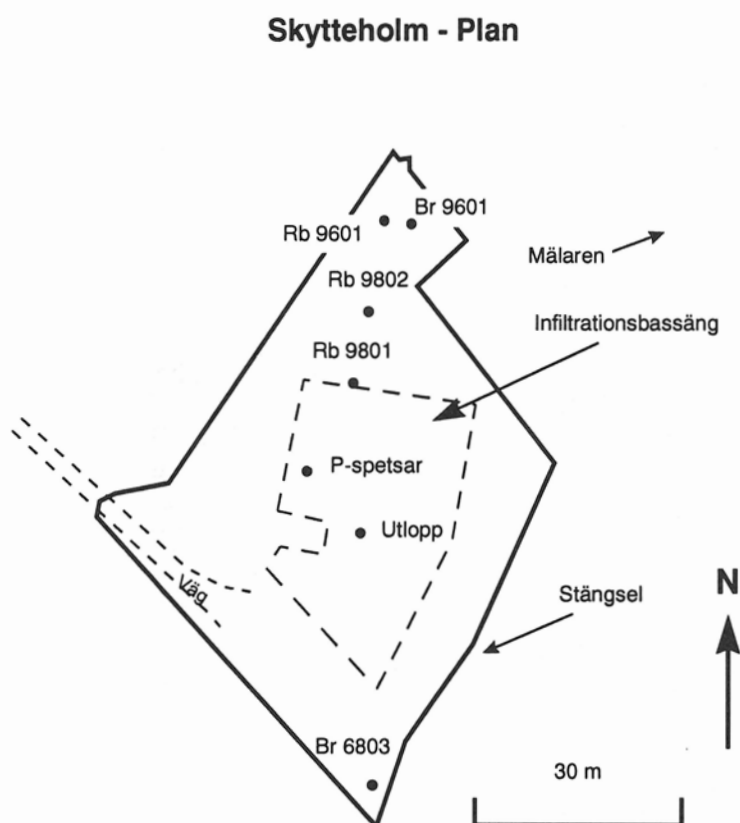
3.1 Bakgrund

Ekerö kommun utförde under 1997 försök med utökad infiltration vid infiltrationsanläggningen i Skytteholm. Anläggningen är belägen i en nedlagd grustäkt i Uppsalaåsen. Åsen sträcker sig längs östra kanten av Ekerö. Åsen är i området ca 400 m bred och den totala mäktigheten överstiger 50 m. Den omättade zonen uppgår i grustäktsbotten till ca 11 m. Materialet vid anläggningen är i huvudsak grusig sand och sandigt grus (se Appendix VII). Infiltrationsvattnet pumpas från Mälaren. Intagsdelen är belägen ca 7 m under Mälarens yta. Avståndet mellan anläggningen och sjön är 100-200 m.

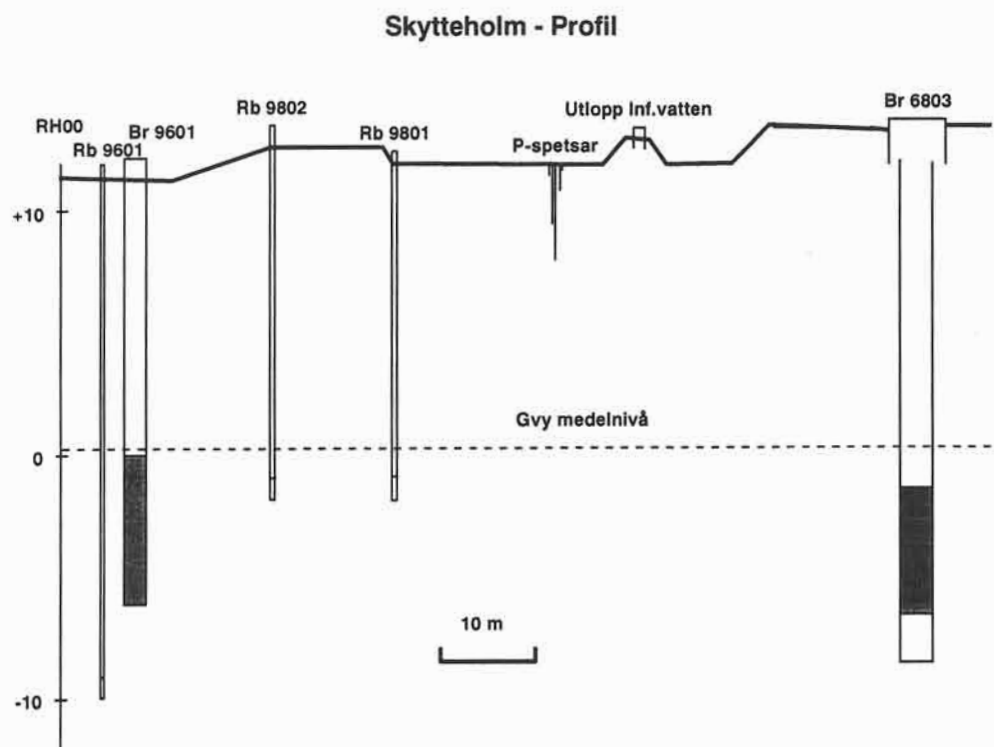
Anläggningen byggdes för att sänka hårdheten i det grundvatten som pumpas upp.

Infiltrationsanläggningens utformning framgår av figurena 3.1, 3.2 och 3.3.

Grundvattenytan är flack i området och styrs av Mälarens nivå. Grundvattenytan i Rb 9801, i kanten av infiltrationsbassängen, låg på samma nivå som Mälaren.



Figur 3.1. Infiltrationsanläggningen i Skytteholm, Ekerö kommun - planritning.



Figur 3.2. Infiltrationsanläggningen i Skytteholm, Ekerö kommun - profilritning.



Figur 3.3. Infiltrationsanläggningen i Skytteholm, Ekerö kommun - fotografi taget 980701 med inloppet i förgrunden och Rb 9801, Rb 9802 och Br 9601 i fonden.

Infiltrationen uppgick under försöket 1997 till ca 20 l/s och uttaget till ca 10 l/s. Den uttagsbrunn som användes under försöket, Br 6803, är belägen ca 15 m från

bassängkanten. Halten organiskt material i det uppumpade vattnet var låg, ca 2 mg/l COD_{Mn}, medan halten i infiltrationsvattnet var ca 6 mg/l. Behandlingsresultatet föreföll alltså vara betydligt bättre vid denna anläggning än i kolonnförsöket i Norsborg. För att klarlägga orsakerna till detta kom vi överens med Ekerö kommun att utföra kompletterande undersökningar vid anläggningen.

Målsättningen var att genom undersökningarna försöka besvara följande frågeställningar:

- Till hur stor del består det uppumpade vattnet av infiltrerat vatten?
- Skiljer sig sanden i och under infiltrationsbädden från den sand som användes i kolonnförsöket?
- Sker den huvudsakliga avskiljningen av organiskt material i den omättade zonen? I så fall på vilket djup?
- Hur stor är avskiljningen av organiskt material i den mättade zonen?

3.2 Försökets uppläggning

3.2.1 Infiltration och uttag

Ursprungligen planerades att försöket skulle utföras under driftförhållanden som i största möjliga utsträckning liknade dem som rådde vid försöken under 1997 med undantag för att grundvattenuttaget skulle göras i den nyanlagda uttagsbrunnen, Br 9601. De tidigare försöken indikerade en större andel infiltrationsvatten i denna brunn än i den gamla uttagsbrunnen. Fördröjda installationer av ny råvattenpump och kloreringsutrustning medförde att en revidering av driftförhållandena blev nödvändig.

Från försökets start i slutet av juni 1998 infiltrerades ca 40 l/s och ca 15 l/s pumpades ur vardera Br 6803 och Br 9601. Inledningsvis var drygt hälften av infiltrationsbassängens yta vattentäckt vilket medför en genomsnittlig hydraulisk belastning av knappt 9 m³/m²/d. Den vattentäckta delen ökade successivt under försöket och från mitten av augusti var ca 80 % av bassängen vattentäckt vilket innebär en genomsnittlig hydraulisk belastning av 5 m³/m²/d. I början av oktober rensades bassängen. Efter rensningen minskades infiltrationen till ca 25 l/s. Uttagsbrunn Br 6803 stängdes av och uttag gjordes fortsättningsvis endast i Br 9601, ca 17 l/s. Rensningen och den minskade infiltrationen innebar att endast ca en tredjedel av infiltrationsytan utnyttjades och att den hydrauliska belastningen steg till ca 8 m³/m²/d. När försöket avslutades i mitten av april 1999 var ca 75 % av infiltrationsytan vattentäckt.

3.2.2 Installation av provtagningsspetsar och grundvattenrör samt jordprovtagning

Provtagningsspetsar (av typ Prenart) installerades i början av juni 1998 på 5 olika djup i infiltrationsbassängen (0,1; 0,4; 1,1; 2,5 och 4,0 m). På dessa djup uttogs också jordprover genom skruvprovtagning. Dessa jordprover analyserades med avseende på

kornstorleksfördelning, specifik yta och oxalat- och pyrofosfatextraherbart järn, aluminium och kisel enligt den metodik som beskrivits i avsnitt 2.1.2. För att kunna följa infiltrationsvattnets väg installerades samtidigt två nya grundvattenrör i riktning mot uttagsbrunn Br 9601. Rören drevs ned till ca 2 m under grundvattenytan och hade en meters intagssil i botten. En sammanställning av borrningsresultaten redovisas i appendix VII.

3.2.3 Bestämning av uppehållstider och blandningsförhållanden

För att försöka bestämma uppehållstider och andelen infiltrationsvatten i det uppumpade vattnet genomfördes ett spårämnesförsök.

Som spårämne användes natriumklorid (NaCl). 2400 kg NaCl löstes i 10 m³ vatten i två behållare. Lösningen tillsattes infiltrationsvattnet vid utloppet i bassängen. Avsikten var att en kloridhalt av ca 115 mg/l skulle erhållas i det infiltrerande vattnet (inklusive infiltrationsvattnets naturliga halt på ca 14 mg/l) och att doseringen skulle ske under ca 100 tim. Doseringen påbörjades 1998-06-30 och avbröts 1998-07-05. Det visade sig tyvärr omöjligt att hålla ett konstant flöde från doseringspumpen. Partiklar i vattnet gjorde att igensättningar erhöles i ventilen och flödet minskade successivt. Justeringar av flödet tillbaka till ursprunglig nivå gjordes i samband med varje provtagningstillfälle. Inledningsvis var det också problem med att få en tillfredsställande inblandning av spårämnet vid utloppet. Efter justering av den T-formade utloppsanordningen och en koncentrerings av flödet till en punkt löstes detta problem.

Spårämnet följdes genom mätning av den elektrolytiska konduktiviteten i fält. Mätningar gjordes i de båda uttagsbrunnarna Br 6803 och Br 9601 och i de nysatta observationsrören Rb 9801 och Rb 9802. I uttagsbrunn Br 9601 placerades en kontinuerligt registrerande mätare medan konduktiviteten i den andra brunnen och i observationsrören mättes manuellt på uppumpat vatten. Vattenprover uttogs också för eventuell senare analys. Före försökets start mättes konduktivitet och togs vattenprover vid ett tillfälle. Inledningsvis utfördes konduktivitmätningar och vattenprovtagning 3 ggr/dygn. Fram t o m dag 10 efter start utfördes dagliga mätningar, därefter gjordes ytterligare 3 mätningar t o m 1998-07-16.

3.2.4 Vattenprovtagning och -analyser

Vattenkvaliteten följdes genom vattenprovtagning vid sammanlagt 13 tillfällen från 1998-07-28 t o m 1999-04-13. Under de tre första månaderna togs prover två gånger per månad och därefter en gång per månad. Prenartspetsarna provtogs under de 3 första månaderna och vid det sista provtagningstillfället. Provtagningspunkter och analysparametrar framgår av tabell 3.1. Analysmetodiken är densamma som angivits i avsnitt 2.1.2.

Tabell 3.1 Provtagningspunkter och analysparametrar för försöket i Skytteholm.

Provtagningspunkter	Analysparametrar
Infiltrationsvatten	Temperatur
Br 9601	pH
Br 6803	Konduktivitet
Rb 9801	Turbiditet (utan och med syra)
Rb 9802	Alkalinitet
P1-1 (0,1m)	Total-hårdhet
P1-2 (0,4 m)	TOC
P1-3 (1,1 m)	DOC
P1-4 (2,5 m)	COD-Mn
P1-5 (4,0 m)	Uv-absorbans

Vid ett tillfälle gjordes en fraktionering av det lösta organiska materialet i hydrofila och hydrofoba syror, neutraler och baser med den metodik som finns beskriven i avsnitt 2.1.2.

3.3 Resultat

3.3.1 Fysikaliska och kemiska analyser av sandprover

Kornstorlekskaraktistika och specifik yta för sandproverna tagna under infiltrationsbassängen framgår av tabell 3.2. Kornstorlekskurvorna redovisas i appendix VII.

Tabell 3.2. Kornstorlekskaraktistika och specifik yta för sandprover tagna under infiltrationsbassängen.

Provtagningspunkt	Kornstorlek (mm)			Specifik yta fraktion < 4 mm (m ² /g)
	d ₁₀	d ₆₀	d ₆₀ / d ₁₀	
P1-1 (0,1 m)	0,78	3,2	4,1	1,50
P1-2 (0,4 m)	0,75	3,5	4,7	1,37
P1-3 (1,1 m)	1,0	5,5	5,5	1,64
P1-4 (2,5 m)	0,95	4,3	4,5	1,45
P1-5 (4,0 m)	0,23	3,2	13,9	1,70

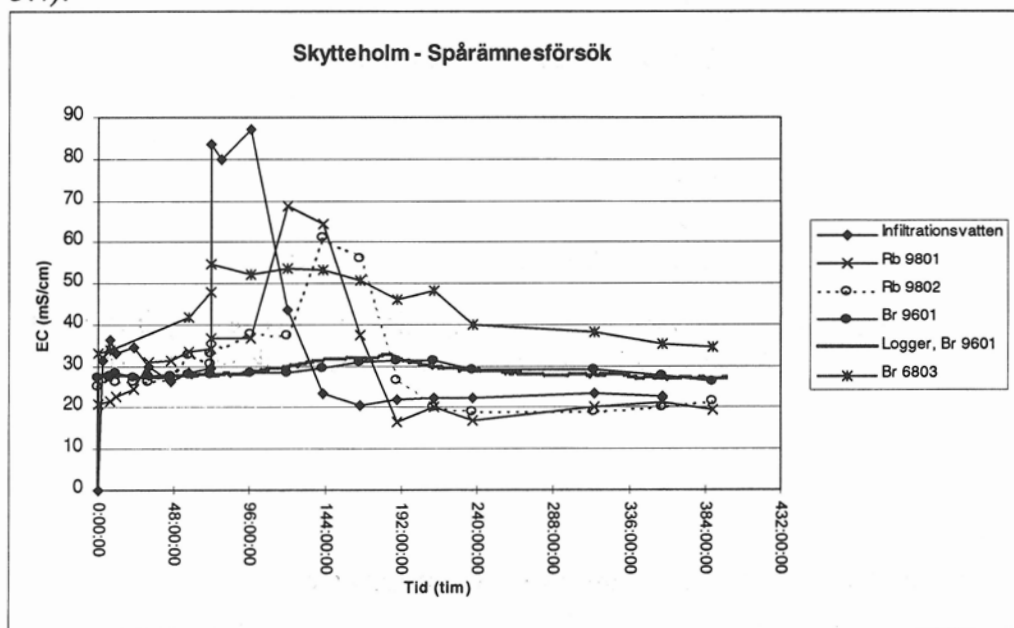
Mängderna med ammoniumoxalat och natriumfosfatpyrofosfat extraherbart järn, aluminium och kisel visas i tabell 3.3.

Tabell 3.3. Mängderna med ammoniumoxalat (ox) och natriumfosfatpyrofosfat(pyr) extraherbart järn (Fe), aluminium (Al) och kisel (Si).

Provtagningspunkt	Fe _{ox} mmol/kg	Al _{ox} mmol/kg	Si _{ox} mmol/kg	Fe _{pyr} mmol/kg	Al _{pyr} mmol/kg
P1-1 (0,1 m)	13,9	47,7	57,8	3,9	4,2
P1-2 (0,4 m)	24,9	54,3	71,9	2,5	4,5
P1-3 (1,1 m)	25,8	54,6	71,7	2,1	5,2
P1-4 (2,5 m)	34,6	66,2	89,8	2,1	6,9
P1-5 (4,0 m)	33,4	52,1	69,1	1,9	6,5

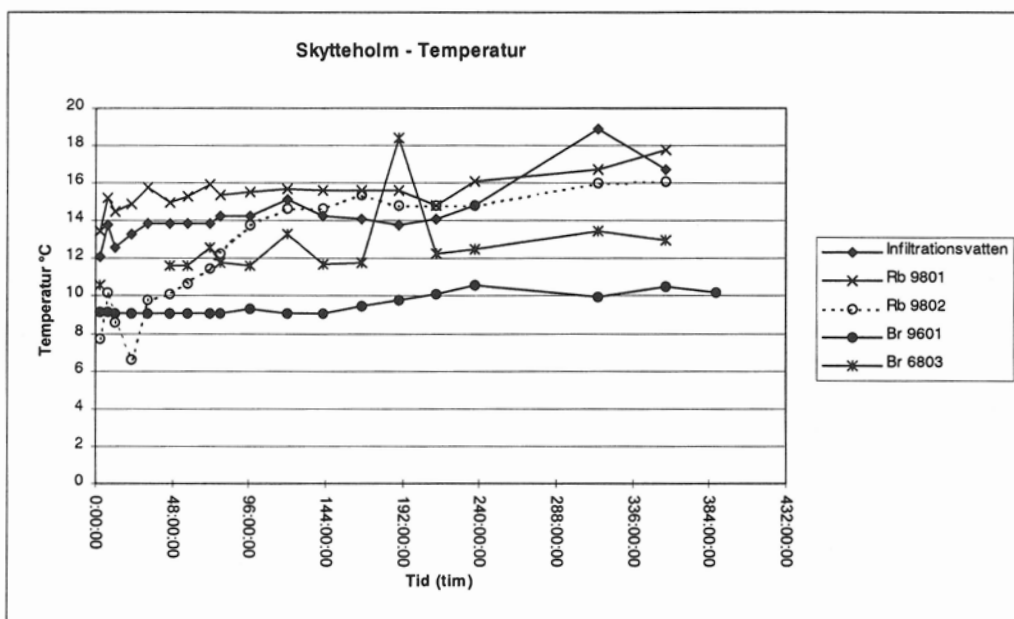
3.3.2 Upphållstider och blandningsförhållanden

Spårämnesförsöket visade att den genomsnittliga upphållstiden under försöket var knappt ett dygn till Rb 9801, ca 1,5 dygn till Rb 9802 och ca 2,5 dygn till Br 9601 (figur 3.4).



Figur 3.4. Genömbrottskurvor för spårämnespulsen i de olika provtagningspunkterna.

Blandningsförhållandena mellan infiltrerat vatten och naturligt bildat grundvatten beräknades genom jämförelse av yterna mellan en baslinje och konduktivitetskurvan för infiltrationsvattnet och de olika mätpunkterna. Dessa beräkningar visade att vattnet i Rb 9801 och Rb 9802 till mer än 95 % bestod av infiltrerat vatten. Kurvan för uttagsbrunnen Br 9601 visade endast en svag förhöjning av konduktiviteten under spårämnesförsöket. Den svaga förhöjningen omöjliggör en tillförlitlig uppskattning av blandningsförhållandena i brunnen. Det var dock uppenbart att den övervägande delen av det uppumpade vattnet bestod av naturligt bildat grundvatten. Andelen infiltrerat vatten var större i Br 6803 men en betydande del var även här naturligt bildat grundvatten. Bilden bekräftades av temperaturmätningarna som visade klart lägre temperaturer i Br 9601 och Br 6803 än i Rb 9801 och Rb 9802 (figur 3.5).



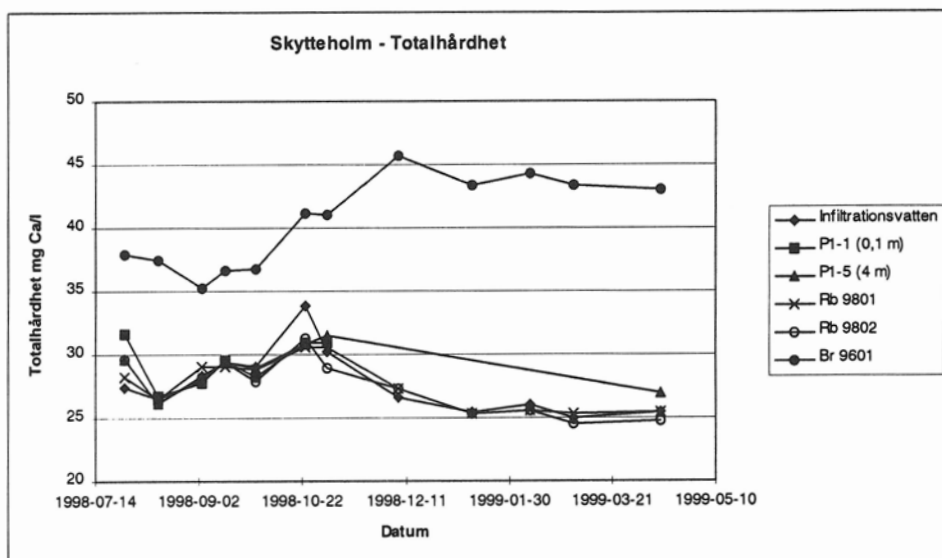
Figur 3.5. Vattentemperaturer i de olika provtagningspunkterna under spårämnesförsöket.

Medelvärdet för temperaturen i Br 9601 var 10 °C medan medelvärdet i infiltrationsvattnet var 15 °C. Temperaturen i Rb 9801 och Rb 9802 ligger däremot endast 1-2 °C lägre än i infiltrationsvattnet. Den naturliga grundvattentemperaturen ligger strax under 8 °C.

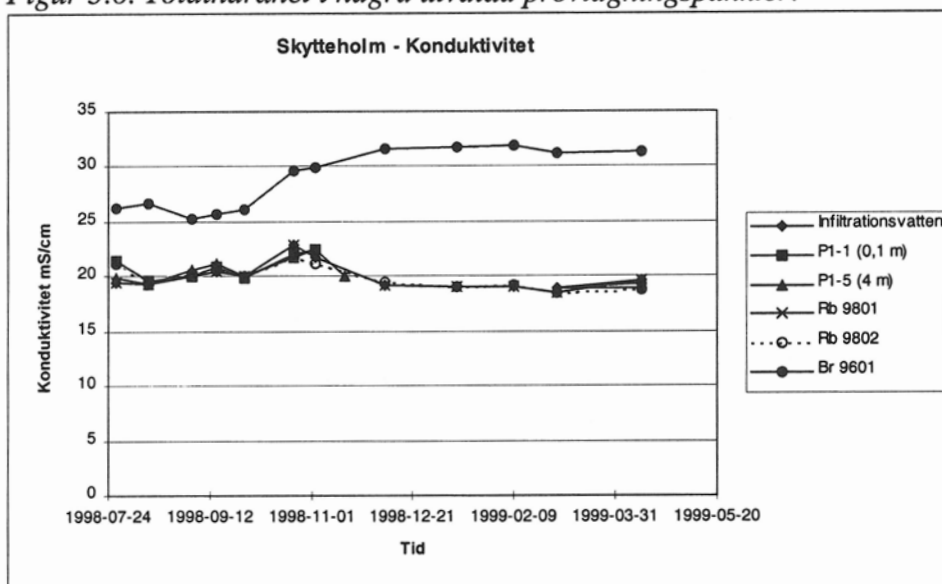
Resultaten från spårämnesförsöket visade att endast provtagningspunkterna i den omättade zonen P1-1 till P1-5 och i grundvattenrören Rb9801 och Rb9802 kunde användas direkt för att studera hur infiltrationsvattnets kvalitet förändrades vid passagen genom åsen.

3.3.3 Vattenkvalitet

Infiltrationsvattnets pH-värde varierade mellan 7,6 och 8,0 under försökets gång. pH-värdena i Rb 9801, Rb9802 och Br 9601 var något lägre; medelvärdet för samtliga dessa var 7,3. Turbiditeten var ca 2 FNU i infiltrationsvattnet. Provtagningsstekniken och provtagningsrörens utformning medförde hög turbiditet i Rb 9801 och Rb 9802; 8 respektive 15 FNU. I uttagsbrunnarna Br 9601 och Br 6803 var medelvärdena för turbiditeten 0,8 FNU vilket är relativt högt. Totalhårddheten i infiltrationsvattnet, i Prenartspetsarna, Rb 9801 och Rb9802 var ungefär densamma, knappt 30 mg Ca/l (4,2 °dH), medan den var drygt 40 mg Ca/l (5,6 °dH) i Br 9601 (figur 3.6). För konduktiviteten var motsvarande värden 20 respektive 30 mS/m (figur 3.7).



Figur 3.6. Totalhårdhet i några utvalda provtagningspunkter.



Figur 3.7. Konduktivitet i några utvalda provtagningspunkter.

Avskiljningen av organiskt material var relativt begränsad (figur 3.8 och 3.9.samt tabell 3.4).