

# Igensättning av långsamfilter i Östby vattenverk i Kramfors - studie av påverkande faktorer

Clogging of slow sand filters at Östby waterworks  
in Kramfors - study of affecting factors

---

Karolina Andersson

## Referat

### Igensättning av långsamfilter i Östby vattenverk i Kramfors– studie av påverkande faktorer

*Karolina Andersson*

Vattenverket i Östby, Kramfors kommun, har sedan 2003 haft problem med för snabba igensättningar i långsamfiltren. Ju oftare de sätter igen desto mer frekvent måste de rensas vilket har försvårat dricksvattenberedningen. Vintertid har rensningar ibland inte kunnat utföras och långsamfiltren har därför stängts av vilket har påverkat vattenkvaliteten negativt.

Verket är ett ytvattenverk som tar sitt råvatten från Sjöbysjön. Vattnet flockas och filtreras i kontaktfilter med fällningskemikalien EKOFLOCK 91. Därefter mellanalkaliniseras det innan det går till de utomhus placerade långsamfiltren. Efter långsamfiltren efteralkaliniseras och desinficeras det innan det når konsumenterna.

I detta examensarbete har faktorer som påverkar igensättningarna undersökts och försök har också gjorts för att optimera driften och därmed minska igensättningarna. Råvattnet har undersökts avseende dess biologi och kemi, filtraten i verken har undersökts med avseende på deras kemi och tryckbildningar i långsamfiltren har studerats.

Färgtalet i råvattentäkten Sjöbysjön och dess tillrinningsområde har ökat sedan början av 90-talet och dessutom har biovolymen i sjön ökat.

Halterna aluminium före långsamfiltren är mycket högre än halterna efter, vilket antyder att aluminium ansamlas i filtren. Differentialtrycket över sandbädden ökar med tiden efter en rensning. Detta tyder på en ansamling av partiklar som ökar med belastningen. Observationer av filterytan innan rensning visade att den täcktes av en brun geléaktig hinna. Motståndet i filtren ökar successivt efter en rensning och är en månad efter rensning störst i den övre delen av sandbädden. Allt detta pekar på att aluminiumflock ansamlas i långsamfiltren, på ytan, och orsakar igensättningarna.

Under examensarbetets gång har en föralkalinisering återinförts i vattenverkets process och den har påverkat fällningen av det organiska materialet. Då pH höjts har också dosen fällningskemikalie ökats vilket har ökat mängden flock. Denna ökade flockmängd har kontaktfiltren inte kunnat bära utan istället släppt igenom.

I några försök i labbskala varierades fällnings-pH och dos fällningskemikalie till råvatten med en efterföljande filtrering. Tendenser som kunde ses var att avskiljningen av aluminium, färg och turbiditet ökade med ökat pH och ökad dos fällningskemikalie. Vid pH 6,2 och kemikaliedos på  $60 \text{ g/m}^3$  var aluminiumhalterna, färgen och turbiditeten som minst i filtratet.

Nyckelord: Ytvattenverk, kontaktfilter, långsamfilter, igensättning, färgtal, fällnings-pH, EKOFLOCK 91

Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet

## **Abstract**

### **Clogging of slow sand filters at Östby waterworks in Kramfors – study of affecting factors**

*Karolina Andersson*

Östby waterworks in the community of Kramfors has since 2003 had problems of fast clogging of the slow sand filters. As the clogging appears more often, they must be cleaned more frequently which has made the drinking water preparation difficult. Wintertime it has sometimes been impossible to clean the filters which has led to their closing and this has influenced the water quality negatively.

The waterworks is a surface waterworks which takes its raw water from the lake Sjöbysjön. The water is flocculated and filtered in a contact filter with the flocculent EKOFLOCK 91. Thereafter it is alkalized before it reaches the outdoors placed slow sand filters. After the filters the water is alkalized and disinfected before it reaches the customers.

This thesis work has looked into which factors influence the clogging and trials have been made in order to optimize the waterworks and thereby reduce the clogging. The raw water has been studied with aspect to biology and chemistry, the filtered water has been studied with aspect to chemistry and also the pressures in the slow sand filters have been studied.

The colour of the raw water from Sjöbysjön and its catchment area has increased since the beginning of the 90-ies and also the bio volume has increased in the lake.

The contents of aluminium before the slow sand filters are far higher than the contents after, which leads to the conclusion that aluminium is accumulated in the filters. The differential pressure over the sand bed increases with time after a cleaning. This indicates an accumulation of particles which increases with the load. Observations of the filter surface before cleaning showed that it was covered by a brown, jelly-like film. The internal resistance in the filter beds increases successively after a cleaning and one month after cleaning it is highest in the upper part of the sand bed. All this points to that flocculated aluminium is gathered in the slow sand filters, on the surface, causing clogging.

While the thesis work has been going on a process of alkalizing before the contact filters has been reengaged and this has influenced the flocking of organic materials. When raising the pH the dose of flocculent was increased and this combined increased the amount of flocculated material. The contact filters could not bear this increased amount of flock load but showed instead a breakthrough.

In a few lab scale trials the flocking pH was varied as well as the dose flocculent to the raw water and after this the water was filtrated. A tendency was seen that the separation of aluminium, colour and turbidity increased with increasing pH and dose flocculent. At the pH 6.2 and the chemical dose of 60 g/m<sup>3</sup> the content of aluminium, the colour and the turbidity showed the lowest values in the filtrate.

Keywords: Surface water work, contact filter, slow sand filter, clogging, colour, flocking pH, EKOFLOCK 91.

Uppsala University, Department of Information Technology

Box 337, SE- 751 05 UPPSALA, Sweden

ISSN 1401-5765

## Förord

Examensarbetet har utförts inom civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och omfattar 20 poäng. Det har utförts för Kramfors kommuns och Östby vattenverks räkning. Handledare har Ulf Andersson på ProVAb varit och ämnesgranskare var Bengt Carlsson på Institutionen för informationsteknologi, Uppsala universitet.

### Lista av tack:

- ☛ Ett stort tack till alla som har varit inblandade i mitt examensarbete.
- ☛ Tack till Kramfors kommun och särskilt Staffan Östman och Tomas Lundin för att ni vågade satsa på detta trots att ni inte haft någon exjobbare här förut!
- ☛ Tack till min handledare Ulf Andersson på ProVAb och kollegorna Lennart Martinell och Håkan Danielsson för all värdefull hjälp jag har fått. Tack också för tillstånd att använda fakta från ert utkast från åtgärdsförslag.
- ☛ Tack Bengt Carlsson, Institutionen för informationsteknologi, Systemteknik, för att du ville vara ämnesgranskare.
- ☛ Peter Gradin, Hans-Göran Johansson, Peter Westin, Lars Persson – tack för all hjälp, förklaringar, servering av kaffe och väldigt trevligt sällskap på vattenverket.
- ☛ Tack Urban Lidbaum för hjälp med datorer och att hitta information.
- ☛ Tack också till alla övriga på tekniska kontoret för all hjälp och trevliga samtal!
- ☛ Tack till Sten Backlund för tillståndet att reproducera tabeller från Kommentarer till växtplanktonprover tagna i Kramfors oktober 2005.
- ☛ Tack till Magnus Simonsson för uppförandet av grafen för aluminiumhydroxids löslighet.
- ☛ Tack för hjälp via e-post och telefonsamtal: Josefin Abrahamsson och Olle Svedberg på Stockholm vatten.
- ☛ Tack Roland Friman på Renbass för förklaringar och idéer.
  
- ☛ Tack till min skapare som har gjort under på under i mitt liv och som är den egentliga orsaken till att detta kunde genomföras!

Kramfors, juli 2006



Karolina Andersson

1. INLEDNING .....	1
1.1. BAKGRUND .....	1
1.1.1. Syfte .....	2
1.1.2. Vattenverkets historik .....	2
1.1.3. Problemens historik .....	2
1.2. VATTENVERKETS UPPBYGGNAD .....	3
1.2.1. Vattenverket i sin helhet .....	3
1.2.2. Råvatten .....	4
1.2.3. Alkalinisering och råvattentank .....	5
1.2.4. Kemisk fällning .....	5
1.2.5. Kontaktfilter .....	5
1.2.6. Långsamfilter .....	8
1.2.7. Renvattenbehandling .....	11
1.2.8. Distribution .....	11
1.2.9. Kalkvattenberedning .....	11
1.2.10. Reglering .....	11
1.3. LÅNGSAMFILTERS FUNKTION .....	12
1.3.1. Driftkrav på långsamfilter .....	12
1.4. PROBLEM MED LÅNGSAMFILTER .....	12
1.4.1. Rensning av filter i Östby .....	13
1.4.2. Motstånd i filterbädd .....	14
1.4.3. Temperaturen påverkan på igensättning .....	16
1.5. RÅVATTENTÄKTEN SJÖBYSJÖN .....	17
1.5.1. Utseende och biologi .....	17
1.5.2. Kemi .....	18
2.2. ANALYSER AV VATTENKVALITET .....	19
2.2.1. Råvattenbiologi .....	19
2.2.2. Aluminiumanalys .....	20
2.2.3. Färgtals- och turbiditetsanalyser .....	20
2.2.4. Övriga analyser .....	21
2.2.5. Råvattenkemi .....	21
2.2.6. Filtrat från kontaktfiltren .....	22
2.2.7. Långsamfiltrat .....	22
2.2.8. Renvatten .....	22
2.2.9. Beräkning av aluminiumbelastning på långsamfiltren .....	22
2.3. HYDRAULISKA EGENSKAPER .....	23
2.3.1. Difftryck över sandbädd .....	23
2.3.2. Tryck i sandbädd .....	24
2.4. FÖRBEHANDLING, KEMISK FÄLLNING OCH KONTAKTFILTRERING .....	24
2.4.1. Fällningskemikalie och färgtal .....	24
2.4.2. Analys av filtratets variation under spolningssekvens .....	24
2.4.3. Analys av filtrat efter varje kontaktfilter .....	25
2.4.4. Spolvattenåtgång i varje kontaktfilter .....	25
2.4.5. Optimering av kontaktfiltrering i drift .....	25
2.4.6. Optimering av fällnings-pH och kemikaliedos .....	25
3. RESULTAT OCH OBSERVATIONER .....	27
3.1. ANALYSER AV VATTENKVALITET .....	27
3.1.1. Råvattenbiologi .....	27
3.1.2. Råvattenkemi - under åren 2003-2005 .....	28

3.1.3. Råvattenkemi –under åren 1991-2005 .....	30
3.1.4. Filtrat från kontaktfiltren .....	31
3.1.5. Filtrat – efter långsamfiltertank .....	32
3.1.6. Långsamfiltrat .....	33
3.1.7. Långsamfiltrat – egen provtagning .....	34
3.1.8. Renvatten .....	34
3.1.9. Beräkning av aluminiumbelastning på långsamfiltren .....	35
3.3. HYDRAULISKA EGENSKAPER .....	36
3.3.1. Motstånd över sandbädd .....	36
3.3.2. Tryck i sandbädd .....	36
3.4. FÖRBEHANDLING, KEMISK FÄLLNING OCH KONTAKTFILTRERING .....	37
3.4.1. Fällningskemikalie och färgtal .....	37
3.4.2. Analys av filtratets variation under spolningssekvens .....	37
3.4.3. Analys av filtrat efter varje kontaktfilter .....	38
3.4.4. Spolvattenåtgång i varje kontaktfilter .....	41
3.4.5. Optimering av fällnings-pH och kemikaliedos .....	41
3.5. OBSERVATIONER .....	42
3.5.1. Kontaktfiltren .....	42
3.5.2. Optimering av kontaktfiltrering i drift .....	42
3.5.3. Långsamfiltren .....	42
4. DISKUSSION .....	44
4.1. VATTENKVALITET .....	44
4.1.1. Råvattenbiologi .....	44
4.1.2. Råvattenkemi .....	45
4.1.3. Filtrat från kontaktfiltren .....	45
4.1.4. Filtrat - före och efter långsamfiltertank .....	46
4.1.5. Långsamfiltrat .....	46
4.1.6. Renvatten .....	47
4.1.7. Beräkning av aluminiumbelastning på långsamfiltren .....	48
4.1.8. Felkällor vattenkemin .....	48
4.2. HYDRAULISKA EGENSKAPER .....	49
4.2.1. Motstånd över sandbädd .....	49
4.2.2. Tryck i sandbädd .....	49
4.4. FÖRBEHANDLING, KEMISK FÄLLNING OCH KONTAKTFILTRERING .....	50
4.4.1. Kontaktfiltren .....	50
4.4.2. Fällningskemikalie och färgtal .....	50
4.4.3. Analys av filtratets variation under spolningssekvens .....	50
4.4.4. Analys av filtrat efter varje kontaktfilter .....	51
4.4.5. Spolvattenåtgång i varje kontaktfilter .....	52
4.4.6. Optimering av kontaktfiltrering i drift .....	52
4.4.7. Optimering av fällnings-pH och kemikaliedos .....	52
5. SLUTSATSER .....	53
6. REFERENSER .....	54
Personliga referenser .....	55
BILAGOR .....	56
<i>Bilaga 1.</i> Karta över Sjöbysjön med provtagningsplatser utmärkta .....	57
<i>Bilaga 2.</i> Analys av växtplankton i Sjöbysjön 2005 .....	58
<i>Bilaga 3.</i> Data från Länsstyrelsens analys av åar i tillrinningsområdet .....	62
<i>Bilaga 4.</i> Rådata från Alcontrol - Råvatten .....	64
<i>Bilaga 4.</i> Rådata från ALcontrol - Långsamfiltrat .....	66

<i>Bilaga 5. Aluminiumhalter från egen analys före och efter långsamfiltertank och i renvatten</i>	67
<i>Bilaga 6. Samband mellan tryckdifferens, aluminiumrest i renvatten och pH</i>	68
<i>Bilaga 7. Tryck i långsamfilterbädd</i>	68
<i>Bilaga 8. Färg och aluminiumdos 2003-2005</i>	70
<i>Bilaga 9. Analys av filtratets variation under spolningssekvens</i>	70
<i>Bilaga 10. Analys av filtrat efter varje kontaktfilter</i>	74
<i>Bilaga 11. Spolvattenåtgång i varje kontaktfilter</i>	74
<i>Bilaga 12. Flockning av råvatten med pH justering och olika dos fällningskemikalie</i>	75
<i>Bilaga 13. Aluminiumhydroxids löslighet</i>	78

# 1. INLEDNING

## 1.1. BAKGRUND

Vattenverket i Östby, Kramfors kommun, har under en period haft återkommande problem med de långsamfilter som används i processen. De har satt igen med mycket tätare intervall de senaste tre åren än vad de gjort tidigare och detta har inneburit att filtren behövt rensas oftare. Rensningarna har försvårat dricksvattenberedningen på grund av den försämring i filterförmåga som ett nyrensat filter uppvisar. Under vissa perioder på vintrarna har filtren fått ställas av då isen på filtren hindrat en rensning och detta har medfört en försämring av dricksvattenkvaliteten. De tätare rensningarna har dessutom inneburit en onödig utgift för kommunen.

Verket är ett ytvattenverk som tar sitt råvatten från Sjöbysjön. Beredningen av dricksvattnet sker i olika steg. Det första är att råvattnet föralkaliniseras<sup>1</sup>. Det andra steget är att vattnet fälls och filtreras i kontaktfilter. Filtratet därifrån mellanalkaliniseras innan det filtreras i långsamfilter. De sista stegen är efteralkalinisering och desinficering innan distribution till konsumenterna.

Långsamfilter renar vatten med fysiska, biologiska och kemiska processer. (Jabur och Mårtensson, 1999). I reningsprocessen avskiljs material samtidigt som de biologiska processerna ger en tillväxt av alger och mikroorganismer. Detta bidrar så småningom till att filtren sätter igen och de behöver därför rensas med jämna mellanrum (Thuresson, 1992).

Thuresson (1992) skriver att under sommaren, när vattnet är varmt, kan tiden mellan rensningarna bli ned till någon månad eftersom tillförseln av organiskt material är större och mikroorganismer växer till snabbare. Vintertid kan gångtiden öka till flera månader. Under 1980-talet minskade frekvensen för rensningarna generellt i Sverige (Thuresson, 1992) vilket kan ha berott på minskad mängd organiskt material i råvattnet eller bättre förbehandling av vattnet.

Undersökningar utförda 1999 (Jabur och Mårtensson) visar att igensättningar tenderar att öka med ökad filterhastighet, om filterhastigheten överstiger 0,35 m/h. Vidare påverkar sandtypen igensättningarna så till vida att finare sand ger upphov till oftare uppkomna igensättningar. Används finare sand kommer också igensättningarna att vara högre upp i sandbädden. Vattennivån över sandytan bestämmer vilket tryck det är i filtren och ju högre vattennivån är desto högre blir då också filterhastigheten (om utloppet är oreglerat). Det behövs en anpassning av vattennivån över sandytan till sandens kornstorlek för att minska antalet rensningar (Jabur och Mårtensson, 1999).

Intermittent drift (såsom täta rensningar) och plötsliga tryckförändringar är inte bra för dricksvattenkvaliteten eftersom de kan medföra genombrott av mikroorganismer enligt Jabur och Mårtensson (1999).

Internationellt har man sett att ett råvatten med stora variationer i kvalitet orsakar problem med igensättningar i långsamfilter ([www.surrey.ac.uk/water-e](http://www.surrey.ac.uk/water-e)). Problemen har orsakats främst av algblomningar under vår och sommar. Förbehandlingen av vattnet kan eliminera

---

<sup>1</sup> Alkalinisering höjer vattnets buffringsförmåga, vilket motverkar förändringar i pH.



variationerna. Trots detta har det dock visat sig att tiden mellan rensningarna kortats när råvattnets turbiditets- och alginnehåll överskridit ganska låga värden. Det verkar alltså inte spela någon roll hur vattnet förbehandlas ibland. I utvecklingsländer har filter fått ställas av helt där det har varit snabba ökning av motstånd vilket har gett för korta drifttider.

### **1.1.1. Syfte**

Igensättningarna påverkas av innehållet i det vatten som kommer ut på långsamfiltren. Detta vatten kommer från tidigare reningssteg och beroende på hur dessa steg fungerar får vattnet olika innehåll. Reningsstegen påverkas också av råvattnets kvalitet.

Syftet med examensarbetet har varit att undersöka vilka faktorer som påverkar igensättningarna av långsamfiltren. Dessutom har syftet varit att ta fram optimala betingelser i förbehandlingen. Målet har varit att kommunen ska kunna använda resultaten från försöken i driften för att minska igensättningarna.

I Östby har igensättningarna misstänkts ha samband med den fysikaliska filtreringen och inte med alg tillväxt. Misstanken har varit att förbehandlingen inte fungerat optimalt. Examensarbetet har med tiden inriktats på att undersöka teorin att filtren belastas med en stor mängd aluminiumflock som lägger sig på sandytan och orsakar igensättningarna.

### **1.1.2. Vattenverkets historik**

Ytvattenverket i Östby har alltid tagit sitt råvatten från Sjöbysjön. Verket anlades år 1936-37 och skulle då användas för rening med kemisk fällning<sup>2</sup>, sedimentering och snabbfiltrering i öppna filter. Det hade då en kapacitet av maximalt 3600 m<sup>3</sup>/d. Verket inklusive ledningsnät och reservoarer har successivt byggts ut genom åren. Den första utbyggnaden omfattade dubbla flockningskammare och sedimenteringsbassänger och sex snabbfilter. En ny intagspumpstation vid Sjöbysjön utfördes 1953 och 1976 skedde en ombyggnad av rörgalleri och råvattenpumpstationen. Senare, 1982, automatiserades kalkhanteringen med kalksilo, kalkberedare och kalkupplösare. År 1987 byggdes kontaktfilter. Kontaktfiltren byggdes senast om 1997.

1993 byggdes långsamfiltren för att avlägsna lukt och smak i dricksvattnet. Innan deras tillkomst uppfyllde anläggningen livsmedelverkets normer på alla punkter utom den som rörde lukt och smak. Som möjliga lösningar på problemet lyftes tre tekniker fram, nämligen ozon, aktiverat kol och långsamfiltrering (Barkander, 1992). Pilotförsök gjordes med långsamfiltrering och då erhöles en lukt- och smakreduktion trots att driftförutsättningarna inte var optimala. På grund av resultaten från dessa försök, tillsammans med ett studiebesök vid vattenverket i Vasa, togs beslutet att bygga en långsamfilteranläggning. Pilotförsöken genomfördes 1991 och under hösten 1993 var filtren färdiga att tas i drift.

### **1.1.3. Problemens historik**

Åren 1993- 2002 hade man inga problem med igensättningar och filtren kunde vara i drift hela vintern. Eventuellt fick man på senvintern göra något åt igensättningarna<sup>3</sup>. Våren 2003 började problemen med att samtliga filter satte igen bara en månad efter rensning. De

---

<sup>2</sup> Fällning är då organiskt material faller ut med hjälp av kemikalier. Fällning benämns även flockning. Egentligen är fällning inte detsamma som flockning men i branschen används dock ordet fällning för flockning och det sker även i denna rapport.

<sup>3</sup> Igensättningarna kunde avlägsnas genom att tappa ner vattnet och låta filterytan frysa. När man sedan släppte på vattnet bröts isen upp och igensättningen uppluckrades. Allteftersom det sedimenterade igen satte filtren igen.

rensades igen på hösten och vid jultid var de åter igensatta. Tabell 1 visar driftanteckningar från rensningar.

Tabell 1. Tidpunkter för rensning av långsamfilter och aktuellt sanddjup.

Långsamfilter 1			Långsamfilter 2			Långsamfilter 4		
År/vecka	Rensning	Sanddjup	År/vecka	Rensning	Sanddjup	År/vecka	Rensning	Sanddjup
03/43	X	107cm	03/43	X	110cm		X	100cm
04/20	X	104cm	04/20	X	107cm	04/20	X	97cm
			04/28	X	104cm			
04/41	X	100cm	04/41	X	100cm	04/41	X	94cm
2005-05-19	X	95cm	2005-05-17	X	95cm	2005-05-18	X	90cm
2005-09-20	X	90cm	2005-09-20	X	90cm	2005-09-21	X	85cm
2005-11-08	X	85cm	2005-11-09	X	85cm	2005-11-10	X	80cm

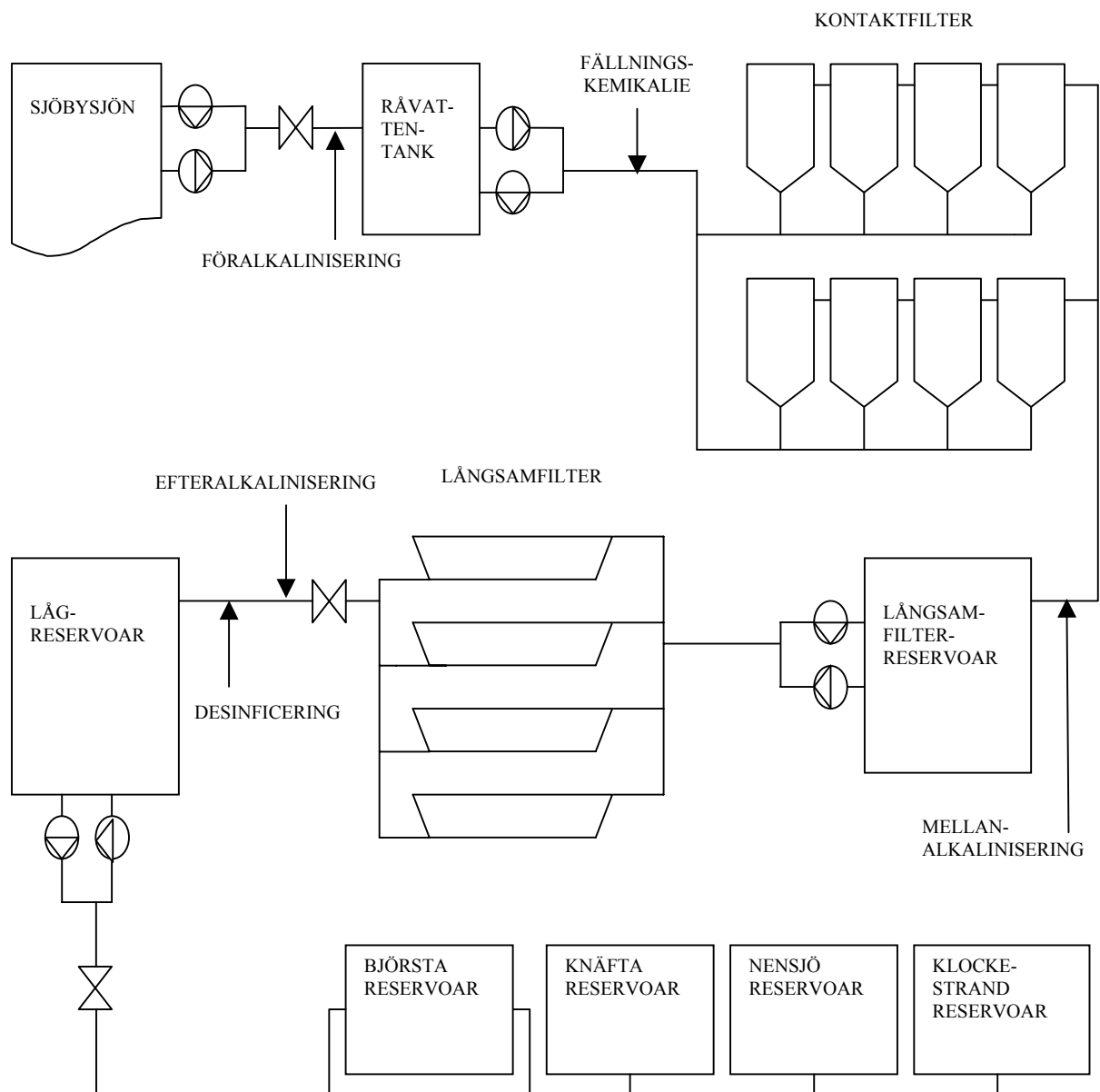
År 2004 rensades filtren vecka 20. Snart blev filter 2 igensatt och 8 veckor senare rensades det filtret igen. Vecka 41 var det åter behov av rensning av samtliga filter och 6 veckor efter det var de igensatta. Nu fick man vänta tills isen försvunnit innan en rensning kunde ske i maj. I september behövde de rensas igen och mindre än två månader senare var de åter igensatta. Vanligtvis behöver långsamfilter rensas för igensättningar en gång i halvåret. I Östby satte de alltså igen med två till tre månaders mellanrum istället. Enligt tabell 1 har mängden sand som avlägsnats ökat sedan 2003. Sedan 2005 har 5 cm skrapats av vid rensningarna.

## 1.2. VATTENVERKETS UPPBYGGNAD

Vattenverket beskrivs först i sin helhet och sedan beskrivs varje delprocess i verket för sig. Förutom processerna beskrivs också deras funktioner.

### 1.2.1. Vattenverket i sin helhet

Vattenverket är ett ytvattenverk med uppbyggnad enligt figur 1. Vattnet pumpas från Sjöbysjön och passerar en rad processer i verket. Det första behandlingsteget kallas för föralkalinisering och innebär att kalk tillsätts för att höja alkalinitet, pH och hårdhet. Vattnet leds efter föralkaliniseringen till råvattentanken och vidare till kemisk fällning i kontaktfiltren och sedan alkaliniseras vattnet med kalk innan det når långsamfilterreservoaren. Därifrån leds vattnet ut till långsamfiltren där det filtreras för att i nästa steg efteralkaliniseras och kloreras innan det via lågreservoaren går ut i vattenledningsnätet till konsumenterna.



Figur 1. Schematisk bild av uppbyggnaden av vattenverket i Östby

### 1.2.2. Råvatten

Råvattnet pumpas från Sjöbysjön som är belägen ca 1 km västnordväst om vattenverket. Intagen av vattnet är två till antalet och ligger på olika djup som ursprungligen var 2,8 m respektive 2,95 m och de är belägna ca 60 m från strandkanten (Ritning 760903). Från intagen går två ledningar till en pumpstation där vattnet först passerar ett rensgaller innan de två pumparna pumpar vattnet till verket. Vattnet leds till verket via två markförlagda ledningar som strax innan verket går ihop till en. Totala längden på ledningarna uppgår till ca 1000 m.

Råvattenpumparna är frekvensstyrda vilket medför att verket har en kontinuerlig beredning av dricksvatten. Detta gör att störningar som kan fås vid intermittent drift undviks. Råvattenuttaget är ungefär  $200 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Vatten tas också från råvattenledningen till kalkvattenberedningen.

### 1.2.3. Alkalinisering och råvattentank

Verket är byggt så att möjlighet ska finnas till föralkalinisering. Alkalinisering kommer att kunna ske med tillsats av koldioxid tillsammans med kalk för att höja hårdheten och alkaliniteten, dvs. buffertförmågan, samt även för att höja pH. Koldioxiden ska kunna tillsättas i gasform och kalken kommer in på ledningen som en uppblandad kalkvattenlösning från kalkvattenberedningen. Verket är byggt för att båda dessa tillsatser ska ske direkt på ledningen till råvattentanken.

Föralkaliniseringen har under en längre period inte varit i drift, men under examensarbetets gång har alkalinisering satts igång igen. Det har då varit med bara kalkvatten. Alkalinisering med koldioxid ska införas senare.

Det föralkaliniserade vattnet leds till en råvattentank som har en effektiv volym på ca 50 m<sup>3</sup>. Tanken fungerar som en flödesutjämnare och ger en reaktionstid för kalken. Två pumpar pumpar vattnet efter råvattentanken till ett kontaktfiltersteg.

### 1.2.4. Kemisk fällning

En fällningskemikalie tillsätts direkt på ledningen, efter de två pumparna, innan vattnet från råvattentanken leds ut i kontaktfiltren. En statisk mixer sitter på ledningen som ser till att kemikalien blandas i vattnet. Kemikalien kallas EKOFLOCK 91 och är en polyaluminiumhydroxidkloridlösning (PAC). Den innehåller 9,3 % aluminium. De trevärda aluminiumjonerna binds till hydroxider och dessa föreningar attraherar negativt laddade ämnen i vattnet såsom kolloider (partiklar med diameter under 0,0001 mm) och suspenderat material (Thuresson, 1992). Det suspenderade materialet består av t.ex. humus och andra organiska ämnen. Föreningen mellan aluminium- och hydroxidjonerna samt organiska ämnen bildar flockar. Mängden suspenderat material i råvattnet kan mätas med färg<sup>4</sup>- och turbiditetsavläsningar<sup>5</sup> och ofta kan man med hjälp av färgtalet bestämma dosen fällningskemikalie. Enligt Martinell (2006) krävs tumregelmässigt en dos av fällningskemikalien på ca 70 gr/m<sup>3</sup> (EKOFLOCK 91) när färgtalet är omkring 80 mg/l Pt.

Flockning som görs med aluminiumbaserad kemikalie sker bäst mellan pH 6,0 och 7,0. Exakt vilket pH som är optimalt beror på råvattenkvaliteten. Är pH utanför detta pH-intervall så sker ingen flockning och om pH ökas över detta intervall, i ett vatten med flock, så löses flocken upp (pers kom Danielsson).

Aluminiumhydroxids löslighet vid 8°C ses i bilaga 13.

### 1.2.5. Kontaktfilter

Kontaktfilter används för att reducera bl.a. färg, kemisk syreförbrukning<sup>6</sup> och turbiditet.

---

<sup>4</sup> Färg kommer av organiska ämnen, såsom humus, tillsammans med metaller, såsom järn och magnesium. Den varierar mellan brun till mörkbrun (Larsson, 2004).

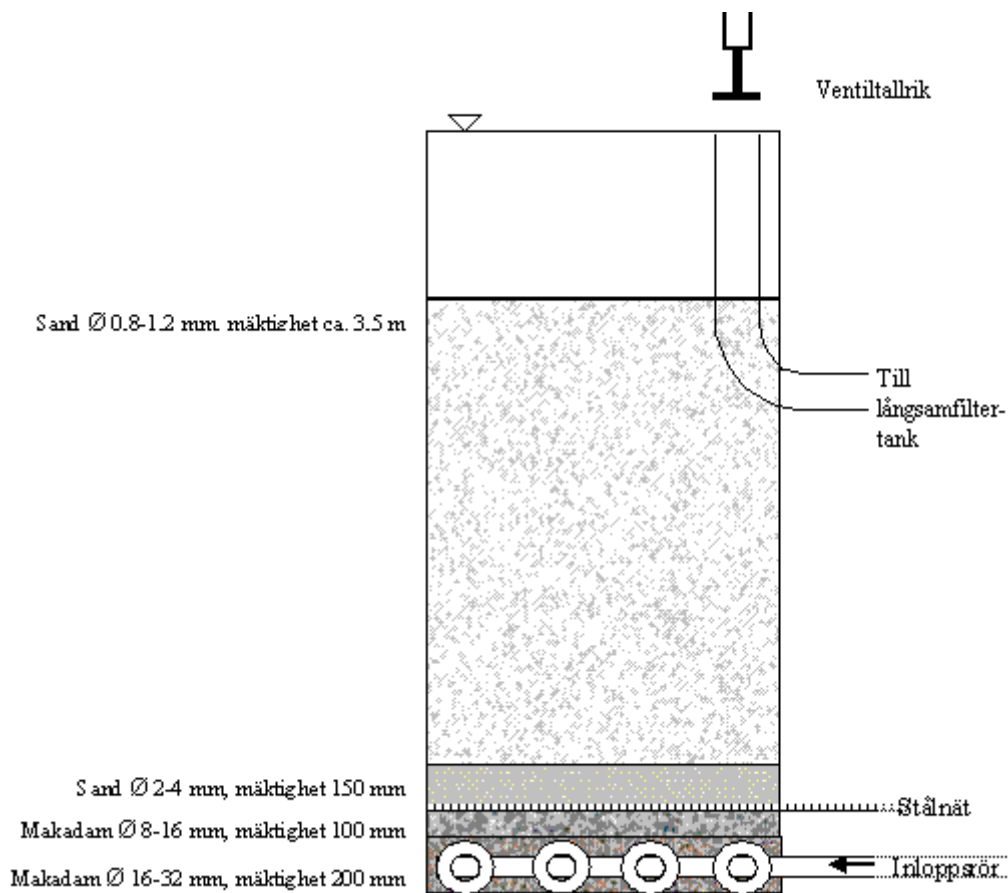
<sup>5</sup> Turbiditet dvs. grumlighet kan komma från oorganiska ämnen såsom lera eller organiska ämnen såsom alger (Thuresson, 1992) och ges i enheten FNU.

<sup>6</sup> Kemisk syreförbrukning, COD<sub>Mn</sub>, är ett vanligt sätt att mäta organiskt innehåll i dricksvatten. Definitionen är den mängd KMnO<sub>4</sub> (kaliumpermanganat) som under sura förhållanden konsumerar löst och suspenderat organiskt material i ett vattenprov. Resultatet ges i mg O<sub>2</sub>/l (Larsson, 2004).

Kontaktfiltren i Östby är i grunden filter konstruerade av Allmänna Ingenjörbyrå AB (AIB) och kallas därför AIB-filter. Det finns åtta filter och samtliga är i bruk. De har en total area på ca 57 m<sup>2</sup> där vardera filtret är ca 7,25 m<sup>2</sup>. Kontaktfiltren är av typen uppströmsfilter där vattnet leds in i botten och strömmar uppåt. Den dimensionerande beredningskapaciteten är 300 m<sup>3</sup>/h. I genomsnitt belastas de med 220 m<sup>3</sup>/h. Den dimensionerande hydrauliska belastningen är 5,2 m/h för åtta filter i drift och 5,9 m/h för sju filter i drift.

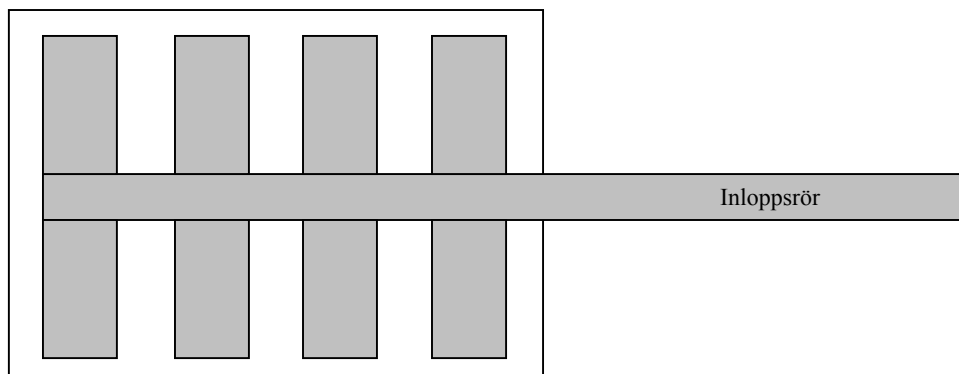
Filtren består av olika lager sand där flocken som skapats filtreras. I kontaktfilter behövs endast så kallade mikroflockar för att kunna fastna i filtren till skillnad från vid sedimentering då det krävs större flockar.

De olika lagren av sand har olika kornstorlek enligt figur 2. I botten, där fördelningsrören ligger, finns ett lager makadam och på detta ligger ett bärlager finare makadam. Ett stålnät är fastsatt på dessa lager för att hålla sanden på plats vid spolning. Ett bärlager sand ligger på stålnätet och ovanför är resten av filtret fyllt med sand av fraktionen 0,8-1,2 mm.



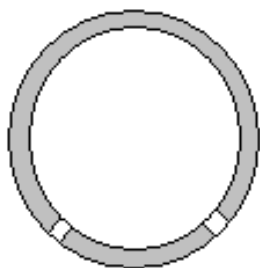
Figur 2. Skissartad bild av tvärsnitt av ett kontaktfilter, med lateralsystem i botten och utlopp och ventilallrik uppe till höger.

Tillförseln av vatten i botten av filtren sker i originalets AIB-filter genom koner. I Östby har man haft problem med denna uppbyggnad av filtren och istället har ett lateralsystem byggts. Detta består av åtta perforerade rör som har lagts horisontellt på botten av filtren (se fig. 3).



Figur 3. Förenklad bild av lateralsystemet i botten av ett kontaktfiltret, sett ovanifrån.

Perforeringen i rören är fina springor (8 mm) varigenom vattnet passerar både vid normaldrift och vid spolning av filtren. Springornas mynningar riktas utåt från röret (se fig. 4) för att vattenstrålen vid spolning ska kunna rensa filtersanden, särskilt vid nedre hörnen och kanterna av filtret.



Figur 4. Schematisk bild av genomskärning av ett rör med vitmarkerade springor.

Filtratet från kontaktfiltren passerar ned genom en utloppsanordning (se fig. 2) och leds genom en samlingsledning från alla kontaktfiltret till en långsamfiltertank. Långsamfiltertankens totala volym är ca  $65 \text{ m}^3$ . Kalk tillsätts före långsamfiltertanken (så kallad mellanalkalinisering) för att justera vattnets pH-värde till att ligga inom det intervall omkring 7,0 där det biologiska livet i långsamfiltren kan fungera bäst. Mellanalkaliniseringen har ibland stängts av efter att föralkaliniseringen kom igång.

Eftersom filtren efter en viss tid sätter igen måste de spolas. De spolas underifrån med ett högt vattenflöde. Flocken skiljs från sandkornen och det avskiljda spolvattnet leds till avlopp. När spolningen är avslutad tas filtren i drift igen.

Filtren spolas intermittent (dvs. med jämna mellanrum), ett i taget och under spolningen blir belastningen på övriga filter ca  $4 \text{ m}^3/\text{h}$  högre. Utloppet hos filtret stängs med ventiltallriken (fig. 2) vid spolning och spolvatten leds in i botten. Den dimensionerande spolvattenkapaciteten är  $360 \text{ m}^3/\text{h}$  och spolningsbelastningen är  $49,6 \text{ m}^3/\text{h}$ .

Eftersom temperaturen varierar under året måste spolhastigheten ställas om pga. viskositetsförändringarna. En högre viskositet ger en högre lyftkraft av sanden vid uppåtströmningen. En lägre viskositet, som vattnet har under sommaren, leder till att filtren måste spolas kraftigare. Det finns ett samband mellan viskositet och den spolhastighet som behövs (Thuresson, 1992).

Spoltiden är ca fem minuter och efter spolning släpps vatten doserat med fällningskemikalie in i filtren igen. Detta vatten passerar filtren utan att bli tillräckligt filtrerat innan filtren hunnit ”mogna”<sup>7</sup>. Filtratet leds därför under en tid till avlopp. Det kallas första filtrat. Tiden som vattnet leds till avlopp kallas första filtrattid och brukar variera, men i Östby är den oftast 40 minuter. Vattnet från de andra kontaktfiltren leds under tiden dels till långsamfiltertanken, dels till spoltanken. Vattnet från spoltanken används till spolningen av kontaktfiltren. Det använda spolvattnet och första filtratet går via en utjämningsreservoar till avloppsreningsverket i Öd.

Filtratet leds från det nyspolade filtret till långsamfiltertanken. Det dröjer i regel 110 minuter innan nästa filter spolas. Den sammanlagda tiden innan nästa filter spolas blir då fem minuter för spolning, 40 minuter till första filtrat och 110 minuter för normaldrift, alltså 150 minuter. Innan filtret spolas igen dröjer det 7 x 150 minuter, alltså 1050 minuter (17,5 timmar). Gångtiden, eller drifttiden för ett filter blir alltså 110 + 1050 minuter, dvs. 1160 minuter (drygt 19 timmar) Tiderna för spolning, första filtrat och drift kan justeras via vattenverkets styrsystem.

### 1.2.6. Långsamfilter

Från långsamfiltertanken pumpas vattnet med två frekvensstyrda pumpar till långsamfiltren. Långsamfiltren är placerade utomhus och är inte övertäckta. Vattnet som pumpats från långsamfiltertanken fördelas ut på de fyra filtren. Inloppet till filtren regleras av ventiler och på väg ner i bassängerna får vattnet passera en luftningstrappa (se fig. 5) för syresättning.



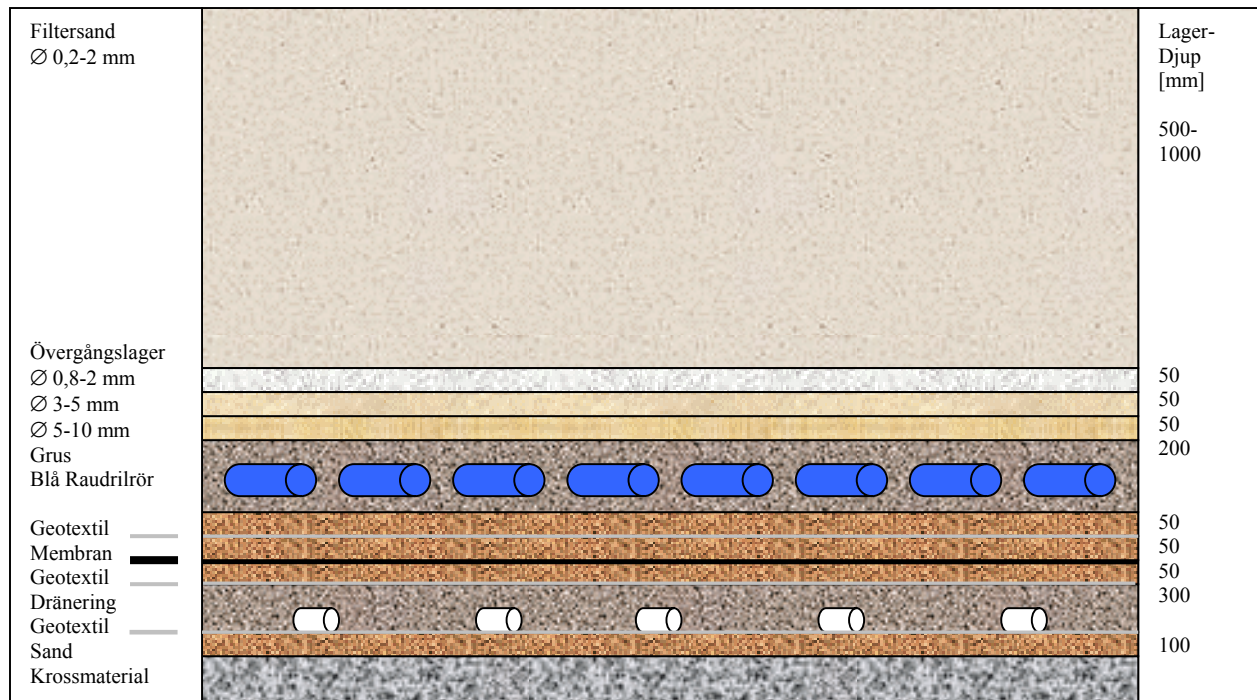
Figur 5. Inloppet till långsamfilterbassäng med luftningstrappa.

Filterarean, fördelad på fyra filter, är totalt 3320 m<sup>2</sup> där filter 1 är 920 m<sup>2</sup>, filter 2 är 810 m<sup>2</sup>, filter 3 är 890 m<sup>2</sup> och filter 4 är 700 m<sup>2</sup>. Den dimensionerande ytbelastningen, Q<sub>dim</sub>, är 0,10 m/h och maximala ytbelastningen, Q<sub>max</sub>, är 0,19 m/h. I genomsnitt belastas de med 220 m<sup>3</sup>/h.

Långsamfiltren är uppbyggda med flera skikt enligt figur 6.

---

<sup>7</sup> Mognadsprocessen innebär att filtret tätas allteftersom mängden av den avskiljda flokken ökar och täpper igen porerna.



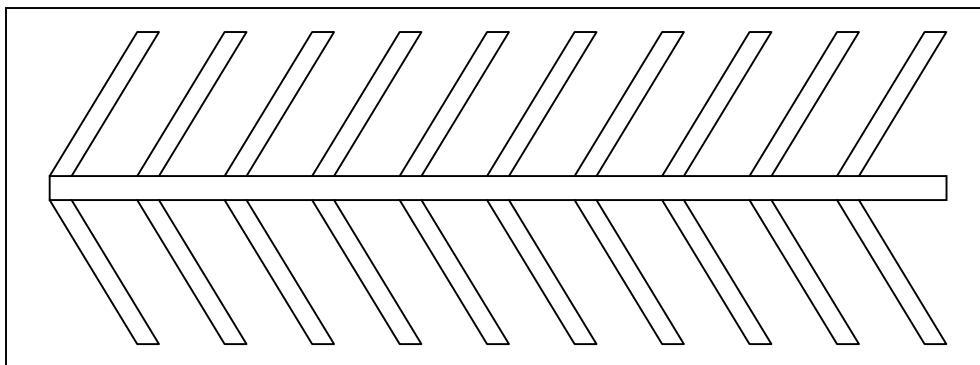
Figur 6. Schematisk bild av uppbyggnad av långsamfilter.

Marken under filtren har jämnats med krossmaterial och över det ligger ett lager sand. Dräneringsgrus och rör har lagts ut på detta för att avleda grund- och dränvatten under och kring filtren. Den egentliga filterkonstruktionen vilar på detta underlag. Filtren har i botten några lager med geotextiler och geomembran med sand emellan och ett lager sand ovanför. Ett lager grus med perforerade dräneringsrör av typen Raudril i (se fig. 8 och 9) ligger ovanpå detta. Sedan följer ett övergångslager (se fig. 10 och 11) med grövre Råda specialsand i tre fraktioner med diametrar enligt figur 6. Finare långsamfiltersand ligger på detta i ett 0,5-1 m tjockt lager. År 2001 byggdes filter 1 om och som geomembran lades en gummiduk istället för den plastduk som fanns innan. Dessutom har man i detta filter nu till hälften fyllt på med finare Rådasand som långsamfiltersand.

Raudrilrören är utplacerade i ett fiskbensmönster i botten av filtren ungefär som i figur 7. I perforeringen i dessa rör (fig. 9) sipprar det filtrerade vattnet in och vattnet leds sedan till ett filterutlopp. Varje filter har ett utlopp som regleras med en ventil vilket gör det möjligt att reglera vattennivån i filtren. Utloppsledningarna går till ventilkammaren där de sammanfogas och på denna gemensamma ledning sitter en avluftningsanordning där luft passerar ut med ett konstant flöde. Långsamfiltratet leds från det gemensamma röret med självfall till en lågvattenreservoar.

Ibland behöver filtren backöras för att avlägsna luft i filterbädden och då leds vatten baklänges genom Raudrilrören. På detta sätt fylls även filtren när de tömts på vatten.



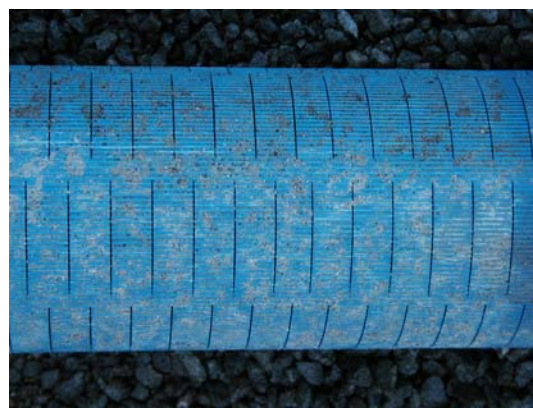


Figur 7. Förenklad bild av Raudrörrens utplacering i botten av långsamfilter.

Plastdukarna i filtren har spruckit och orsakat läckage och därför togs filter 3 ur bruk år 2003 och är nu avställt för ombyggnad. Man har alltså för närvarande tre långsamfilter i drift.



Figur 8. Urgrävning av filter 3 där dräneringsgrus med Raudrör ses i botten



Figur 9. Raudrörrens perforering, rörens ytterdiameter är 161 mm.



Figur 10. Övergångslager



Figur 11. Övergångslager

Långsamfilter 2 belastas mer än de andra filtren på grund av att det läcker mer. Detta filter får därför ofta styra när filtren ska rensas.

### 1.2.7. Renvattenbehandling

Långsamfiltratet går igenom en efteralkalinisering där koldioxid och kalk doseras direkt på ledningen. Därefter desinficeras vattnet med natriumhypoklorit.

### 1.2.8. Distribution

Det efterbehandlade vattnet samlas i lågreservoaren varifrån vattnet pumpas med två pumpar till högreservoaren. Därifrån sker distributionen ut på vattenledningsnätet med två huvudledningar åt motsatta riktningar från verket. En går mot Väja och har en tryckstegringsstation för abonnenter inom Dyssjöområdet och en går mot Kramfors centrum. Två ledningar går från Kramfors centrum och möts i Frånö. Därifrån går vattnet till Strömnäs där det finns tryckstegringar för abonnenter i Lunde, Nensjö och Klockestrandsområdet. Reservoarer finns i Björsta, Knäfte, Nensjö och Klockestrand. Totalt är 149 800 m vattenledning ansluten till vattenverket.

### 1.2.9. Kalkvattenberedning

I kalkvattenberedningen blandas kalk i råvatten med en omblandare och denna kalklösning förvaras i en reservoar varifrån uttagen sker. Beredningsanläggningen för kalkvatten består av en kalksilo på 60 m<sup>3</sup>, ett kärl för blandning av vatten och kalk på 0,65 m<sup>3</sup> och en kalkvattenberedare på 17 m<sup>3</sup>. För närvarande är den hydrauliska belastningen i kalkvattenberedaren 0,5 m/h och kontakttiden 3,4 h (Martinell, 2006).

Kalkvattenkoncentrationen är ca 2,5 g kalk/l vatten medan den borde vara ca 1,3 g/l för att ha en bra upplösning och kvalitet (Martinell, 2006).

### 1.2.10. Reglering

Verket regleras med Siemens styrsystem Simatic S7-400 och övervakas av Siemens HMI System WinCC (Windows Control Center). Styrsystemet programmeras med LAD/FBD/STL och HMI-systemet är programmerat i AnsiC och Visual Basic.

För närvarande så finns följande regleringar:

- Nivåreglering i råvattentanken, med frekvensstyrda råvattenpumpar.
- Flödesreglering till kontaktfiltren, med frekvensstyrda filterpumpar.
- PH-reglering på vatten till långsamfiltertanken, med frekvensstyrd slangpump.
- Nivåreglering i långsamfiltertanken, med frekvensstyrda långsamfilterpumpar.
- Flödesreglering från långsamfilter, med hjälp av en reglerventil från respektive långsamfilter. På denna reglering sker även en överreglering på de individuella nivåerna i långsamfiltren. Detta för att bibehålla en önskad nivå i långsamfiltren.
- PH-reglering på utgående vatten, med frekvensstyrd slangpump.
- Nivåreglering i lågreservoaren, med frekvensstyrda dricksvattenpumpar. Dricksvattenpumparna startas och stoppas på nivå i Björsta högreservoar. Filterverket startas och stoppas på nivå i lågreservoaren.
- Nivåreglering on/off i högreservoaren i Knäfte, med hjälp av tryckstegringspumpar i Frånö.

Föralkaliniseringen regleras nu i uppstarten manuellt och fällningskemikalien och hypokloritdosen regleras också manuellt.

Systemet byggs ut allteftersom och en tänkt utbyggnad är att kunna reglera flödet ut på varje långsamfilter.

### 1.3. LÅNGSAMFILTERS FUNKTION

Långsamfilter används i de flesta reningsprocesser som ett sista polerande steg. Poleringen består av filtrering, adsorption och biologisk nedbrytning som kan jämföras med den naturliga reningsprocessen i marken. Ett filter fungerar vid uppstarten som ett mekaniskt filtreringssteg och med tiden byggs en biologiskt verksam filterhud upp där organiska ämnen bryts ned. Färg reduceras på grund av nedbrytningen. Där sker också en nedbrytning av de flesta organiska ämnen som ger lukt och smak enligt Thureson (1992). En parameter som indikerar organiskt material är den kemiska syreförbrukningen och den har man sett reduceras med i genomsnitt 20 % i en undersökning av 35 filter (Andersson, 1998). Andersson skriver också att turbiditeten, alltså grumligheten, reduceras kraftigt i långsamfilter. Långsamfiltrering har också en mycket god reningseffekt avseende bakterier, virus, parasiter, alger och andra mikroorganismer (Husam och Mårtensson, 2003). Det är också vanligt vid långsamfiltrering med en avskiljning av järn och oftast även mangan enligt Thureson (1992).

I Östby ger alltså filtren bl. a. en reduktion av lukt och smak, filtrering av restpartiklar från flockning och filtrering av övriga partiklar som kan ha passerat tidigare reningssteg i verket.

Trots att långsamfiltrering började användas redan under 1800-talet så är kunskapen om hur långsamfiltren fungerar ganska liten. (Thureson, 1992). Bristerna i kunskap berör främst hur mikrobiologin i filtren fungerar. Mikrobiologin är komplex och beror bla. på vattenkvalitet, temperatur, klimat osv. (pers komm. Danielsson).

I den biologiska nedbrytningen av organiskt material konsumerar bakterier de organiska kolföreningarna bl. a. med hjälp av kväve, fosfor och syre. Kvävet oxideras i dessa processer genom nitrifikation. Nitrifikationen sker i en aerob, dvs. syrerik, miljö där ammonium omvandlas med hjälp av syre till nitrit och vatten som i sin tur omvandlas till nitrat och vatten (Carlsson och Hallin, 2003). Detta tar ofta lång tid och kräver tempererade förhållanden. Energin som krävs för processen tas från de olika organiska föreningarna.

Nitrifikationen är en pH-sänkande process eftersom ammonium oxideras varvid det bildas vätejoner (Carlsson och Hallin, 2003).

I Östby luftas vattnet på väg ner i filtren vilket ger en syrerik miljö och därmed sker troligen en nitrifikation. Sommartid kan vattnet ha temperaturer upp mot 20°C vilket skulle gynna en nitrifikation.

#### 1.3.1. Driftkrav på långsamfilter

I "Förslag till åtgärdsprogram" av Hellström (1991) anges att det eventuellt kan vara problematiskt att ta in ett vatten med högre restaluminiumhalt än ca 0,1 mg/l på långsamfiltret. De skriver vidare att detta kan kräva täta och relativt djupa rensningar. Restaluminium är det aluminium som kommer från föregående reningssteg.

### 1.4. PROBLEM MED LÅNGSAMFILTER

Långsamfilter täpps igen med tiden. Partiklar såsom restflockar, mikroorganismer och kolloider filtreras bort från vattnet och ansamlas i filtren. Ansamlingen kallas schmutzdecke (Husam och Mårtensson 2003). Det organiska materialet som tillförs orsakar en algtillväxt och detta tillsammans med partikelansamlingen kan sätta igen filtren. Vanligtvis rensas filtren från dessa igensättningar på ytan två gånger om året, ofta tidigt på våren och sent på hösten. Ett lager av sandytan skrapas då av, sanden tvättas och återförs så småningom till filtren. Rensningen kallas också för skumning. Partiklar och algtillväxt kan också ansamlas djupare

ner i sanden och därför görs djuprensningar vart femte till tionde år. Då tas lagret med finare sand bort och tvättas och återförs sedan efter tvätten.

#### 1.4.1. Rensning av filter i Östby

Rensningen av filtren kan ske på olika sätt. Tidigare har den kunnat utföras för hand genom att skyffla bort smutzdecke. Detta sker också i skrivande stund fortfarande på ett vattenverk i kommunen, Bålsjö vattenverk, som dock kommer att byggas om i sommar (2006).

I Östby rensades filtren i början med hjälp av minigrävmaskiner. Filtren fick då först tappas på vatten varefter 5-10 cm sand kunde skrapas av och lastas i en minidumper. Dumpern tippade sanden på en vändplan där den sedan tvättades. Proceduren med att tappa ner filtren, rensa dem och sedan fylla upp filtren med vatten tog ungefär fem dagar per filter.

Hösten 2003 hyrdes istället en rensare benämnd YT-800 från WEDA water cleaning technology. Filtren rensades då utan att de först behövde tömmas på vatten. Detta innebär en mindre påverkan på mikrofloran eftersom det räcker med en nedsänkning av vattenytan för att den ska påverkas (Husam och Mårtensson, 2003). Avlägsnandet av sand var vid dessa rensningar ca. 1 cm.

På senare tid har man hyrt in en rensare som kallas MALEN RF 1000. Det är en lättviktig radiostyrd maskin som precis som YT-800 kan rensa filtren under full drift, se figur 12.



Figur 12. Rensarroboten MALEN RF1000.

Maskinen skrapar av översta lagret sand och den förorenade sanden transporteras i slangar från maskinen (fig. 13) till containrar där vattnet avskiljs (fig. 14).



Figur 13. MALEN vid rensning där slangarna syns vid filterkanten



Figur 14. Den förorenade sanden pumpas till containrar.

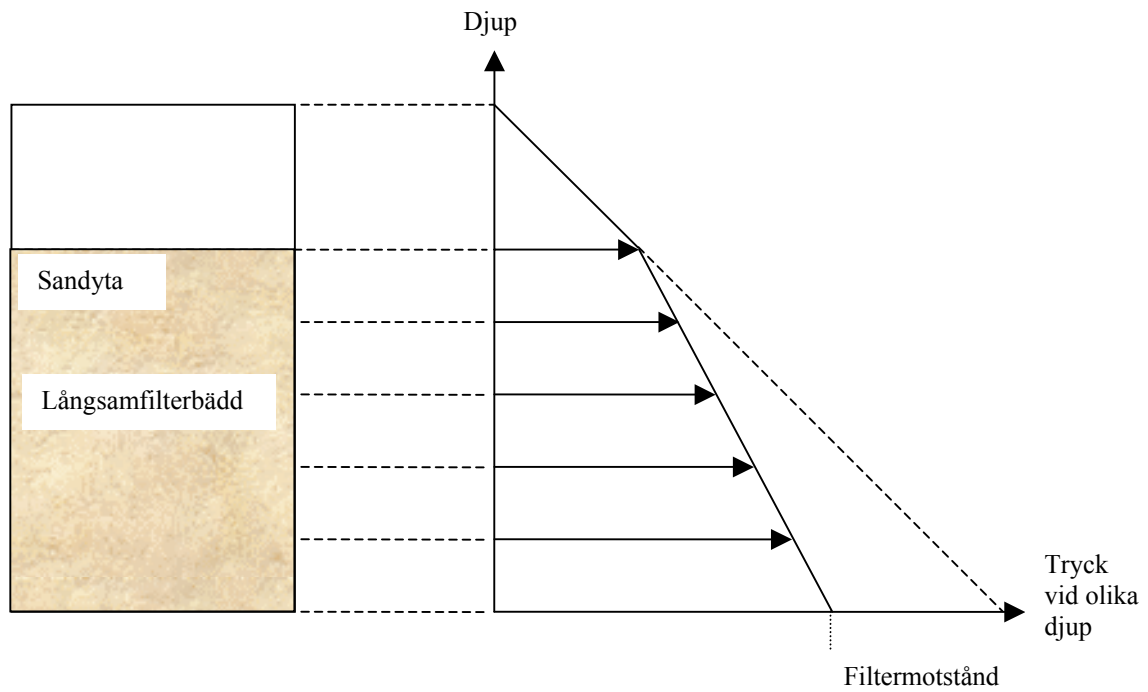
Sanden läggs sedan på ett upplag där den förvaras tills tvättning beställs.

Skaparen av MALEN RF1000 heter Roland Friman och har erfarenhet av vattenverk eftersom han jobbat på vattenverket Lugnet i Nässjö i många år. Han menar att det i långsamfiltren i Östby krävs en rensning av 2-4 cm av sandytan medan det på andra vattenverk kan räcka med 1 cm. Efter kontakt med Lovö och Norsborgs vattenverk i Stockholm framkom att de rensar ca 2-3 cm för att förhindra att filtren sätts igen för ofta. Filtren rensas där två gånger per år i april/maj och september/november. I Östby den 9 maj 2006 avlägsnades vid rensningen först fem centimeter, men då det fortfarande slammade upp en brun flock från filtret avlägsnades ytterligare två till tre centimeter.

#### 1.4.2. Motstånd i filterbädd

Ett filter sätter igen på grund av partikelansamling och alg tillväxt, som ovan beskrivet. Igensättningarna bildar ett motstånd som försvårar för vattenmassan att tränga ner genom bädden. Filtret har också ett naturligt motstånd som beror på det friktionsmotstånd som sandkornen orsakar. Det kan finnas ytterligare en faktor som påverkar motståndet och det är om det finns luftfyllda porer i bädden. Porerne bidrar då till ett motstånd eftersom ytspänningen utgör ett hinder för vattnets framfart.

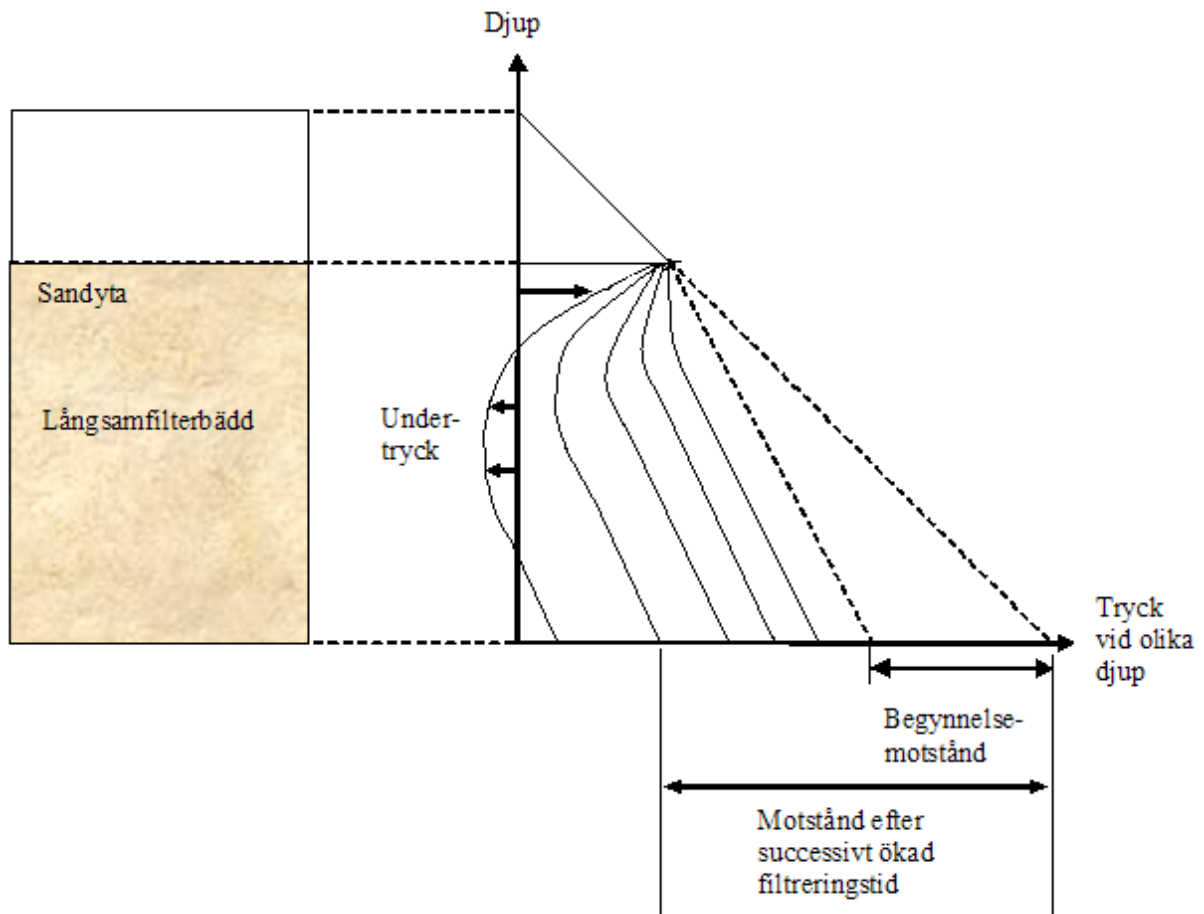
Trycket i en punkt i filtret utgörs av trycket av vattenmassan ovanifrån och mottrycket från partiklar, sand och eventuell luft. Detta tryck benämns i litteraturen för övertryck (Thuresson, 1992) och mäts oftast i meter vattenpelare. Det benämns även tryck (Jabur och Mårtensson, 1999) vilket det också kallas i denna rapport. I figur 15 ses tryckförhållandena hos ett nyrensat filter i drift. Det är en linjär ökning av trycket med djupet i sandbädden.



Figur 15. Tryckförhållanden hos nyrensat filter vid drift (efter Thuresson, 1992).

Differentialtrycket (difftrycket) fås genom att beräkna skillnaden i tryck mellan två punkter.

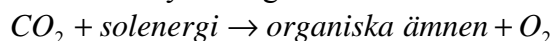
Ju mer filtret sätts igen desto mer ökar filtermotståndet och då minskar också trycket (fig. 16). Filtermotståndet kan så småningom bli högre än trycket från ovanstående vattenpelare och då blir trycket negativt. Detta negativa tryck kallas undertryck.



Figur 16. Tryckförhållanden vid partikelavskiljning på och strax under sandytan (efter Thuresson, 1992)

Är utloppsanordningen från långsamfiltren byggd så att det blir en trycksänkning i flödet ut från filtret kan undertrycket skapas. Bygger man utloppet så att en tryckutjämning kan ske motverkas skapandet av undertryck. Bildas det undertryck är risken stor att luft löses ut från vattnet och orsakar ett ännu större motstånd.

Algtillväxten i filten sker genom fotosyntes där koldioxid och solenergi bildar organiska ämnen och syre enligt:



Syret kan bildas i så stora mängder att stora gasblåsor frigörs i filtret vilket ökar motståndet.

### 1.4.3. Temperaturens påverkan på igensättning

Temperaturen kan påverka frekvensen hos igensättningarna. En högre temperatur har visat sig ge en högre reduktion av totalt organiskt kol i filtren (TOC) enligt Andersson (1998). Detta kan bero på en högre biologisk aktivitet i filtren och det skulle kunna innebära en tillväxt av mikroorganismer och alger som ökar igensättningarna.

Tendenser att igensättningen ökar efter milda vintrar har setts på Lovö vattenverk i Stockholm (pers komm Svedberg). År 2005 har vinterns medeltemperaturavvikelse från normalvärdet varit +4,0 °C i Kramforsregionen (Kvick, 2005). En algtillväxt har dock inte uppmärksamats i långsamfiltren i Östby, varför igensättningarna där inte antas ha något samband med den ökade temperaturen.

## 1.5. RÅVATTENTÄKTEN SJÖBYSJÖN

### 1.5.1. Utseende och biologi

Sjöbysjön som används som råvattentäkt är enligt Backlund (1992) oligotrof (näringsfattig). Möller påpekade dock på 80-talet att sjön undergår en eutrofiering. Vid en sjös eutrofiering är det mycket sannolikt att mängden organiskt material ökar. Med säkerhet ökar den autoktona delen av det organiska materialet medan den alloktona delen kan vara som förut (pers komm Backlund).

Sjön har två delar med den mindre och grundare delen österut, närmast vattenverket. (Se bilaga 1 för sjöns utseende). Därifrån pumpas råvattnet. Enligt Möller (1980) var djupet till råvattenintaget maximalt tre meter 1980. Detta djup verkar minska då djupet noterades till 1,5 meter vid en dykning gjord 2006.

Vattnet passerar från inloppet till sjön, som är västerut, en grundrygg liksom stora områden med vass och flytblad. Vid grundryggen är vattendjupet på sina ställen inte mer än en halv meter. På sitt djupaste ställe i den västra delen är sjön ca 12 meter. Möller påpekade vidare att utloppet tidvis kunde vara torrlagt.

Enligt Backlund (1988) borde intaget ändras till ett djupare högre upp i sjön där genomströmningen är bättre och algmängden mindre. Genom att lägga intaget djupare kan man komma under den nivå där algerna förekommer i större mängder. Det bör dock inte läggas alltför nära botten, då det i samband med nedbrytningen av organismer frigörs en del ämnen som också kan påverka vattnet ur lukt- och smaksynpunkt.

Backlunds undersökning 1991 visade att totala biovolymens medelvärde var 0,13 mm<sup>3</sup>/l och maximala värdet 0,24 mm<sup>3</sup>/l. Gränsen mellan ett näringsfattigt och ett mer näringsrikt tillstånd är vid 2,0 mm<sup>3</sup>/l. Vidare visar de närvarande algarterna Cryptophyta, kiselalger och pansarflagellater på näringsfattiga förhållanden. Dessutom är andelen blågröna alger låg, vilket också tyder på oligotrofi. I samma undersökning skriver författaren att vid jämförelse av provdjup iakttogs inga väsentliga skillnader mellan ytprover och prover tagna från siktdjupet. Prover som togs 1988 visade dock en skillnad.

Backlund skriver i sin rapport från 1988 att i intaget till Sjöbysjön dominerar olika alger vid olika tidpunkter på året och vid olika djup. Prover togs 9 juni och då visade ytproverna en mycket påtaglig dominans av *Diatoma vulgare*. Djupare ner dominerade istället *Diatoma elongatum* och *Tabellaria fenestrata*. I juli var algmassan lägre men med samma fördelning och senare, i augusti, var algmassan större än under de tidigare sommarmånaderna och då var *Dinobryon* helt dominerande vid samtliga djup.

Någon bedömning av trofinivå finns inte från 1988.

En ökad eutrofiering kan spåras om prover tas i slutet av vegetationsperioden (pers komm Backlund). Autoktont, dvs. det på plats producerat, organiskt material är oftast levande, men det kan också finnas detritus. Detritus är dött organiskt material med ursprung från växtrester och mindre organismer. Alloktont organiskt material tillförs sjön från tillrinningen och där kan det finnas mycket mer detritus. I analysen räknas bara levande växtplankton och därmed kan man se om sjön producerar mycket eget material vilket då tyder på en eutrofiering.



### 1.5.2. Kemi

Råvattnet är besvärligt med hänsyn till dricksvattenberedning enligt Martinell (2006) eftersom det har ett högt färgtal, relativt högt COD<sub>Mn</sub>- innehåll, låg alkalinitet, och låg turbiditet. Martinell menar vidare att råvattnet har en förhållandevis låg turbiditet trots ett högt färgtal och hög kemisk syreförbrukning. En låg turbiditet kan försvåra flockningen innan kontaktfiltren eftersom det betyder att innehållet av partiklar i vattnet är lågt. Flockningen får då inga kärnor att flocka omkring.

Kalkningar påbörjades 1986 i Nästvattenån och Storherrsjön uppströms Sjöbysjön enligt Länsstyrelsens regionala åtgärdsplan (pers komm Zeipel).

Thuresson (1992) skriver att vattnet i sura sjöar innehåller höga halter aluminium eftersom omgivande marker löser ut detta vid syratillförsel. Aluminiums löslighetsminimum ligger omkring pH 6 och vid högre eller lägre värden än detta ökar lösligheten. Enligt Livsmedelverkets författningssamling är gränsvärdet för aluminium 0,1 mg/l i det vatten som produceras i ett vattenverk.

## **2. METODER**

Syftet med examensarbetet var att undersöka de faktorer som påverkar igensättningarna i långsamfiltren och att optimera reningsstegen innan filtren. Råvattnets påverkan undersöktes genom att analysera vattenkvaliteten i Sjöbysjön på olika sätt. För att se algpåverkan analyserades biologin i sjön och för att se olika kemiska parametrars effekt analyserades kemin. Prover för analys av råvattenbiologin skickades den sista oktober 2005 till Sten Backlund i Umeå. De kemiska analyserna gjordes på vattenverkets eget laboratorium och prover skickades även iväg för utförligare analyser på det ackrediterade laboratoriet ALcontrol Laboratories i Umeå. Analyserna utfördes hösten 2005 och dessutom samlades data från tidigare år in.

Råvattenkvaliteten i sig borde inte påverka långsamfiltren eftersom det är tänkt att föregående processteg i beredningen ska jämna ut eventuella skillnader i kvalitet. Eftersom igensättningar ändå har uppkommit kunde slutsatsen dras att dessa steg inte fungerar optimalt. För att se var felet låg analyserades kemin i vatten och filtrat mellan de olika stegen. De flesta analyserna gjordes på filtrat från kontaktfiltersteget innan långsamfiltren och då analyserades främst aluminium. Analyserna gjordes på vattenverkets labb och på ALcontrol under hösten 2005 och vintern 2006.

Trycken i sandbäddarna i långsamfiltren antogs ge information om när och var igensättningarna uppkom. Därför mättes difftrycket över hela bäddarna under några månader efter en rensning i november 2005. Dessutom mättes vid några tillfällen i december 2005 trycket på olika skikt i bädden. Dessa tryck användes för att beräkna motståndet i bädden.

Kontaktfiltreringen sågs ha brister som antogs ha samband med fällnings-pH och tillsatt dos av fällningskemikalie. Därför optimerades dessa parametrar samtidigt som drifttider för filtren varierades. Detta skedde de första månaderna under 2006.

Den kemiska fällningen och kontaktfiltreringen efterliknades i försök i labbskala för att ta fram optimalt fällnings-pH och dos fällningskemikalie. Försöken pågick under månadsskiftet mars-april 2006.

### **2.2. ANALYSER AV VATTENKVALITET**

#### **2.2.1. Råvattenbiologi**

Råvattenbiologin i Sjöbysjön undersöktes där prover togs och skickades iväg för analys av biomassa och växtplankton. Tidigare har algförekomsten undersökts i Sjöbysjön och då har olika punkter valts ut som provtagningsplatser (Backlund, 1988). Provplatserna valdes nu till ungefär desamma (se karta i bilaga 1) för att kunna jämföra med tidigare undersökningar. Proverna togs den sista oktober 2005 på tre ställen i Sjöbysjön och på varje plats togs de på två djup, 0,5 m respektive 3 m. Provplats 1 är belägen nära råvattenintaget och provplats 4 är vid inloppet. Provplats 3 på kartan har tidigare benämnts provplats 4 och den benämns också som provplats 4 i rapporten.

En skogsavverkning har skett alldeles intill Sjöbysjön och för att se dess effekter på vattnet togs ett prov nedanför hygget. På kartan visas det som Provplats 2 "Hygge".

Proverna togs upp med hjälp av en ruttnerhämtare. Den består av en cylindrisk plastbehållare med öppning i övre delen. Innan cylindern förs ner i vattnet hakas det övre locket fast och en cylindertyngd, varigenom repet är trätt, behålls i handen. I överkant av hämtaren är ett rep

med halvmetersmarkeringar fäst. Hämtaren sänks i vattnet tills markeringen visar det djup provet ska tas på. Då släpps tyngden som när den når övre locket slår till och stänger det. Behållaren förs upp och i botten av den finns en tappkran varifrån vattnet förs över i provkärl. Plastflaskor med skruvkork användes som provkärl. 100 ml av innehållet överfördes, efter ankomst till labb, till mindre plastflaskor och i dessa tillsattes några droppar lugolslösning, innehållande jod-jod-kalium för konserveringseffekter. Proverna skickades i kylväskor för analys av biomassa och algförekomst till Sten Backlund i Umeå, som också utförde undersökningarna 1988 och 1991.

Siktdjupet avlästes med en Secchiskiva. Det är en vit skiva fäst i ett rep med avståndsmarkeringar. Skivan sänks i vattnet tills den inte längre kan ses. Djupet där skivan blir osynlig avläses med hjälp av markeringarna på repet.

### **2.2.2. Aluminiumanalys**

Prover för analys av aluminiumhalter analyserades i vattenverkets eget laboratorium. Proverna togs i e-kolvar gjorda av glas. Analysinstrumentet som användes är en spektrofotometer som ingår i DR Langes serie och heter XION 500. Vattnet som analyserades bereddes kemiskt genom olika steg, beroende på vilken parameter som studerades. Detta gjordes i förberedda kyvetter försedda med en streckkod som gav information om vilken kemikalieparameter som testades. I fotometern roterades kyvetten för avläsning av streckkoden. Provet mättes automatiskt 10 gånger i instrumentet och medelvärde visades på displayen. Den lösta mängden aluminium<sup>8</sup> analyserades genom att vattnet togs direkt från e-kolvar till beredningsstegen i kyvetterna för DR Langes LCK 301 test.

Vattnet innehåller förutom löst aluminium också aluminium bundet i olika föreningar som t.ex. aluminiumhydroxid. Det aluminium som är uppbundet löstes ut genom att proverna tempererades till 20°C och surgjordes med salpetersyra till pH 2,3-3,5. Proverna stod ca en timme efter surgörningen för att ge tid åt de kemiska reaktionerna. De stod dessutom i plastbehållare för att undvika aluminiumutlösning från glaskärlen. Prover bereddes efter detta precis som för den lösta aluminiumhalten med Dr Langes LCK 301 test. Analysparametern kallades totalhalt aluminium.

Prover skickades också till ett ackrediterat laboratorium, ALcontrol Laboratories i Umeå. En av analysparametrarna var aluminium. ALcontrol gör totalanalyser av aluminium innefattade en surgörning med salpetersyra till pH 2-3 och användning av ICP med en mätosäkerhet på  $\pm 20\%$ .

### **2.2.3. Färgtals- och turbiditetsanalyser**

Den egna analysen av färgtal och turbiditet skedde i mätare på labb. Färgtalsanalyserna utfördes med hjälp av HACHs fotometer DR/890 Colorimeter. En kyvett rengjordes i 0,1 M HCl för att avlägsna eventuella kalkrester. Därefter påfördes en droppe silikonolja på utsidan av kyvetten och ett finfibrigt papper användes för att torka av kyvetten så att ett jämnt och mycket tunt lager olja täckte det. Detta gjordes för att dölja repor i glaset och få en noggrannare avläsning. Fotometern nollställdes med kyvetten fylld av destillerat vatten. Därefter fylldes kyvetten med provet och avläsning skedde.

---

<sup>8</sup> Det aluminium som existerar i jonform i vattenlösning.

Turbiditeten avlästes i fotometern HACH 2100P ISO TURBIDIMETER. En kyvett fylldes med provvätska, en droppe silikonolja fördelades på ytan med en mjuk duk, överskottsolja torkades av med finfibrigt papper och kyvetten placerades i fotometern. Inställningen SIGNAL AVERAGE användes.

#### 2.2.4. Övriga analyser

Utförligare analyser gjordes av prover genom att skicka dem till det ackrediterade laboratoriet ALcontrol Laboratories i Umeå. Analysparametrarna var de som finns i analyspaketet DVK5 för dricksvatten. Det paketet innefattar alkalinitet, aluminium, ammonium (NH<sub>4</sub>), ammoniumkväve (NH<sub>4</sub>-N), färgtal, fluorid (F), hårdhet tyska grader (°dH), järn (Fe), kalcium (Ca), kalium (K), kemisk syreförbrukning (COD<sub>Mn</sub>), klorid (Cl), konduktivitet, koppar (Cu), lukt, lukt art, magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na), nitrat (NO<sub>3</sub>), nitratkväve (NO<sub>3</sub>-N), nitrit (NO<sub>2</sub>), nitritkväve (NO<sub>2</sub>-N), pH, sulfat (SO<sub>4</sub>) och turbiditet.

Prover för de utförliga analyserna DVK 5 skickades sedan oktober till ALcontrol. Tiden innan det analyserades ett mindre antal parametrar. Analyser från de tre senaste åren var de mest intressanta att ta upp eftersom det var under den perioden problemen med frekventa igensättningar uppkom. Detta redovisades i resultat mellan åren 2003 och 2005.

#### 2.2.5. Råvattenkemi

I inkommande råvattenledning finns en tappkran där samtliga råvattenprover togs för analys av kemiska parametrar. Aluminiumanalyser och övriga analyser genomfördes enligt punkt 2.2.2. och 2.2.4.

Länsstyrelsen bidrog med resultatlistor från kemiundersökningar gjorda i år inom Sjöbysjöns tillrinningsområde. Provtagningsplatserna kallades Nästvattenån, Nordsjöbäcken – vägbron, Bodån – uppströms Nästvattenån, Herrsjöbäcken – Nattsjörådet, Herrsjöbäcken – Herrsjön, Slätterån – uppströms Herrsjön, och Öringsvattenån - vägbron.

Resultaten från undersökningarna i åarna i Sjöbysjöns tillrinningsområde bearbetades och visas i tabell 1 bilaga 3. De redovisade sina värden i milliekvivalenter per liter men preciserade inte hur de har räknat ut dessa. I uträkningarna gjordes antagandet att ekvivalenterna var elektrokemiska, dvs. en ekvivalent var den mängd av en jon som bar laddningen 1 faraday. Det innebar att en elektrokemisk ekvivalent var 1 mol Na<sup>+</sup> och ½ mol SO<sub>4</sub><sup>2+</sup>. Milliekvivalenter räknades om till halter i mg/l på det sätt som visas i nedanstående exempel:

$$1 \text{ mekv } Ca^{2+} / l = 0,5 \text{ mmol } Ca^{2+} / l \quad (1)$$

$$\text{Molmassa kalcium} = 40 \text{ mg} / \text{mmol} \quad (2)$$

$$\text{Koncentration } Ca^{2+} = 0,5 \text{ mmol } Ca^{2+} / l \times 40 \text{ mg} / \text{mmol} = 20 \text{ mg } Ca^{2+} / l \quad (3)$$

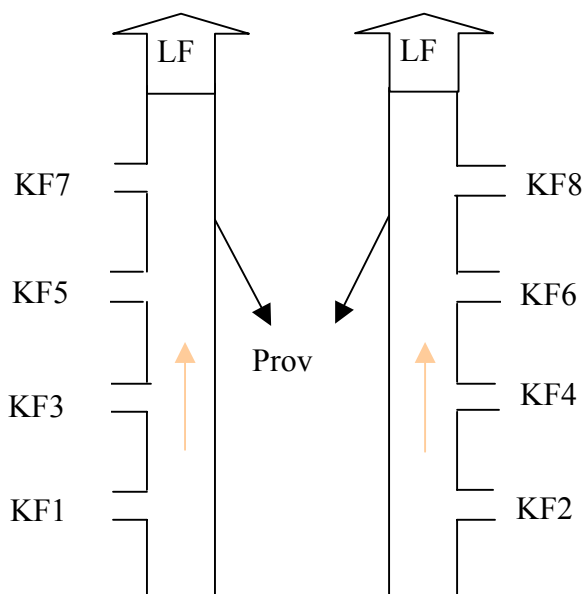
Hårdheten i milliekvivalenter räknades om till °dH enligt följande formel:

$$\text{°dH} = 5,603 \times \left( \frac{Ca \text{ (mg / l)}}{40 \text{ (mg / mmol)}} + \frac{Mg \text{ (mg / l)}}{24,3 \text{ (mg / mmol)}} \right) \quad (4)$$

Flera av parametrarna analyserades mellan år 1991 och 2005, och under ett färre antal år analyserades bara några av dem. I tabellen redovisas medel-, max- och minvärden för de år där värden fanns.

### 2.2.6. Filtrat från kontaktfiltren

Filtratet från kontaktfiltret nr 1, 3, 5 och 7 samlas i en ledning och det från nr 2, 4, 6 och 8 samlas i en annan (se fig. 17). Dessa ledningar har vardera en tappkran varifrån proverna togs. Proverna benämndes KF1-KF7 respektive KF2-KF8.



Figur 17. Provtagningsplats efter kontaktfiltren 1-7 och 2-8.

Prover togs ibland samtidigt för aluminiumanalys och övrig analys enligt punkt 2.2.2. och 2.2.4.

### 2.2.7. Långsamfiltrat

Varje långsamfilter har en utloppsledning på vilken det finns en tappkran. Här togs prover för egenanalys av aluminium och för mer omfattande analys hos ALcontrol.

### 2.2.8. Renvatten

I laboratoriet på vattenverket finns en kran, varifrån proverna för renvatten togs. Dessa analyserades på plats och skickades också på utförlig analys.

### 2.2.9. Beräkning av aluminiumbelastning på långsamfiltren

Den mängd aluminium som långsamfiltren belastades med räknades ut. Halten totalt aluminium ut från långsamfiltertanken, filterarean och den dimensionerande flödesbelastningen var känd från tidigare resultat:

$$[Al] = 0,25 \text{ mg/l} = 0,25 \text{ g/m}^3$$

$$\text{Filterarea} = 2430 \text{ m}^2$$

$$Q_{\text{dim}} = 0,1 \text{ m/h}$$

Beräkningen enligt

$$Al.\text{belastning} = [Al] \times \text{filterarea} \times Q_{\text{dim}} \quad (5)$$

gav aluminiumbelastningen på filtren.

Aluminiumhalten ut från filtren var också känd och den mängd aluminium som försvann ut från långsamfiltren beräknades enligt ekv. 5 med:

$$[Al] = 0,03 \text{ mg/l} = 0,03 \text{ g/m}^3$$

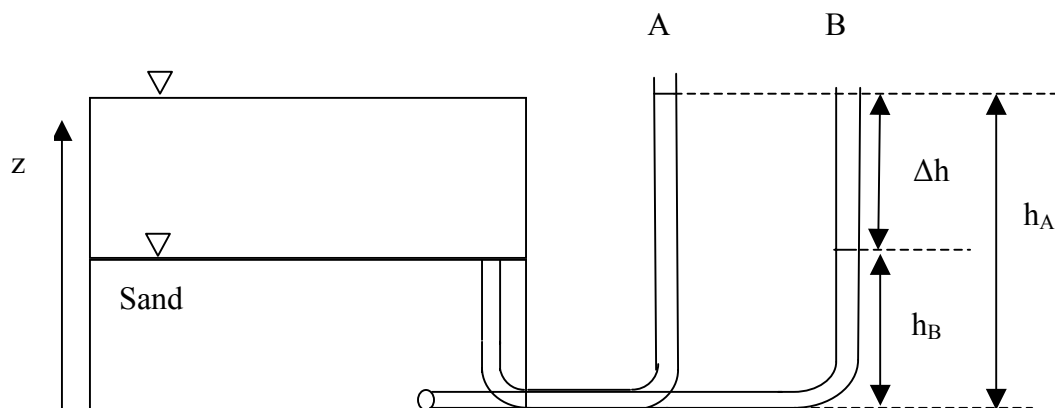
Den mängd aluminium som stannade kvar i filtren blev då differensen mellan den belastande mängden och den utgående mängden.

Beräkningar av belastningen gjordes också med det genomsnittliga flödet ( $220 \text{ m}^3/\text{h}$ ) ut på filtren istället för med filterarean och  $Q_{\text{dim}}$ . Detta gav en annan belastning och en annan kvarvarande mängd totalt aluminium i filtren.

## 2.3. HYDRAULISKA EGENSKAPER

### 2.3.1. Difftryck över sandbädd

Differentialtrycket (difftrycket) över sandbädden ( $\Delta z$ ) mättes med hjälp av sedan tidigare monterade rör (fig. 18). Det ena röret mynnar vid sandytan i bädden medan det andra går ut i botten. Vattenytans höjd i rör A ( $h_A$ ) var lika med den fria vattenytans höjd. Trycket vid sandbotten gavs av  $h_B$  och samtliga tryck mättes i centimeter vattenpelare. Atmosfärstrycket vid vattenytan användes som referensnivå. Differentialtrycket gavs av  $\Delta h$ , dvs. skillnaden mellan  $h_A$  och  $h_B$ . Nivåerna i respektive rör lästes av från markeringar gjorda från ett referenssystem. Detta referenssystem var markeringar på väggen bakom rören som anger höjdnivån i enheten meter över havet.



Figur 18. Schematisk bild på rör för avläsning av difftryck över sandbädd.

Darcy's lag säger att flödet mellan två närliggande punkter i ett poröst medium är proportionellt mot totala potentialskillnaden dem emellan (Grip och Rodhe, 2000).

$$Q = -K \cdot A \cdot \frac{\Delta\phi}{\Delta z} \quad (6)$$

$Q$  är flödet genom filtren,  $K$  hydrauliska konduktiviteten,  $A$  filterarean,  $\Phi$  totalpotentialen och  $z$  höjden över en referensnivå, här väljs sandbotten. Totalpotentialen är summan av lägespotentialen ( $z$ ) och tryckpotentialen ( $h$ ).

Beräkningar med Darcy's lag skedde med antaganden att  $Q$ ,  $A$  och  $\Delta z$  var konstanta. Den hydrauliska konduktiviteten uttrycker ledningsförmågan (genomsläppligheten) för vatten. Motståndet mot vattenflödet,  $R$ , är inversen av  $K$ , dvs  $1/K$ . Av ekv. (6) framgår att motståndet är

$$R = -\frac{A}{Q} \cdot \frac{\Delta\phi}{\Delta z} \quad (7)$$

Om  $Q$  och  $A$  är konstanta är  $R = konst. \cdot \frac{\Delta\phi}{\Delta z}$ . Detta uttryck användes för att beräkna motståndet i sandfiltret och hur det förändrades med tiden.

För att se hur difftrycket och aluminiumrest i renvattnet påverkas av pH gjordes en graf med dessa parametrar. Lovö vattenverk har uppvisat ett samband mellan difftryck, pH och aluminiumrest i renvatten (pers komm Abrahamsson). Motståndet och aluminiumresten är som lägst vid pH 7,8. Ökas pH över 8 blir aluminiumresten i renvattnet alltför hög och minskas pH under 7,7 blir motståndet alltför högt. Dessa samband baseras på årsmedelvärden.

### 2.3.2. Tryck i sandbädd

Mätningar av tryck gjordes direkt i långsamfiltren medan de var i drift. Plaströr slogs ned på olika djup i sandbädden där de fick stå tills en tryckjämvikt uppnåts i rören. Vattenytan i varje rör ställde då in sig på den nivå som motsvarade totalpotentialen  $\Phi$  på rörens intagsnivå ( $z$ ). Vattennivån i observationsrören mättes med ett ellod. Vattentrycket ( $h$ ) vid intagsnivån gavs av  $\Phi - z$ . Potentialskillnaden  $\Delta\Phi$  beräknades som differensen mellan vattennivåerna i rören.

Beräkningar av  $R$  med Darcy's lag gjordes för olika skikt i sandbädden. Detta skedde med antaganden att  $Q$  och  $A$  var konstanta.

Vattenhöjden över sandbädden, benämnd det hydrostatiska trycket mättes vid några tillfällen.

Difftrycket ( $\Delta h$ ) beräknades som skillnaden mellan vattennivån i observationsrören och vattenytan.

En variation i trycket på varje djup märktes efter mätningarna. Därför ställdes ventilen till inloppet till filtret i en öppningsgrad på 35 % så att vattentillförseln skulle vara konstant och för att variationerna därmed skulle minska.

## 2.4. FÖRBEHANDLING, KEMISK FÄLLNING OCH KONTAKTFILTRERING

### 2.4.1. Fällningskemikalie och färgtal

Data från sparade internprotokoll sammanställdes för att se om fällningskemikalien har tillsatts i proportion till färgtalet. Data för tillsatt mängd aluminium kom från internprotokollen och data på färgtal kom från ALcontrol.

### 2.4.2. Analys av filtratets variation under spolningssekvens

Prover tagna under en spolningssekvens analyserades för aluminiuminnehåll på vattenverkets labb. Med en spolningssekvens menas spolningen av ett filter, första filtrat och normaldriften

en period därefter. Analyserna gjordes till en början endast av löst aluminium men utökades senare till att innefatta även totalhalten aluminium. Provtagningen skedde som i stycke 2.2.6. med provbeteckningar KF1-KF7 och KF2-KF8 (där proverna var tagna på det samlade filtratet från KF1-KF7 och KF2-KF8).

I bilaga redovisas halterna aluminium. Det lösta aluminiumet visas i tabellform. För både löst och totalhalt redovisas resultaten både i tabellform och i grafer. Händelsen nämnd ”under spolning” representerade en tidpunkt ca 2-5 minuter efter spolstart. Med normaldrift menas inte första filtrat utan då vattnet från det nyspolade filtret går till långsamfiltertanken istället för avlopp.

### **2.4.3. Analys av filtrat efter varje kontaktfilter**

Prover från varje kontaktfilter togs. E-kolvar doppades ner strax intill ventiltallrikarna och filtratet i dessa prover analyserades för både löst och totalt aluminium och vid några tillfällen analyserades de för färg och turbiditet.

Mätningar av pH gjordes i varje kontaktfilter tillsammans med halten löst och totalt aluminium. Handmätare för pH användes och doppades ner i varje filter. Ibland fick den vara kvar flera minuter för att visa ett stabilt pH. Samtidigt som pH mättes doppades e-kolvar av glas ned i snabbfiltratet för att fyllas. Dessa prover analyserades med avseende på aluminiumhalterna.

### **2.4.4. Spolvattenåtgång i varje kontaktfilter**

Innehållet i spoltanken vid spolning av kontaktfiltren studerades för att få en indikation på hur mycket spolvatten som gått åt vid spolning av varje filter. Tanken brukar vara fylld till 90 % men vid spolning minskar innehållet, beroende på hur mycket vatten som tas ut. Det procentuella innehållet i tanken lästes av från trender ur reglerdatorn. Fyra spolningar för varje filter studerades och medelvärdet för dessa fyra spolningar räknades ut.

### **2.4.5. Optimering av kontaktfiltrering i drift**

Ett fåtal försök gjordes direkt i drift som ett led för att optimera snabbfiltreringen. Då föralkaliniseringen hade kommit igång kunde fällnings-pH i driften ändras. Några försök att höja pH gjordes. Koldioxiden användes dock inte, utan bara kalk för att se vilka effekter just den hade på fällningen. Flödes hastigheten genom filtren och PAC-doseringen ändrades också, liksom första filtrattiden och gångtiden mellan spolningar. Turbiditeten efter filtren och aluminiumhalter i renvattnet studerades vid ändringarna av driftparametrarna. Turbiditeten avlästes on-line men antecknades ej. Aluminiumhalterna analyserades enligt punkt 2.2.2.

### **2.4.6. Optimering av fällnings-pH och kemikaliedos**

Labbförsök gjordes med syfte att få några riktlinjer för optimala kemiska fällningsbetingelser. Ett optimalt pH och en optimal dos av fällningskemikalie (PAC) laborerades fram genom en förenklad variant av jartest. I klassiska jartest varieras pH värden och kemikaliedoser för fällning och sedan studeras sedimentation av de bildade flockarna. Eftersom verket i Östby inte har någon sedimentering studerades inte själva sedimenteringen utan istället efterliknades fällningen i kontaktfiltren.

Råvatten togs från en tappkran på inkommande råvattenledning till plastkoner som rymde drygt en liter. En liter av råvattnet överfördes till en glasbägare vari en bestämd dos PAC tillsattes. Därefter justerades pH till olika nivåer med en enkel titrering med kalkvatten. Nytt råvatten hämtades och en ny dos PAC tillsattes varpå en ny titrering följde. På så sätt



åstadkoms en tabell (se bilaga 5) varur kalkdosen för olika pH värden och PAC doser kan avläsas.

Fällningskemikalien spädades i destillerat vatten och genom att tillsätta en milliliter av detta till enlitersbägaren kunde dosen PAC justeras. PAC-dosen på  $39 \text{ g/m}^3$  erhöles genom en spädning av 0,3 ml PAC i 10 ml destillerat vatten och  $60 \text{ g/m}^3$  erhöles genom en spädning av 0,6 ml PAC i 13 ml destvatten. Kalkvattnet hämtades direkt ifrån kalkvattenreservoaren.

Filtren tillhörande vakuumpumpen testades innan simuleringen. Detta för att se om de avskiljde material i råvattnet utan en föregående flockning. Råvattnet filtrerades som det var, utan tillsats av något.

Själva försöket gick till på följande sätt. En liter råvatten hämtades. Färgtal, temperatur och pH avlästes. En dos kalkvatten (enligt tabell i bilaga 5) tillsattes under omrörning med pH mätaren. Dosen fick reagera med råvattnet i ca fem minuter för att en någorlunda kemisk jämvikt skulle få tid att inställa sig. Därefter tillsattes den bestämda dosen PAC under omrörning. Tid, temperatur och pH avlästes under det följande förloppet och observationer antecknades. Lösningen med flockar dekanterades efter ca en timme och dekantatet fördes över i en vakuumpump för filtrering. Filterpappret som användes hade en porstorlek motsvarande kontaktfiltrens porstorlek. Filtratet analyserades med avseende på löst halt aluminium, totalhalt aluminium, färgtal och turbiditet enligt punkt 2.2.2. och 2.2.3.

Luftinblandningen i råvattnet och därpå följande kemiska reaktioner minskades genom att tappkransledningen fördes ner i konens botten under påfyllandet av vatten. Det fick rinna en stund för att det vatten som blivit påverkat av luft skulle avlägsnas. En ändring i förfarande gjordes också genom att låta reaktionerna ske direkt i konen istället för att först överföra vattnet till bägare då detta också skulle medföra en luftinblandning.

Olika fällningskemikalier kunde inte utvärderas på grund av ekonomiska begränsningar.

### 3. RESULTAT OCH OBSERVATIONER

#### 3.1. ANALYSER AV VATTENKVALITET

Samtliga analyser i resultatdelen var genomförda på ALcontrol om inget annat anges. Några av analysvaren från ALcontrol sammanställdes i tabeller som återfinns i bilaga 4.

##### 3.1.1. Råvattenbiologi

Växtplanktonproverna som skickades iväg för analys till Sten Backlund visade att biovolymen av växtplankton var mycket liten (Backlund, 2006). Biovolymen var mindre än  $0,5 \text{ mm}^3/\text{l}$ , och medelvärdet var  $0,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ . Detta var en fördubbling av volymerna i maj 1991 då maxvolymen var  $0,24 \text{ mm}^3/\text{l}$  och medelvolymen  $0,13 \text{ mm}^3/\text{l}$ . De ingående arterna i proverna kan ses i bilaga 2.

Antal celler och individer var på provplats 1 på 0,5 m djup mindre än på 3 m djup (se tab. 2). Biovolymen var  $0,12 \text{ mm}^3/\text{l}$  vid ytan och det dubbla,  $0,21 \text{ mm}^3/\text{l}$ , på det djupare stället. Ytvattnet innehöll alltså mindre organiskt material på provplats 1 som var vid intaget. Proverna från provplats 4 visade det omvända, med den större biomassan  $0,26 \text{ mm}^3/\text{l}$  på 0,5 m djup och  $0,04 \text{ mm}^3/\text{l}$  på 3 meter. Antalet celler var färre på djupet jämfört med ytan. Biomassan var större på provplatsen nära hygget än på alla de andra provplatserna (se tab. 2).

Tabell 2. Resultat av alganalys i Sjöbysjön

Provplats	Djup [m]	Cell [st/l]	Individ [st/l]	Volym [ $\text{mm}^3/\text{l}$ ]
1	0,5	81 739	1 603	0,12
1	3	230 787	9 617	0,21
4	0,5	154 705	6 380	0,26
4	3	25 519		0,04
Nära hygge	1	154 705	9 570	0,36

Sammansättningen av arter har förändrats under åren. Förändringen sammanställdes i tabell 3 med en redogörelse för artdominansen de olika provtagningsåren 1988, 1991 och 2005. Den dominerande arten var den som hade flest individer per liter. År 2005 menades dominansen innebära den art som hade flest celler per liter. Värden för de månader som låg närmast oktober togs med för att möjliggöra en jämförelse mellan åren.

Tabell 3. Artdominans de olika åren

År	Månad	Provplats	Dominerande algart
1988	Augusti	1	Guldalgen Dinobryon dominerade vid samtliga djup.
		4	Dinobryon dominerade vid ytan, längre ned dominerade den tillsammans med grönalgen Dictyosphaerium.
1991	September	-	Vid ytan dominerade Cryptophytan Cryptomonas sp., näst följt av kiselalgen Asterionella formosa. Vid siktdjupet dominerade kiselalgen Asterionella formosa, näst följt av Cryptophytan Cryptomonas sp..
	December	-	Cryptophytan Rhodomonas sp. dominerade vid ytan. Kiselalgen Asterionella formosa dominerade vid siktdjupet.
2005	Oktober	1	Vid båda djupen dominerade Rekyalgen Cryptomonas sp..
		4	Vid 0,5 m djup dominerade Rekyalgen Cryptomonas sp.. Rekyalgen Rhodomonas sp. dominerade vid 3 m djup.

Rekyalger (Cryptophyta) dominerade i provtagningen 2005 enligt Backlund. Dominansen av guldalgen Dinobryon och grönalgen Dictyosphaerium som fanns 1988 har försvunnit (Backlund, 1988). Kiselalgen Asterionella formosa som var vanlig 1991 återfanns bara på provplats 2, nära hygget, i den senaste undersökningen. Rekyalgen (Cryptophytan) Cryptomonas sp. var vanlig 1991 och var fortfarande vanlig 2005.

Blågröna alger hittades i den senaste undersökningen (Backlund, 2005) bara på provplats 4 och 0,5 m djup och var av sorten Oscillatoria sp. med 1595 individer/l. I september 1991, vid siktdjupet, hittades blågröna alger av typen Coelosphaerium naeg. med 200 individer per liter och i december återfanns blågröna alger av typen Merismop. tenuiss. med 1280 individ/l. Vid ytan hittades Anabaena sp. i december med halten 2080 individ/l (Backlund, 1991).

Siktdjupet var på provplats 1 ca 2,4 m. Provplats 2 visade på det största siktdjupet, ca 2,5 m, och på provplats 4 var det ca 2,45 m. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder är klass 3 ett måttligt siktdjup på 2,5-5 m och klass 4 ett litet siktdjup på 1-2,5 m. De värden som erhöles låg på gränsen mellan klass 3 och 4.

### 3.1.2. Råvattenkemi - under åren 2003-2005

Provsvår från ALcontrol gällande råvattenkemin redovisas i tabell 4. Mellan 2003 och 2005 fanns värden från analyser av råvattnets färgtal, järn, och turbiditet. I perioderna februari 2003 - februari 2004 och oktober 2005 - december 2005 fanns dessutom värden på alkalinitet, aluminium, ammoniumkväve, hårdhet, kemisk syreförbrukning, konduktivitet, nitritkväve och pH. De övriga värdena som finns redovisade i tabellen visar svar från DVK 5 (enligt 2.2.4.) och är medelvärden baserade på data från perioden oktober till december 2005.

Medel, max- och minvärden redovisas tillsammans med antal (N) och standardavvikelse (STDAV).

Tabell 4. Råvattenkemi 2003-2005

	Alkalinitet, HCO <sub>3</sub>	Aluminium, Al	Ammonium, NH <sub>4</sub>	Ammoniumkväve , NH <sub>4</sub> -N	Färg	Hårdhet tyska grader
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l Pt	°dH
Medel	9,93	0,14	0,02	0,01	97,75	0,68
Max	12	0,2	0,026	0,027	150	0,83
Min	7,1	0,10	0,017	0,006	5	0,55
N	7	7	7	7	12	7
STDAV	0,50	0,02	0,00	0,00	15,40	0,07
	Järn, Fe	Kemisk syreförbrukn . COD-Mn	Klorid, Cl	Konduktivitet	Lukt	Nitrit, NO <sub>2</sub>
	mg/l	mg/l	mg/l	mS/m		mg/l
Medel	0,29	11,57	1,25	3,71	ingen	0,01
Max	0,4	16	1,5	5,4	svag, jord	0,007
Min	0,15	9	1,1	3	ingen	0,007
N	12	7	7	7		6
STDAV	0,08	1,72	0,15	0,12		0,00
	Nitritkväve, NO <sub>2</sub> -N	pH	Temperatur vid provtagning	Turbiditet		
	mg/l		°C	FNU		
Medel	0,00	6,86	7,7	0,92		
Max	0,002	7	17	1,5		
Min	0,001	6,7	3	0,5		
N	6	7	12	12		
STDAV	0,00	0,11	4,98	0,21		

Enligt tabellen hade Sjöbysjöns vatten en låg alkalinitet med ett medelvärde omkring 10,0 mg/l HCO<sub>3</sub> och innehöll i genomsnitt 0,14 mg/l aluminium. Färgtalet låg i genomsnitt kring 97 mg/l Pt med en ökning i augusti 2005 till 150 mg/l Pt (se fig. 20 nästa avsnitt). Hösten 2005 sågs en ökning av färgtalet jämfört med värden från och med två år tillbaka. Hårdheten var 0,68 °dH. Järnhalten var över gränsvärdet 0,1 mg/l för utgående dricksvatten från vattenverk (Livsmedelsverket, 2005).

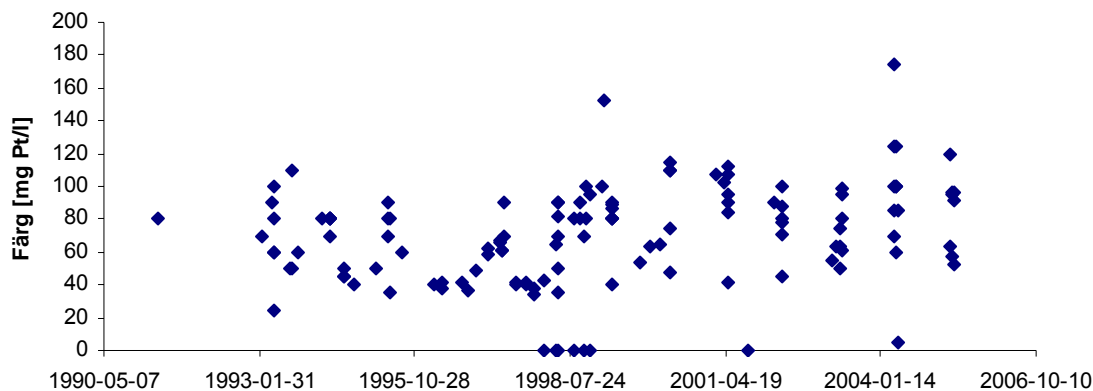
Under år 2005 var det förhöjda värden i augusti månad på de flesta parametrar som då mättes. Färgtalet var högre än de andra månaderna, järnhalten högre, likaväl som turbiditeten, alltså grumligheten (se bilaga 4).

Temperaturen på råvattnet mättes från och med maj 2005. I juni var den som högst med 17 °C, i november och december var den lägst, ner mot 3°C. Den kemiska syreförbrukningen var omkring 12 mg/l. Den 17 februari 2004 var det noterat en svag jordliknande doft på råvattnet. Värdet på pH varierade mellan 6,7 och 7 och turbiditeten varierade mellan 0,5 och 1,5 FNU.

Förhöjda värden på järn och mangan kunde ses under vintern. Även kalcium, kalium, magnesium och natrium ökade mellan oktober och december 2005 (bilaga 4).

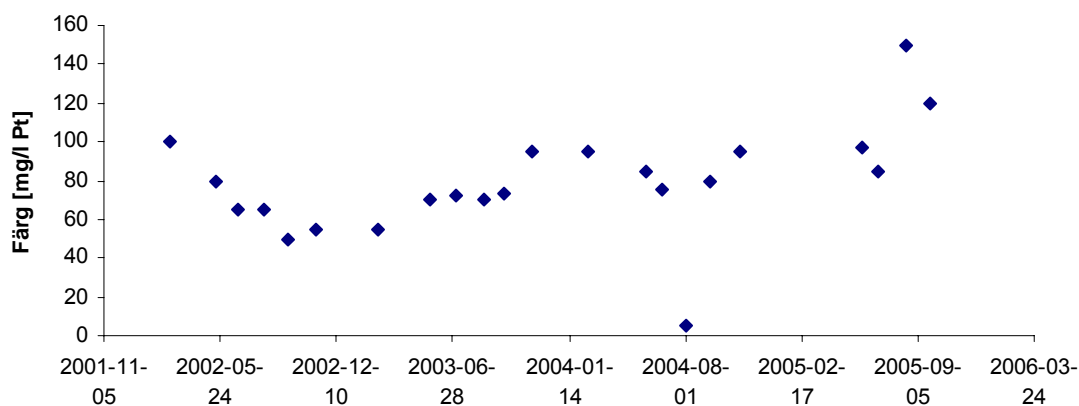
### 3.1.3. Råvattenkemi –under åren 1991-2005

Länsstyrelsen har också gjort färgmätningar i olika år som rinner till Sjöbysjön. Det visade sig att färgtalet ökade mellan 1993 och 2005 (se fig. 19).



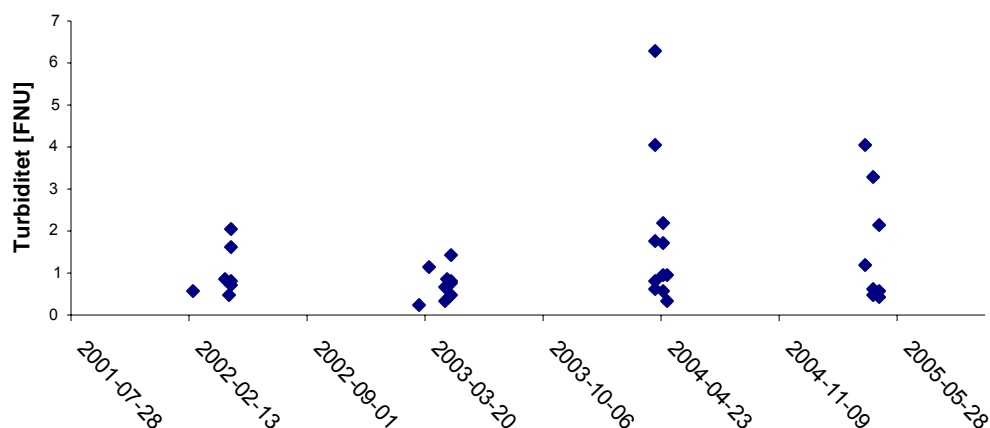
Figur 19. Färg i Sjöbysjöns tillrinningsområde (Bearbetning av Länsstyrelsens data).

Från verkets egna analyser på inkommande råvatten mellan 2002 och 2005 sågs också en ökning av färgtalet (fig. 20).



Figur 20. Färg i inkommande råvatten till verket år 2002-2005.

Länsstyrelsen mätte turbiditet sedan 2002. Figur 21 visar grumligheten vid de mättillfällena. Från år 2004 sågs en större variation och ökning av grumligheten.



Figur 21. Turbiditet i Sjöbysjöns tillrinningsområde.

Mellan 1991 och 2005 sjönk pH och alkaliniteten i tillrinningsområdet (fig. 1-2 i bilaga 3). Hårdheten kalcium-magnesium ökade marginellt mellan 1991 och 2000 (fig. 3 bilaga 3).

### 3.1.4. Filtrat från kontaktfiltren

Provsvar från ALcontrol gällande filtratet från kontaktfiltren från oktober till december redovisas i tabell 5.

Tabell 5. Filtrat från kontaktfiltren.

	Alkalinitet, HCO <sub>3</sub>	Aluminium , Al	Ammonium, NH <sub>4</sub>	Ammoniumkväve, NH <sub>4</sub> -N	Färg	Hårdhet tyska grader
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l Pt	°dH
Medel	2,58	0,37	0,017	0,013	22,5	0,65
Max	5	0,8	0,022	0,017	70	0,75
Min	1,5	0,15	0,013	0,01	5	0,55
N	8	8	8	8	8	8
STDAV	1,30	0,21	0,00	0,00	23,90	0,07
	Järn, Fe	Kalcium, Ca	Kemisk syreförbrukn. COD-Mn	Klorid, Cl	Konduktivitet	
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mS/m	
Medel	0,056	3,61	4	6,7	4,3	
Max	0,12	4,2	9	9	4,6	
Min	0,013	3	2	1,3	3,9	
N	4	8	8	8	8	
STDAV	0,05	0,43	2,56	2,69	0,27	
	Nitrit, NO <sub>2</sub>	Nitritkväve , NO <sub>2</sub> -N	pH	Turbiditet		
	mg/l	mg/l		FNU		
Medel	0,003	0,001	5,9	0,87		
Max	0,003	0,001	6,3	1,8		

Min	0,003	0,001	5,6	0,24
N	2	2	8	8
STDAV	0,00	0,00	0,26	0,55

Enligt tabellen minskade alkaliniteten efter kontaktfiltren jämfört med råvattnet. Den minskade från 9,9 mg/l till 2,6 mg/l. Aluminiumhalten ökade från 0,14 mg/l till i genomsnitt 0,37 mg/l och ammoniumhalterna minskade något. Färgtalet minskade betydligt, förutom vid två provtillfällen då det fortfarande var högt med värden på 50 mg/l Pt respektive 70 mg/l Pt. Järnhalten minskade från 0,29 mg/l till 0,06 mg/l. Den kemiska syreförbrukningen minskade med 8 mg/l. Kloriden ökade från 1,3 mg/l till 6,7 mg/l och konduktiviteten ökade från 3,7 mS/m till 4,3 mS/m. Nitrit- och nitritkvävehalten minskade något. I råvattnet varierade pH mellan 6,7 och 7 medan det i filtratet varierade mellan 5,6 och 6,3. Turbiditeten minskade från 0,92 till 0,87 FNU.

### 3.1.5. Filtrat – efter långsamfiltertank

Provsvår från ALcontrol gällande filtratet efter långsamfiltertanken från oktober till december redovisas i tabell 6.

Tabell 6. Filtrat efter långsamfiltertank.

	Aluminium , Al	Ammonium, NH <sub>4</sub>	Ammonium- kväve, NH <sub>4</sub> -N	Färg	Hårdhet tyska grader	Järn, Fe
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l Pt	°dH	mg/l
Medel	0,179	0,019	0,015	9	1,22	0,016
Max	0,26	0,024	0,019	15	2,1	0,019
Min	0,027	0,008	0,006	5	0,87	0,012
N	5	5	5	5	4	5
STDAV	0,09	0,01	0,01	4,18	0,59	0,00
	Kalcium, Ca	Kemisk syreförbrukn . COD-Mn	Klorid, Cl	Konduktivitet	Koppar, Cu	Mangan, Mn
	mg/l	mg/l	Mg/l	mS/m	mg/l	mg/l
Medel	7,65	3	9,15	6,24	<0.010	0,003
Max	14	3	12	9,8	<0.010	0,004
Min	5,2	3	7,4	5,2	<0.010	0,002
N	4	4	4	5	4	5
STDAV	4,24	0,00	2,04	1,99		0,00
	Natrium, Na	Nitrit, NO <sub>2</sub>	Nitritkväve, NO <sub>2</sub> -N	pH	Turbiditet	
	mg/l	mg/l	mg/l		FNU	
Medel	1,25	<0,003	<0,001	6,82	0,58	
Max	1,3	<0,003	<0,001	7,6	0,65	
Min	1,2	<0,003	<0,001	6,5	0,49	
N	2	4	4	5	5	
STDAV	0,07			0,45	0,45	

Proverna som togs på filtratet efter långsamfiltertanken visade att alkaliniteten ökade till 6,2, 7,5, 7,7, och 29 mg/l jämfört med filtratet efter kontaktfiltren där den var 2,6 mg/l.

Aluminiumhalten minskade till i genomsnitt 0,18 mg/l från 0,36 mg/l medan ammoniumhalterna ökade marginellt. Hårdheten och kalciumhalten fördubblades. Kloriden och konduktiviteten ökade något till 9,15 mg/l respektive 6,24 mS/m. Värdet på pH ökade i genomsnitt och spannet visade 6,5 till 7,6, förut var det 5,6 till 6,3. Turbiditeten minskade från 0,86 FNU till 0,58 FNU.

Prover analyserade på vattenverkets labb visade att genomsnittshalten löst aluminium efter kontaktfiltren, före långsamfiltertanken, var 0,18 mg/l medan den efter tanken var 0,11 mg/l. Den totala aluminiumhalten var 0,26 mg/l före långsamfiltertanken och 0,25 mg/l efter (se bilaga 5).

### 3.1.6. Långsamfiltrat

Provsvår från ALcontrol gällande långsamfiltratet från oktober till december redovisas i tabell 7.

Tabell 7. Långsamfiltrat.

	Alkalinitet, HCO <sub>3</sub>	Aluminium, Al	Ammonium, NH <sub>4</sub>	Ammoniumkväve , NH <sub>4</sub> -N	Färg	Hårdhet tyska grader
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l Pt	°dH
Medel	5,94	0,03	0,01	0,01	9,17	0,91
Max	7,4	0,074	0,013	0,01	10	1
Min	3,7	0,011	0,004	0,003	5	0,84
N	15	15	15	15	15	15
STDAV	0,97	0,02	0,00	0,00	2,04	0,06
	Järn, Fe	Kalcium, Ca	Kemisk syreförbrukn . COD-Mn	Klorid, Cl	Konduktivitet	Koppar, Cu
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mS/m	mg/l
Medel	0,09	5,41	2,83	8,60	5,22	0,02
Max	0,085	6	3	12	5,9	0,019
Min	<0.010	5	2	7,4	4,9	0,019
N	15	15	15	15	15	15
STDAV		0,37	0,39	1,08	0,25	
	Mangan, Mn	Natrium, Na	Nitrit, NO <sub>2</sub>	Nitritkväve, NO <sub>2</sub> - N	pH	Turbiditet
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		FNU
Medel	<0.002	1,25	<0.003	<0.001	6,55	0,26
Max	<0.002	1,4	<0.003	<0.001	6,8	0,61
Min	<0.002	1,2	<0.003	<0.001	6,3	0,1
N	15	15	15	15	15	15
STDAV		0,08			0,15	0,15

Efter långsamfiltren förändrades vattnets, dvs. långsamfiltratets, kemiska innehåll. Alkaliniteten minskade och aluminiumhaltens genomsnitt var 0,03 mg/l, alltså en minskning



från snabbfiltratets 0,18 mg/l. Ammoniumhalten minskade från 0,019 till 0,007 mg/l och ammoniumkvävet minskade från 0,015 till 0,005 mg/l. Färgtalets medelvärde var fortfarande omkring 9 mg/l Pt medan hårdheten minskade från 1,22 till 0,9 °dH. Den kemiska syreförbrukningen minskade något, med ett medelvärde omkring 2,8 mg/l, där det innan var 3 mg/l. Långsamfilter 4 släppte den 25 oktober igenom en kopparhalt på 0,019 mg/l, annars släppte inget av filtren igenom en kopparhalt över detekteringsgränsen. Variationen i pH sänktes från 6,5-7,6 till 6,3-6,8 och turbiditeten minskade från 0,58 FNU till 0,26 FNU.

### 3.1.7. Långsamfiltrat – egen provtagning

Den egna analysen av långsamfiltrat visade att den lösta halten aluminium i medeltal var 0,01 mg/l och den totala halten 0,08 mg/l enligt tabell 8. Långsamfilter 1, 2 och 4 släppte vardera igenom ca 0,01 mg/l löst aluminium. Den totala halten var inte densamma. Filter 1 och 4 släppte igenom en medelhalt på 0,06 mg/l medan filter 2 släppte igenom 0,13 mg/l.

Tabell 8. Resultat från egen provtagning av långsamfiltrat

Datum	Tidpunkt	Löst aluminium			Totalhalt aluminium		
		LF1 [mg/l]	LF2 [mg/l]	LF4 [mg/l]	LF1 [mg/l]	LF2 [mg/l]	LF4 [mg/l]
2005-11-02	14:30	0,000	0,006	0,006			
2005-11-07			0,006				
2005-11-09			0,007				
2005-11-17		0,000	0,000	0,000			
2005-11-30		0,007	0,019	0,014	0,026	0,155	0,046
2005-12-01	13:25	0,010	0,021	0,019	0,173	0,049	0,057
	Medel / filter	0,008	0,015	0,015	0,058	0,132	0,057
	Medel totalt			0,013			0,083

### 3.1.8. Renvatten

De värden som presenteras i tabell 9 är medelvärden för oktober till december 2005. För vissa parametrar har även värden för hela året lagts in och medelvärdena är då alltså årsmedelvärden. De som visar årsmedelvärden är fetstilta i tabellen.

Tabell 9. Renvatten

	Alkalinitet, HCO <sub>3</sub>	Aluminium, Al	Ammonium, NH <sub>4</sub>	Ammoniumkväve, NH <sub>4</sub> -N	Färg	Hårdhet tyska grader
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l Pt	°dH
Medel	<b>29,35</b>	<b>0,35</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>11,00</b>	<b>1,97</b>
Max	<b>38</b>	<b>1,2</b>	<b>0,026</b>	<b>0,02</b>	<b>30</b>	<b>2,3</b>
Min	<b>7,4</b>	<b>0,035</b>	<b>0,004</b>	<b>0,003</b>	<b>5</b>	<b>1</b>
N	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>21</b>
STDAV	<b>6,87</b>	<b>0,36</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>7,18</b>	<b>0,35</b>

	Järn, Fe	Kalcium, Ca	Kemisk syreförbrukn. COD-Mn	Klorid, Cl	Koppar, Cu	Mangan, Mn
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Medel	0,06	12,97	3,10	8,88	0,03	0,01
Max	0,4	15	5	9,6	0,058	0,04
Min	0,012	6,1	2	7,6	0,012	0,002
N	21	21	21	9	21	21
STDAV	0,10	2,34	0,83	0,59	0,03	0,01
	Natrium, Na	Nitrit, NO <sub>2</sub>	Nitritkväve, NO <sub>2</sub> -N	pH	Turbiditet	
	mg/l	mg/l	mg/l		FNU	
Medel	1,54	<0,003	<0,001	8,12	0,69	
Max	1,7	0,003	0,001	9,1	2,3	
Min	1,4	<0,003	<0,001	6,6	0,23	
N	7	21	21	21	21	
STDAV	0,11			0,59	0,53	

Renvattnet hade en ökning i alkalinitet jämfört med långsamfiltratet och en ökning i aluminiumhalt med ett medelvärde på 0,35 mg/l från det förra 0,03 mg/l. Många parametrar ökade och som exempel ökade turbiditeten från 0,26 FNU 0,69 FNU.

Renvattnet innehöll 0,04 mg/l löst aluminium och 0,07 mg/l totalt (se bilaga 5) enligt den egna analysen på vattenverkets labb.

### 3.1.9. Beräkning av aluminiumbelastning på långsamfiltren

Den mängd aluminium som långsamfiltren belastades med räknades ut enligt ekv. 5. Den var 44 kg/mån, vilket motsvarar 0,5 ton per år eller 0,2 kg per år och kvadratmeter.

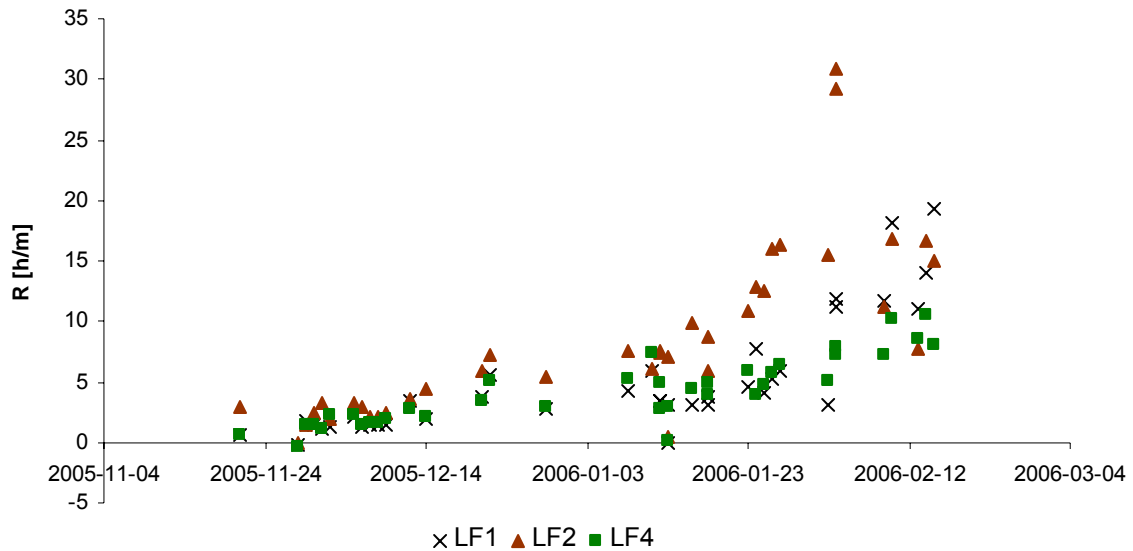
Aluminiumhalten ut från filtren var 0,03 mg/l enligt ALcontrol (tabell 7). Den mängd aluminium som försvann från långsamfiltren beräknades enligt ekv. 5.

Den mängd aluminium som stannade kvar i filtren blev då differensen mellan den mängd som de belastades med och den utgående mängden. Den totala mängden aluminium som stannade i filtren var 39 kg/mån, 0,5 ton/år eller 0,2 kg/år/m<sup>2</sup>.

Flödet ut på filtren brukar i genomsnitt vara 220 m<sup>3</sup>/h. Beräkningar enligt ekv. 5 med detta flöde istället för att använda filterarean och  $Q_{dim}$  gav en annan aluminiumbelastning. Den kvarvarande mängden totalt aluminium blev då 35 kg/mån, 0,4 ton/år eller 0,2 kg/år/m<sup>2</sup>.

### 3.3. HYDRAULISKA EGENSKAPER

#### 3.3.1. Motstånd över sandbädd



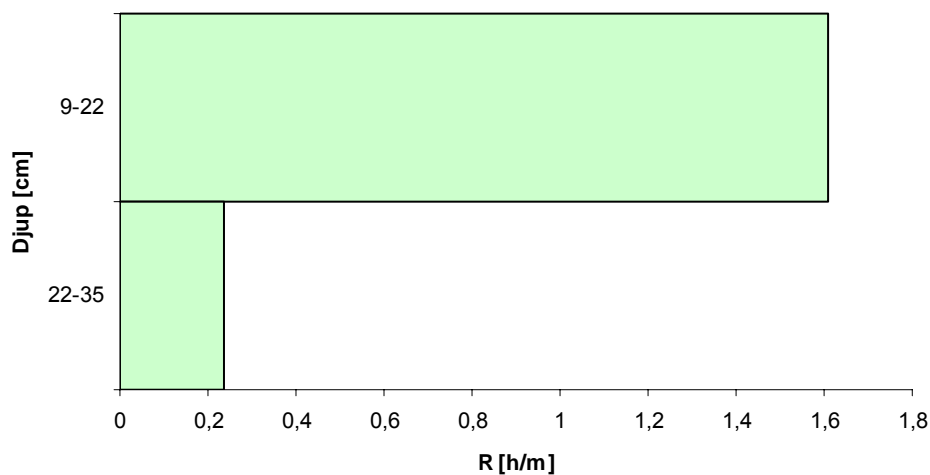
Figur 22. Motstånd ( $R$ ) över sandbädden.

Motståndet över sandbädden ökade med tiden efter rensningen den 8-10 november. Mest ökade det i filter 2, enligt figur 22. I filter 1 ökade det lite snabbare än i filter 4.

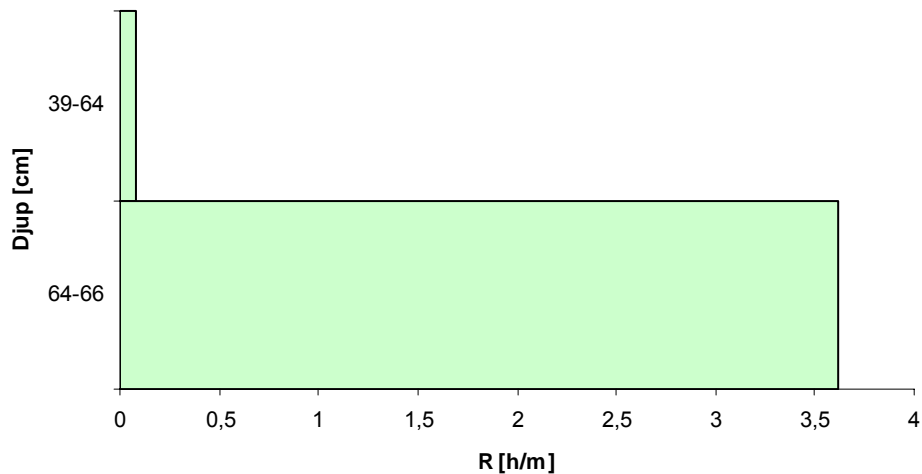
Diffstrycket och aluminiumresten i renvattnet påverkades i princip inte av pH enligt figur 1 i bilaga 6.

#### 3.3.2. Tryck i sandbädd

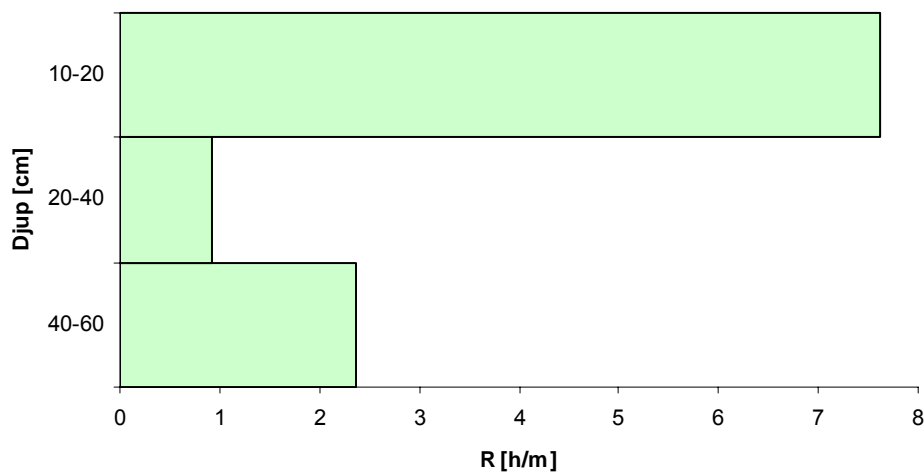
Motståndet i filterbäddarna i långsamfilter 1 och 2 visas i figur 23-25.



Figur 23. Motståndet  $R$  i långsamfilter 1.



Figur 24. Motståndet R i långsamfilter 1.



Figur 25. Motståndet R i långsamfilter 2.

Tryck och difftryck visas i bilaga 7.

### 3.4. FÖRBEHANDLING, KEMISK FÄLLNING OCH KONTAKTFILTRERING

#### 3.4.1. Fällningskemikalie och färgtal

Fällningskemikalien tillsatts i proportion till färgtalet ses i bilaga 8.

#### 3.4.2. Analys av filtratets variation under spolningssekvens

Prover tagna under en spolningssekvens analyserades för aluminiuminnehåll på vattenverkets labb. Analyser av både löst och totalhalt aluminium under en spolningssekvens redovisas i tabeller i bilaga 9.

Halterna aluminium var högst strax efter att vattnet gick tillbaka från första filtrat och ut i normaldrift. Medelhalterna var högre både för löst och totalt aluminium i KF2-KF8 när det var filter fyra som spolades.

Den största andelen aluminium som passerade filtren var löst. Filtren släppte igenom halter mellan 0,15 mg/l och 0,40 mg/l löst aluminium, med medelhalter omkring 0,2 mg/l. De totala halterna som släpptes ut var högre, mellan 0,19 mg/l och 0,45 mg/l.

Tiden som vattnet gick till första filtrat förlängdes till 50 min och totalhalterna aluminium minskade till mellan 0,17 mg/l och 0,34 mg/l, jämfört med vid 40 minuters första filtrat.

Den högsta aluminiumhalten från KF2-KF8 minskade i jämförelse med då det var 40 minuters första filtrattid. Den högsta totalhalten var 0,337 mg/l och den sågs vid början av normaldrift. Totalhalterna var genomgående högre än de lösta halterna.

### 3.4.3. Analys av filtrat efter varje kontaktfiltre

Aluminiumhalterna efter varje kontaktfiltre mättes på vattenverkets eget laboratorium. Resultat visas i tabell 10 och i bilaga 10.

Datumet 2006-01-25 var händelsen ”Innan spolning” mer än en halvtimme innan spolning av filter 5, ”1:a filtrat” var då vattnet nyss börjat gå som första filtrat och ”Efter spolning” var mer än en timme efter spolning.

Tabell 10. Aluminiumhalter i filtrat efter varje kontaktfiltre innan, under och efter spolning av kontaktfiltre.

Datum	Kontaktfiltre	Tid	Löst aluminiumhalt							
			1 [mg/l]	2 [mg/l]	3 [mg/l]	4 [mg/l]	5 [mg/l]	6 [mg/l]	7 [mg/l]	8 [mg/l]
2006-01-25	Innan spolning	11:34					0,101			
Spolning av filter nr 5	1:a filtrat	12:20	0,127	0,131	0,13	0,148	0,201	0,123	0,121	0,102
		12:34				0,159				
		Efter spolning 13:34					0,149			
Aldos 35 g/m <sup>3</sup>	Kontaktfiltre	Tid	Total aluminiumhalt							
			1 [mg/l]	2 [mg/l]	3 [mg/l]	4 [mg/l]	5 [mg/l]	6 [mg/l]	7 [mg/l]	8 [mg/l]
Spoltid 5 min 1a filtr. 50min Drift 150 min	Innan spolning	11:34					0,142			
	1:a filtrat	12:20	0,183	0,183	0,178	0,266	0,553	0,154	0,144	0,158
		12:34					0,422			
	Efter spolning	13:34					0,267			

Filtren släppte igenom mest aluminium, både löst och totalt strax efter en spolning när vattnet gick till första filtrat. Sedan minskade denna halt med tiden efter spolningen. De filter som hade gått längst släppte i regel igenom lägst halter aluminium. Den 25 januari sågs att totalhalten i filter 5 innan spolningen var 0,1 mg/l. Första filtratet innehöll 0,5 mg/l totalt aluminium. Halten minskade med tiden och när filtratet släpptes ut i normaldrift var den 0,3 mg/l. Detta var den halt som också filter 4 hade då det varit i drift i knappt två timmar.

I genomsnitt i filtren pendlade de lösta halterna mellan 0,1 och 0,2 mg/l och de totala mellan 0,1 och 0,5 mg/l. Halterna aluminium ut från filtren var högre de dagar aluminiumdosen var högre. Den 13 februari var den lösta och totala halten 0,2 mg/l i filter 7 strax innan spolningen. Den 2 mars var förloppet likartat och där sågs också att halterna var desamma i filter 4 som varit i drift i knappt två timmar.

Senare, den 6 mars, kom alkaliseringsen igång och då mättes aluminiumhalterna i filtrat från varje kontaktfilter igen. Detta skedde dock inte i anslutning till spolning utan för att se alkaliseringsens effekter. Spoltiden var fortfarande fem minuter, medan första filtratet var längre och drifttiden kortades steg för steg. Aluminiumdosen var något högre och ökades successivt från 42 g/m<sup>3</sup> till 60 g/m<sup>3</sup>. Resultaten ses i tabell 11.

Tabell 11. Aluminiumhalter i filtrat efter varje kontaktfilter.

Datum			Löst aluminiumhalt							
2006-03-13	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
Aldos 42 g/m <sup>3</sup>		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Med föralk.		13:17	0,371		0,403			0,406	0,415	0,38
(kalk och koldioxid)			Total aluminiumhalt							
	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
1a filtr. 55min		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Drift 140 min		13:17	0,428		0,432			0,441	0,442	0,412
Datum			Löst aluminiumhalt							
2006-03-14	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
Aldos 53 g/m <sup>3</sup>		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Med föralk.		15:15	0,209					0,231	0,21	0,208
(kalk utan koldioxid)			Total aluminiumhalt							
	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
1a filtr. 55min		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Drift 140 min		15:15	0,33					0,37	0,29	0,27
Fällnings-pH		6,3								
Datum			Löst aluminiumhalt							
2006-03-15	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
Aldos 58 g/m <sup>3</sup>		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Med föralk.		10:11	0,396					0,366	0,357	0,355
(kalk utan koldioxid)			Total aluminiumhalt							
	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
1a filtr. 55min		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Drift 130 min			1,08					0,515	0,528	0,803
Fällnings-pH	IN_PH2	6,10								
Datum			Löst aluminiumhalt							
2006-03-17	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
Aldos 60 g/m <sup>3</sup>		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Med föralk.		09:59			0,128					
(kalk utan koldioxid)			Total aluminiumhalt							
	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8

1a filtr. 55min	Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Drift 120 min	09:59			0,392					
Fällnings-pH 2006-03-16	5,8								

I tabell 11 ses att halterna aluminium var mycket högre än innan föralkaliniseringen, men varierade i genomsnitt olika dagar.

Den 13 mars var halterna löst och totalt aluminium ca 0,4 mg/l och den tillsatta aluminiumdosen var 42 g/m<sup>3</sup>. Fällnings-pH var okänt.

Dagen efter var de uppmätta aluminiumhalterna 0,2 mg/l löst och ca. 0,3 mg/l totalt. Då togs koldioxidtillsatsen bort och aluminiumdosen ökades till 53 g/m<sup>3</sup>. Fällnings-pH var då 6,3.

Den 15 mars var halten totalaluminium i filtratet mellan 0,5 och 1,1 mg/l medan lösta halten var ca 0,4 mg/l. Aluminiumdosen var då 58 g/m<sup>3</sup> och fällnings-pH 6,1. Drifftiden sänktes från 140 min till 130 min.

Den 17 mars var lösta halten 0,1 mg/l och totala 0,4 mg/l. Aluminiumdosen var 60 g/m<sup>3</sup> och dagen innan var fällnings-pH 5,8. Drifftiden hade sänkts ytterligare till 120 min.

Vid mätningar av pH, aluminiumhalter, färgtal och turbiditet efter varje kontaktfilter erhöles resultat enligt tabell 12. Aluminiumdosen var 58 g/m<sup>3</sup> och föralkaliniseringen var igång med bara kalktillsats.

Tabell 12. Aluminiumhalt, färg, turbiditet och pH i filtrat efter varje kontaktfilter.

Datum	Kontaktfilter	Löst aluminiumhalt							
		1	2	3	4	5	6	7	8
2006-03-15	Tidpkt	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
	10:11	0,396					0,366	0,357	0,355
		Total aluminiumhalt							
	Kontaktfilter	1	2	3	4	5	6	7	8
	Tidpkt	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
	10:11	1,08					0,515	0,528	0,803
		Färg							
	Kontaktfilter	1	2	3	4	5	6	7	8
	Tidpkt	[Pt]	[Pt]	[Pt]	[Pt]	[Pt]	[Pt]	[Pt]	[Pt]
	10:11	65					11	15	47
		Turbiditet							
	Kontaktfilter	1	2	3	4	5	6	7	8
	Tidpkt	[FNU]	[FNU]	[FNU]	[FNU]	[FNU]	[FNU]	[FNU]	[FNU]
	10:11	2,49					0,49	0,63	1,78
		pH							
	Kontaktfilter	1	2	3	4	5	6	7	8
	Tidpkt								
	10:11	5,63					5,59	5,65	5,64
	14:40	5,87		5,7	5,84		5,84	5,83	

Den totala halten aluminium var hög (0,5-1,1 mg/l) och fällnings-pH var väldigt lågt (ca 5,6). Kl 14:40 var fällnings-pH 5,7-5,9. Färgtalen och turbiditeten följde den totala aluminiumhalten.

Den stationära pH-mätaren IN\_PH2 visade vid ett tillfälle 5,97 medan handmätaren visade ca 5,6. En annan gång visade IN\_PH2 6,05 medan handmätaren visade 5,8 – 5,9 och senare visade IN\_PH2 6,0, medan handmätaren visade 5,9. Vid test av handmätaren på renvatten visade den 8,67 då den stationära visade 8,72. Handmätaren fick dock vara i vätskan en längre tid, som t.ex. fem minuter, för att visa rätt. Det fick den också oftast vara i försöken ovan.

### 3.4.4. Spolvattenåtgång i varje kontaktfilter

Filter 4 och 5 krävde största mängden spolvatten enligt tabell i bilaga 11. Filter 2 och 8 krävde minst.

### 3.4.5. Optimering av fällnings-pH och kemikaliedos

Resultaten från testet av filtren tillhörande vakuumpumpen visas i tabell i bilaga 12.

Vid själva försöket att efterlikna kontaktfiltren erhöles värden som visas i tabell 13. Den vanliga doseringen av aluminium i verket var ca 35-40 g/m<sup>3</sup>.

Tabell 13. Resultat från tillsats av kalk och PAC till råvatten med efterföljande filtrering i vakuumpump.

Färgtal råvatten [Pt]	142	135	142	135	140	139
Dos fällningskemikalie [g/m <sup>3</sup> ]	39	39	39	39	39	39
Fällnings-pH	5,83	5,96	6,04	6,16	6,22	6,3
Löst aluminiumhalt i filtrat [mg/l]	0,059	0,029	0,045	0,039	0,028	0,029
Total aluminiumhalt i filtrat [mg/l]	0,084	0,065	0,091	0,099	0,077	0,125
Färgtal filtrat [Pt]	9	10	11	16	14	15
Turbiditet filtrat [FNU]	0,33	0,81	0,37	0,61	0,56	0,35
Färgtal råvatten [Pt]	142	136	-	148	138	148
Dos fällningskemikalie [g/m <sup>3</sup> ]	60	60	60	60	60	60
Fällnings-pH	5,95	5,95	6,03	6,16	6,22	6,25
Löst aluminiumhalt i filtrat [mg/l]	0,033	0,022	0,002	-0	-0	0
Total aluminiumhalt i filtrat [mg/l]	0,038	0,034	0,022	0,004	0,003	0,006
Färgtal filtrat [Pt]	4	5	9	12	2	8
Turbiditet filtrat [FNU]	0,31	0,37	0,52	0,57	0,21	0,42

I tabellen ses att vid en fällningskemikaliedos på 39 g/m<sup>3</sup> var de lösta halterna aluminium 0,03-0,06 mg/l. De totala halterna var 0,07-0,13 mg/l. Färgtalen var 9-16 Pt och turbiditeten 0,33-0,81. Då dosen var 60 g/m<sup>3</sup> var de lösta halterna 0-0,03 mg/l och de totala 0-0,04 mg/l. Färgtalen var 2-12 Pt och turbiditeten 0,21-0,57 FNU.

Den lägsta lösta aluminiumhalten erhöles med dosen 60 g/m<sup>3</sup> fällningskemikalie och pH 6,16-6,25. Den lägsta halten totalt aluminium erhöles vid en dos på 60 g/m<sup>3</sup> fällningskemikalie och pH 6,22. Färgtalet var då det lägsta, 2 Pt och turbiditeten var då också det lägsta, på 0,21 FNU.

Då dosen fällningskemikalie var 60 g/m<sup>3</sup> minskade aluminiumhaltererna i princip med ökat pH.



För andra detaljer i försöken såsom tillsats av kalk se bilaga 12.

### **3.5. OBSERVATIONER**

#### **3.5.1. Kontaktfiltren**

Kontaktfiltren spolades med jämna mellanrum och då avskiljdes aluminiumflocken från sanden och detta såg ut som ett brunt ”moln” som steg upp ur filtret. Den bruna färgen spädades ut ju längre filtret fick gå tills vattnet blev ganska klart. Då vattnet från det nyspolade filtret gick in i processen, efter att det gått till första filtrat, kunde det fortfarande ses ha en brun färg.

Andra observationer som gjordes av kontaktfiltren var den sandflykt som visade sig i filter fem och sex, vilka är ombyggda.

#### **3.5.2. Optimering av kontaktfiltrering i drift**

Kontaktfiltreringen optimerades i drift genom att ändra några parametrar. Detta skedde då föralkaliniseringen kommit igång. Den startades den 6 mars kl. 08:00 och började med endast en kalktillsats. Mätaren för fällnings-pH kallad PH2 visade ganska omgående en höjning från 5,8 till 6,2. I kontaktfiltren förändrades då utseendet på filtratet från att ha haft en knivskarp skärpa med blåaktig ton mot rostfritt stål, vilket indikerar en hög löst aluminiumhalt. Nu såg det istället ut som råvatten med förhöjd grumlighet. Aluminiumdosen höjdes då från 20 % till 23 %, vilket motsvarar en höjning från ca 38 g/m<sup>3</sup> till 42-44 g/m<sup>3</sup>.

En högre turbiditet på filtratet kunde ses i verkets on-line mätare då fällnings-pH kom upp i värden omkring 6,4. Samtidigt höjdes dosen fällningskemikalie.

Vid pH 6,1-6,2 och en PAC-dos på 50-60 g/m<sup>3</sup> kunde ett genombrott ses efter ca fem och en halv timmars drifttid av ett filter. Gångtiden minskades för att förhindra detta, men tiden kunde inte minskas till det optimala eftersom det skulle orsaka en vattenbrist på nätet. En positiv effekt sågs dock på turbiditeten i filtratet då gångtiden minskades så mycket som möjligt.

När belastningen av filtren ändrades sågs ingen effekt på turbiditeten. Däremot erhöles en lägre turbiditet genom att öka första filtrattiden då det grumliga vattnet fick gå en längre tid till avlopp.

#### **3.5.3. Långsamfiltren**

Filtertytan studerades under tiden som en rensning utfördes och då sågs en hinna på ytan (fig. 27). Denna hinna var brun till färgen och geléartad i konsistensen och påminde mer om en ansamling aluminiumflock än en alg tillväxt. Efter resningen fanns denna hinna kvar efter kanterna där rensaren inte kunde komma åt (fig. 26 och 28).



Figur 26. Kanten på långsamfilter.  
Observera den bruna randen på sanden.



Figur 27. Upptaget prov av filteryta.



Figur 28. Långsamfilter 1, observera den bruna randen efter kanten som blir kvar efter rensning.

Vid kanten av långsamfilter 2 kunde också kratrar ses, vilka antydde att kraftiga luftbubblor har passerat upp genom filtret. Ungefär ett halvår senare, i februari 2006, backkörde man filtren och då noterades en stor mängd luft som trängde upp.

När filtren samma månad stängdes av på grund av täta igensättningar tappades filter 2 och 4 ur väldigt snabbt. Detta tydde på ett stort läckage som inte verkar finnas i filter 1. Detta beror troligen på att plastduken har bytts till en gummiduk i ettans filter (som tidigare nämnts).

## 4. DISKUSSION

### 4.1. VATTENKVALITET

#### 4.1.1. Råvattenbiologi

En eutrofiering av Sjöbysjön har märkts på proverna tagna för råvattenbiologin. Biovolymen har fördubblats sedan 1991. De ingående arterna i proverna (se bilaga 2) antyder att trofinivån ligger i gränsområdet mellan oligotrofi och mesotrofi. Detta på grund av att det är så låga andelar av både blågröna bakterier och tydligt mesotrofa och eutrofa arter. De eutrofa förekommer i stort sett inte alls. Detta indikerar att Sjöbysjön har eutrofierats eftersom den 1991 visade på oligotrofi. Eutrofieringen innebär sannolikt att mängden autoktont organiskt material ökat.

Vid provtagningen 1988 visades att provplats 1 generellt hade mer alger än provplats 4 vilket fortfarande gäller enligt cell- och individantalet i tabell 2. Vilken provplats som visade flest alger 1991 kan inte utläsas eftersom prover bara togs på en plats och referens saknas till var platsen låg.

Provtagningen 2005 skedde i slutet på oktober och därför kan resultaten inte jämföras rakt av med tidigare provtagningar som gjorts från maj till september och december. Oktober är dessutom i slutet av vegetationsperioden vilket kan medföra att proven tagna då ger för låga värden på biovolymen. Årsmedelvärdet skulle alltså kunna vara mycket högre än  $0,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ .

Ett näringsfattigt tillstånd visas av att andelen blågröna alger är låg. De har i den senaste undersökningen bara hittats på provplats 4 och 0,5 m djup och var av sorten *Oscillatoria* sp. med 1595 individer/l. År 1991 hittades blågröna alger både vid siktdjupet och ytan och de var tre arter med ett större antal än 2005. Mängden blågröna alger kan alltså ha minskat och det skulle i så fall antyda att Sjöbysjön inte har eutrofierats. Detta motsäger antydningen till eutrofiering som nämndes vid diskussionen av de ingående arterna.

Rekylalgen (Cryptophyta) *Cryptomonas* sp. var vanlig 1991 och är fortfarande vanlig. 1991 då Cryptophyta, kiselalger och pansarflagellater dominerade var det en tydlig indikation på en näringsfattig situation. 2005 dominerar fortfarande Cryptophyta vilket då också antyder att det fortfarande är näringsfattigt.

Siktdjupen är enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder låga till måttliga. Provplats 2, vid hygget har ett måttligt siktdjup medan provplats 1 och 4 har ett litet siktdjup.

I proverna från närheten av hygget är biomassan högre än i övriga Sjöbysjön. Här kan alltså material ha transporterats ner i sjön i större mängder.

I resultaten från den senaste undersökningen (2005) syns att den minsta andelen organiskt material hittades på provplats 4 och 3 m djup. Någonstans här skulle det alltså vid en flytt av intag kunna vara lämpligt att förlägga det.

En osäkerhet finns vid utplaceringen av provplatserna på kartan då det är svårt att exakt lokalisera sig i en båt på en sjö.

Om ruttnerhämtaren av misstag nått botten kan den ha rört om i bottensedimenten och fått organiskt material att virvla upp och gett en för hög halt alger i dessa prover. Då de alger som räknas är levande och de som finns i botten mest är döda har detta troligen inte påverkat analysen avsevärt. Dessutom sågs ingen grumling av vattnet i eller utanför hämtaren.

Övriga felkällor kan vara överförslin av provvatten till de mindre plastflaskorna. Dessa var kemiskt behandlade för en annan slags analys och därefter diskade. Kvarvarande kemikalier efter diskningen kan ha påverkat proverna.

#### **4.1.2. Råvattenkemi**

I tillrinningsområdet till Sjöbysjön har färgtalet ökat under en tioårsperiod. Även färgtalet i inkommande vatten till vattenverket har ökat. Detta tillsammans med en ökad biovolym tyder på att mängden organiskt material i Sjöbysjön har ökat. I tillrinningsområdet har även turbiditeten ökat. Det har förekommit avverkningar i området som kan ha påverkat detta.

Vidare är alkaliniteten i vattnet in till verket väldigt låg med värden omkring 10 mg/l  $\text{HCO}_3$ . Detta gör processerna i verket svåra att reglera (se avsnitt 4.1.3.). Turbiditetsökningen är positiv eftersom det betyder att partiklar som kan användas som flockkärnor har ökat till antalet.

Sjöbysjön har stora temperaturvariationer, med ett vatten som under sommaren kan stiga upp till 20°C. Ju högre temperatur desto snabbare växer det biologiska livet till och desto snabbare sker kemiska reaktioner. Detta påverkar råvattenkvaliteten och driften av verket. Råvattnet får högre halter organiskt material som måste fällas ut och detta belastar också filtren i verket. De kemiska processerna tar längre tid då vattnet är kallt och detta påverkar alkaliniseringen och fällningen. Vintertid skulle man behöva minska flödena för att förlänga tiden för de kemiska reaktionerna. Temperaturvariationerna påverkar även vattnets viskositet. Därför borde spolhastigheten ökas under sommaren eftersom viskositeten, och därmed lyftkraften på sandkornen, då är lägre.

Kalkningar påbörjades 1986 uppströms Sjöbysjön. Trots detta har pH minskat i tillrinningsområdet från 6,9 till 6,5 mellan 1990 och 2005. Alkaliniteten har också minskat från 8 mg/l till 6 mg/l. Hårdheten har dock ökat vilket kan kopplas till kalkningen.

Råvattnet innehåller i genomsnitt 0,1 mg/l aluminium enligt analyser från ALcontrol och från egen provtagning. Detta är gränsvärdet för vad dricksvatten får innehålla enligt Livsmedelsverket. I tillrinningsområdet är pH ca 6,5 (år 2005) och i sjön är det i genomsnitt 6,9. Detta är inte så surt att aluminium skulle vara i stor andel löst form. Kalkningen i år uppströms Sjöbysjön påverkar även sjön. Aluminiumhalten innan kalkningarna började har inte studerats, men det kunde vara intressant för att se vilken påverkan kalkningen har.

Den jorddoft som påvisats i analyserna kommer troligen från de tidigare nämnda algerna och blågröna bakterierna (avsnitt 4.1.1).

#### **4.1.3. Filtrat från kontaktfiltren**

Enligt resultaten från analyserna av filtrat efter kontaktfiltren ses en reduktion av bl.a. färgtal, kemisk syreförbrukning och turbiditet vilket är önskvärt. Filtren släpper dock igenom höga halter aluminium, vilka är högre än de halter på 0,1 mg/l som långsamfiltren är dimensionerade för.

Medelvärde på färgtalet är högt efter kontaktfiltren. Gränsvärde för utgående vatten är 15 mg/l Pt (Livsmedelsverket, 2005) och filtratet överstiger detta värde vid ett par tillfällen. Detta kan bero på genomsläpp av flock. Det kan också bero på en otillräcklig fällning av organiskt material.

Kloriden och konduktiviteten ökar eftersom fällningskemikalien innehåller klorid.

I resultaten ses att nitrit- och nitritkvävehalterna har minskat, vilket kan bero på reduktion. Att ammonium- och ammoniumkvävehalterna minskat beror troligen på en nitrifikation.

Då råvattnet har en så låg alkalinitet påverkar det driften av verket negativt. Det gör att det lätt blir svängningar i pH då vattnet t.ex. luftas och surgörs av luftens koldioxid. Dessutom, vid tillsats av fällningskemikalie, blir pH svängigt (5,6-6,3) då ingen buffertförmåga finns i vattnet. Detta påverkar flockningen negativt eftersom flockningen fungerar bäst inom ett visst pH-intervall. Föralkaliniserat vatten undviks pH-svängningar och driften blir stabilare, samtidigt som kemin för flockningen blir optimal.

Provtagningsplatsen för samlingsfiltraten från KF1-KF7 och KF2-KF8 sitter före utloppen från filter 7 och 8. Resultaten visar alltså på halter som inte påverkats av filtraten från kontaktfiler 7 och 8. Det innebär att skillnader i halter t.ex. vid en spolning bara beror på halterna från filter 1, 3 och 5 respektive 2, 4 och 6.

#### **4.1.4. Filtrat - före och efter långsamfiltertank**

I de egna analyserna av aluminium så innehåller filtratet som kommer ut från kontaktfiltren mellan 0,1 och 0,2 mg/l löst aluminium, samt 0,2-0,4 mg/l totalt aluminium. Ut från långsamfiltertanken har den lösta aluminiumhalten minskat till mellan 0,05 och 0,1 mg/l medan totalhalten aluminium är ungefär densamma som kommer in, dvs. 0,2-0,4 mg/l (egentligen är aluminiumhalten ofta något högre ut från långsamfiltertanken än in i den). Detta antyder att aluminium flockar ut ännu mer organiskt material i tanken och kommer ut på långsamfiltren mer flockad än löst. Detta kan bero på att uppehållstiden i tanken ger mer tid för de kemiska reaktionerna. Dessutom tillsätts kalk innan tanken som höjer pH och förändrar fällningsbetingelserna.

I analyserna från ALcontrol har aluminiumhalten minskat från 0,37 mg/l före långsamfiltertanken till 0,18 mg/l efter. De halter som mäts är totalhalter varför ovanstående resonemang inte stämmer överens med dessa värden. Eventuellt sker en sedimentation i tanken och därför fås inte allt fast aluminium med i provtagningen.

I analysvaren från ALcontrol ses en pH-höjning på filtratet efter långsamfiltertanken jämfört med före tanken. Detta är pga. mellanalkaliniseringen. Detta förklarar också ökningen av alkalinitet, hårdhet och kalcium. Kalkvattnet till alkaliniseringen bereds på råvatten vilket kan förklara höjningen av ammoniumhalterna. Innehållet av klorid och konduktivitet i filtratet beror på fällningskemikalien som innehåller klorid. Varför halterna ökat efter långsamfiltertanken kan vara att mer klor frigörs när aluminium konsumeras i ytterligare fällning i tanken. Sänkningen i turbiditet beror troligen på fällningen eller på att det sker en sedimentation i tanken.

#### **4.1.5. Långsamfiltrat**

Eftersom mycket är okänt om långsamfilters funktion bl. a. därför att mikrobiologin i filtren är komplex och varierar kan det vara svårt att diskutera vad som händer i filtren utifrån de

analyssvar som erhållits. De egna analyserna av aluminium på labb och analysvaren från ALcontrol visar dock en tydlig trend. Långsamfiltratet innehåller mycket lägre halter aluminium än filtratet från kontaktfiltren. Den troligaste orsaken är att mycket aluminiumflock samlas i filtren. Eftersom reaktionstiden blir lång i vattenmassan över filtren, men också i filtren, hinner aluminium flocka och sedimenteras eller avskiljas i filtren. Långsamfiltrens sandfraktion är mindre än kontaktfiltrens varför en större mängd aluminium kan avskiljas.

Ammonium och ammoniumkvävehalterna minskar efter filtren vilket tyder på att en nitrifikation sker i filtren. Efter långsamfiltren ses en minskning av färgtal, hårdhet, järn, kalcium, kemisk syreförbrukning ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ), koppar, mangan, natrium, nitrit, pH och turbiditet.

Minskningen av färgtal,  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  och lukt beror på nedbrytningen av organiskt material som sker i filtren. Järn och mangan avskiljs i filtren och grumligheten blir lägre på grund av filtreringen.

Varför kalcium, koppar och mangan minskar beror troligen på att det sker en utfällning<sup>9</sup> av dem i filtren. Nitriternas minskning kan bero på att de omvandlas till en annan form.

Att pH minskar efter en dosering av kalk är inte ovanlig eftersom det krävs en reaktionstid innan pH stabiliseras. Dessutom sjunker pH om en utfällning av kalcium, koppar och mangan sker. Det kan även vara så att kalk fälls ut om pH efter mellanalkaliniseringen är så hög att det ligger över jämvikts-pH. Sker en nitrifikation i filtren sänks också pH eftersom ammonium konsumeras och vätejoner bildas. En sänkning av pH sker om alkaliniteten är låg, vilket den är i långsamfiltren.

De dagar då filtren släppte igenom en hög aluminiumhalt släppte de också igenom en hög ammonium- och ammoniumkvävehalt. Detta borde betyda att vattnet passerat utan att gå igenom en nitrifikationsprocess.

Vid den egna analysen av totalt aluminium togs prover endast två dagar vilket ger en hög osäkerhet i de resultaten.

#### **4.1.6. Renvatten**

Resultaten från ALcontrol visar att renvattnet har aluminiumhalter på 0,35 mg/l. Det kan hända att aluminium flockar i renvattnet pga. efteralkaliniseringen och att denna flock samlas i lågreservoaren och ger dessa höga värden. Den ökning av flertalet parametrars halter som ses i renvattnet jämfört med efter långsamfiltren kan ha sin orsak i efteralkaliniseringen. Där tillsätts kalkvatten berett på råvatten som inte renats på något sätt. Det organiska materialet i kalkvattnet kan ha flockats ut av det aluminium som passerar långsamfiltren. Halten aluminium ut från långsamfiltren är dock väldigt låg. En annan trolig orsak kan vara att aluminium samlats i lågreservoaren vid de tillfällena då filtratet från kontaktfiltren gått direkt till lågreservoaren, när långsamfiltren varit avstängda.

---

<sup>9</sup> Utfällning är när ett ämne finns i en lösning i så stor mängd att det inte kan vara i lösning utan faller ut, antingen som den är eller med någon annan förening beroende på om det finns andra föreningar närvarande. Ett exempel är järn som i trevärd form faller ut som  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Fällningen är pH-beroende då det krävs hydroxid för utfällningen (pers kom Danielsson).

De egna analyserna av renvatten visar att den lösta halten aluminium är lägre än totalhalten. Därför verkar det som att renvattnet har en viss del aluminium bundet i föreningar. Detta kan vara på grund av det höga pH som orsakar att aluminium faller ut som aluminiumhydroxid.

Den höga turbiditeten beror troligen på efteralkaliniseringen och kalkvattnets kvalitet.

Genom att studera max- och minvärden ses en stor variation i aluminium, färgtal, kemisk syreförbrukning, pH och turbiditet. Detta kan också bero på kalkvattnets kvalitet.

#### **4.1.7. Beräkning av aluminiumbelastning på långsamfiltren**

Den kvarvarande mängden aluminium i de tre filtren är för den dimensionerande belastningen beräknad till 0,5 ton/år, vilket motsvarar 0,2 kg/år/m<sup>2</sup>. I själva verket är belastningen något lägre vilket ger värdena 0,4 ton/år, vilket motsvarar 0,2 kg/år/m<sup>2</sup>. Filtren behåller alltså en stor mängd aluminium som borde orsaka igensättningar.

#### **4.1.8. Felkällor vattenkemin**

Felkällor vad gäller vattenkemin är bland annat att prover togs olika dagar på olika platser så att värden för samma dagar inte kan jämföras. Det som kan vara variationer över dagar kan då av misstag tydas som variationer inom processen. Därför är det lämpligare att jämföra medelvärden, även om det är oklart om dessa är representativa för jämförelse. De provtagningar som skett efter kontaktfiltren är bara fyra till antalet och kan därför ge ett missvisande medelvärde. Renvattnet och råvattnet har däremot många fler provtagningsdagar vilket ger ett mer rättvisande medelvärde.

Ett antal felkällor kan räknas upp för aluminiumanalyserna på labbet. Tappkranar vid provtagning borde ha stått öppna fem minuter för att möjliggöra en tillräcklig spolning av ledningarna. Nu spolades de mellan en halv och tre minuter. Reagenstiden i kyvetterna var olika långa och ju längre de var i, desto mer aluminium visade de. Detta kan ha påverkat hundradelarna i resultaten.

Det fanns andra felkällor vid färgtals- och turbiditetsanalysen. Kyvetten visade olika värden beroende på hur den vred i avläsaren och avvikelserna kunde vara så stora som 10 Pt. En för låg syrahalt i syrabadet kan ha orsakat en otillräcklig rengöring av kyvetten vilket orsakat dessa avvikelser. Likaså om kyvetten fick stå en stund så blev värdena lägre med ca 3 Pt.

Eftersom provtagningarna från Länsstyrelsen och vattenverket inte skett samtidigt eller analyserats på samma sätt är jämförelsen dem emellan inte helt riktig. Länsstyrelsen har tagit flest prover under våren, medan vattenverket har tagit dem mer utspridda över året. Genom att jämföra medelvärden blir det dock en bättre grund för jämförelse.

Avrundningsfel sker i omräkningar från milliekvivalenter till milligram. Det finns också en osäkerhet i data som kommit från Länsstyrelsen. Milliekvivalenter kan räknas ut på olika sätt. Tyvärr framkom inte i dokumenten vilket sätt som använts. Vid samtal med ansvarig på Länsstyrelsen framkom en viss osäkerhet hur milliekvivalenter räknats ut.

## **4.2. HYDRAULISKA EGENSKAPER**

### **4.2.1. Motstånd över sandbädd**

Motståndet ökar med tiden efter rensning i alla filter. Det kommer troligen från en ansamling av partiklar och särskilt restflock enligt tidigare resonemang. Eventuellt kan det vara en alg tillväxt i filtren men inga tecken på det har setts.

Motståndet över sandbädden ökar mest i filter 2. Detta kan ha ett samband med att belastningen på detta filter är högre än på de andra på grund av ett högre läckage. Med högre belastning kommer också en större mängd partiklar som ansamlas i filtren och orsakar ett större motstånd och en snabbare igensättning. Partiklarna kan också samlas djupare ned i filtren och orsaka igensättningar även där. Filter 2 släpper igenom mer totalt aluminium än de andra filtren. Detta kan tyda på att en tätare igensättning orsakat undertryck i filtret där luftgångar bildats varigenom det ofiltrerade vattnet kan passera.

Kratrar sågs vid observationerna av långsamfilter 2 som antydde att kraftiga luftbubblor hade passerat genom filtren. På samma sätt upptäckte man då filtren backkördes att mycket luft trängde upp. Detta tyder på att undertryck har bildats i filtren, där en stor mängd syre har lösts ut ur vattnet och orsakat dessa stora luftbubblor och luftgångar.

Filter 2 och 4 tappades ur väldigt snabbt vid avstängningen av filtren vilket indikerar att det är ett stort läckage i dessa filter. Ett liknande läckage verkar inte finnas i filter 1 vilket kan bero på att filter 1 har en ny gummiduk i botten.

Inga tydliga samband sågs mellan difftryck, pH och aluminiumrest i renvattnet förutom ett svagt samband mellan ökande difftryck vid ökande pH. Samband liknande de som finns på Lovö kunde överhuvudtaget inte urskiljas i data från Östby. Lovö har dock baserat sina resultat på årsmedelvärden, medan resultaten från Östby bara baseras på värden från ett par månader.

Felkällor vid mätningar av motstånd (eg. difftryck) kan dels vara avläsningen som varit svår att göra med centimeternoggrannhet då markeringarna har varit varje decimeter. En osäkerhet finns huruvida det övre röret verkligen varit vid sandytan, eftersom sanddjupet minskar vid varje rensning utan att röret flyttas. Det är också osäkert om röret i botten verkligen ligger vid botten. Dessa rör är monterade sedan tidigare och ingen vet med säkerhet hur. Trots denna osäkerhet är tendensen utifrån mätningarna att difftrycket ökar efter en rensning och att långsamfilter 2 har ett större motstånd.

### **4.2.2. Tryck i sandbädd**

Motståndet R är högst i den översta delen av sandbädden i filter 1 och 2. Därför dras slutsatsen att det är igensättningar där. I filter 1 är den dock ännu högre i botten av bädden.

I graferna i bilaga 7 ses att trycket i filtren ökar med djupet. Ökningen är dock inte linjär utan påminner om kurvan som visas i figur 16 med partikelavskiljning på eller strax under ytan. Därför dras slutsatsen att avskiljningen sker just där i båda filtren.

Den största osäkerheten i mätningarna av vattennivåer i observationsrören var att det tog tid innan en jämvikt ställt in sig. Denna jämvikt inväntades inte alltid vid de första mätningarna och kan ha orsakat felavläsningar upp till fem centimeter. Dessa värden togs bort då graferna



som visar motstånd gjordes. Avläsningarna med lodet kan ha gett fel på en halv till en centimeter då det var svårt att med precision avläsa markeringen på måttbandet.

Mätningarna gjorda med 35 % öppningsgrad på ventilerna var bara två till antalet, vilket är alldeles för lite för att ge säkra värden.

#### **4.4. FÖRBEHANDLING, KEMISK FÄLLNING OCH KONTAKTFILTRERING**

##### **4.4.1. Kontaktfiltren**

Observationer av kontaktfiltren visade en brunfärg i spolvattnet som kom upp ur de spolade filtren. Denna färg spädades under tiden vattnet var första filtrat. Flock byggdes upp under denna tid och täppte till filtret, i en mognadsprocess. Detta medförde att mindre och mindre flock kunde passera filtret och orsaka den bruna färgen.

Filter 5 och 6 som är ombyggda med en förstärkning av nätfästet har haft sandflykt. Vad detta beror på vet man inte. I avsnitt 4.4.5. diskuteras spolvattenåtgång i varje kontaktfiltret. Där visar det sig att den största spolvattenåtgången är i filter 4, 5 och 6. Mer spolvatten ger troligen ett högre flöde som tar med sig sand vid spolningen.

##### **4.4.2. Fällningskemikalie och färgtal**

Aluminiumdosen har i stort sett inte ökats då färgtalet i sjön ökat. PAC-dosen har inte ökats eftersom pH då blivit alldeles för lågt i fällningen (detta innan föralkaliniseringen startats). Dessutom har inte PAC-dosen ökats eftersom driftpersonalen då sett en oönskad ökning av turbiditet i filtratet. Denna ökning av turbiditet skulle då orsakas av den större mängd flockat organiskt material som fås genom en tillsats av mer fällningskemikalie. Filtren visade sig släppa igenom denna mängd flock då den blev för stor.

I Östby var färgtalet omkring 98 mg/l Pt åren 2003-2005 och då skulle det ha behövts en tillsats av mer än 70 g/m<sup>3</sup> fällningskemikalie istället för den dos på 35-40 g/m<sup>3</sup> som tillsats.

Eftersom fällningskemikalien inte tillsätts i tillräckligt stora doser kommer troligen en del vatten med ofällt organiskt material ut på filtren. Eventuellt fälls detta material i långsamfiltrertanken eller ute på filtren eftersom det där finns tillgång till löst aluminium och eftersom pH där är justerat.

##### **4.4.3. Analys av filtratets variation under spolningssekvens**

Aluminiumhalter mättes under en spolningssekvens i kontaktfiltren. Det visade sig att den största andelen aluminium som passerar filtren är löst. Den lösta medelhalten är omkring 0,2 mg/l och den totala är något högre. Vissa dagar kan medelhalterna vara lägre eller högre. Vid spolning av ett filter ses ibland en marginell ökning av aluminium ut ur de övriga filtren. Detta beror troligen på att belastningen på de övriga filtren ökar under spolningen med ca 4 m<sup>3</sup>/h per filter vilket ger en kortare reaktionstid till fällningskemikalien. En mindre trolig anledning kan vara att övriga bäddar ruskas vid en spolning så att de släpper igenom mer flock. Varför detta är mindre troligt är på grund av att tydliga vibrationer i filtren inte har observerats. Högre halter ses från samlingsfiltratet, från det spolade filtret och de andra kopplade filtren, när det leds ut i normaldrift igen. Dessa halter minskar med tiden, vilket troligen är orsakat av mognadsprocessen i filtren.

En stor del av aluminium i filtratet är i löst form. Detta orsakas av att pH i genomsnitt är 5,9 vilket är ett för lågt pH för optimal flockning. I regel ska ett bra fällnings-pH vara mellan 6

och 7, och i Östby är det optimala pH 6,2 enligt 3.4.5. Fällningen fungerar inte optimalt varför en stor andel aluminium aldrig används i fällningen utan passerar filtren istället. Andra orsaker kan vara att tiden för flockupbyggnad inte är tillräckligt lång, att aluminiumdosen är felaktig, att alkaliniteten är för låg och ger ostabila fällningsförhållanden eller att temperaturen är för låg och ger för långsamma reaktioner.

Kontaktfiltren släpper igenom olika halter aluminium olika dagar. Därför är det svårt att bedöma om minskningen av första filtrattid orsakade en sänkning i halterna eller om provtagningen bara skedde på en ”bra” dag med lägre halter.

I graferna i variation under en spolningssekvens ses toppar med genomsläpp av både löst och totalt aluminium strax efter att filtret sätts i normaldrift efter spolning och första filtrat. Här syns sambanden till mognadsprocessen där ett spolat filter täpps mer och mer av den bildade flocken. Ökades första filtrattiden minskades genomsläppet av aluminium vilket berodde på att vattnet som släpptes in i normaldrift renades ytterligare en tid under mognadsprocessens fortgång.

#### **4.4.4. Analys av filtrat efter varje kontaktfilter**

De egna analyserna av aluminiumhalter efter varje kontaktfilter uppvisade en skillnad mellan filtren. De filter som mognat, dvs. gått längst tid efter spolning, släppte igenom minst aluminium och därför också troligen minst flock. Vid spolning av filter 5 sågs höga halter aluminium i första filtratet och det var då särskilt totalhalterna. Det borde tyda på att det var aluminiumflock som fortfarande passerade filtret innan det mognade.

I de prov som togs efter att föralkaliniseringen kom igång syntes en ökning av både lösta och totala aluminiumhalter. Den 13 mars när föralkaliniseringen var igång med både kalk och koldioxidtillsats var halterna i medeltal på 0,4 mg/l och den största andelen aluminium var fortfarande löst. Dagen efter stängdes koldioxidtillsatsen av och halterna aluminium minskade till 0,2 mg/l löst och 0,3 mg/l totalt. Samtidigt ökades aluminiumdosen vilket kan ha påverkat minskningen av halterna i filtratet. Fällnings-pH var också 6,3 vilket var ett bra pH och kan ha inverkat positivt på aluminiumresterna.

Efterföljande dag var de lösta halterna 0,4 mg/l och totala halterna så höga som mellan 0,5 och 1 mg/l. Aluminiumdosen hade då ökat ytterligare till 58 g/m<sup>3</sup>. Detta kan ha orsakat att mer organiskt material fälldes ut, belastade filtren och släpptes igenom. Fällnings-pH låg inom intervallet som anses bra för fällning. Drifttiden sänktes för att minimera genombrottet men en ytterligare sänkning behövdes för att slippa ett genombrott.

Två dagar senare sjönk halterna till 0,1 respektive 0,4 mg/l. Aluminiumdosen var då 60 g/m<sup>3</sup> vilket borde ha gett en hög flockproduktion. Dagen innan var fällnings-pH så lågt som 5,8 vilket kan förklara att flock inte bildades i så hög grad. De låga halterna den dagen kan också bero på att filtren började täta.

Spoltiden ändrades inte varför detta inte kan ha haft någon påverkan på värdena. Drifttiden kortades och första filtrattiden förlängdes successivt efter att föralkaliniseringen startades och detta kan ha haft en minskande effekt på aluminiumhalterna.

Fällnings-pH låg igen under eller i underkant av intervallet 6-7 vilket kan förklara den stora andelen löst aluminium.

Något tydligt samband mellan fällnings-pH mätt med handmätare och aluminiumrest kunde inte urskiljas. Det som kunde ses var att den totala halten aluminium var hög trots att pH var väldigt lågt. Färgen och turbiditeten följde den totala aluminiumhalten.

De stationära pH-mätarna visade på högre värden än vad handmätaren gjorde. Kalktillsatsen i föralkaliniseringen skulle vid en reglering mot pH-värden i fällningen behöva tillsättas i högre dos än vad mätarna visade. Med andra ord, om man reglerade med fällnings-pH som insignal eller återkopplad signal till kalktillsatsen skulle förstärkningen vara något högre än vad som kan tros vid en åsyn av fällnings-pH.

Vid pH-mätningen i kontaktfiltren fick handmätaren ibland för kort tid på sig att ställa in sig. Därför kan de pH-värden som angetts i resultaten vara missvisande.

#### **4.4.5. Spolvattenåtgång i varje kontaktfiltre**

Olika mängder spolvatten gick åt i de olika filtren vid spolning. Den största mängden gick åt vid spolning av filter 4, 5 och 6. Eftersom spolmängden ökade med minskat motstånd i filtret verkar det som att det var minst motstånd i filter 4 och 5 följt av filter 6. Detta kan kopplas till observationerna av sandflykt. Mängden sand som är kvar i filtren påverkar hur mycket aluminium som avskiljs.

#### **4.4.6. Optimering av kontaktfiltrering i drift**

Optimeringen av kontaktfiltrering i drift visade en turbiditetshöjning då alkaliniseringen kom igång. Höjningen av pH och den ökade tillsatsen PAC orsakade detta. Båda dessa i kombination medförde en effektivare fällning av organiskt material. Filtren blev högre belastade med flock och de släppte igenom detta vilket syntes i en turbiditetshöjning.

Färgtalet på råvattnet har ökat under senare år och filtren kan troligtvis inte bära den ökning av flock som det medför.

Turbiditeten kunde sänkas genom att förlänga första filtrattiden. Detta stämmer överens med diskussionen i 4.4.3. där aluminiumhalterna minskade med ökad första filtrattid.

Den blåaktiga tonen i vattnet försvann vid alkaliniseringen. Fällningen blev då troligen effektivare med lägre lösta halter aluminium som resultat.

Kalkhalten i kalkvattnet är för hög och detta kan orsaka en förhöjning av flock i kontaktfiltren efter att föralkaliniseringen kommit igång. Kalkpartiklarna kan nämligen fungera som flockningskärnor, dvs. kärnor omkring vilka flock bildas.

#### **4.4.7. Optimering av fällnings-pH och kemikaliedos**

Dosen fällningskemikalie hade större betydelse än pH för aluminiumrester, färgtal och turbiditet enligt försöken med att efterlikna kontaktfiltren. Resultaten visade att lösta aluminiumresten i filtratet minskade i stort sett med ökad dos fällningskemikalie och ökat fällnings-pH. När dosen höjdes från 39 till 60 g/m<sup>3</sup> minskade aluminiumhalter, färgtal och turbiditet. Den optimala fällningen såg ut att ske vid en tillsats av fällningskemikalie på 60 g/m<sup>3</sup> och med ett fällnings-pH på 6,22. Då var aluminiumhalterna i princip 0 mg/l och färgtalet och turbiditeten som minst.

Eftersom verket i regel doserar ca 40 g/m<sup>3</sup> skulle aluminiumresterna kunna minimeras om man ökade dosen över 60 g/m<sup>3</sup>. Detta om filtren fungerade och klarade den ökade belastningen.

Trots att aluminiumhalten var 0 mg/l fanns det ändå ett färgtal. Det skulle kunna betyda att dosen fällningskemikalie kan ökas ännu mer för att få bort all färg.

I testen av filtren tillhörande vakuumpumpen visade det sig att det filtrerade råvattnet inte skilde sig mycket från det ofiltrerade.

Den höga turbiditeten kan bero på luftbubblor i proverna vilka gav en hög turbiditet. Mätningar av prover som stått en stund visade en minskad turbiditet pga. att luftbubblorna lade sig på ytan av provet och därigenom inte tolkades som partiklar av mätaren.

## **5. SLUTSATSER**

De kemiska analyserna på filtrat från kontaktfiltren och långsamfiltrat visar att filtrat från kontaktfiltren har en mycket högre totalhalt aluminium än långsamfiltrat. Filtren behåller 0,4 ton aluminium per år. Motståndet ökar snabbare i de filter som har hög belastning. Motståndet är högst i den övre delen av sandbäddarna. Tryckfördelningen visar på en avskiljning av partiklar på och strax under sandytan. Allt detta tillsammans med observationer av en brun geléaktig hinna på filterytorna stöder teorin att filtren belastas med en stor mängd aluminiumflock som lägger sig på sandytan och orsakar igensättningarna.

Att igensättningarna har ökat de senaste åren beror troligtvis på att kontaktfiltren släppt igenom mer flock på grund av att halten organiskt material i råvattnet har ökat.

Praktiska åtgärder för att komma tillrätta med problemet skulle kunna vara att öka dosen fällningskemikalie och öka fällnings-pH. Detta skulle dock innebära att flockmängden i kontaktfiltren ökade. En flockmängd vilken filtren i praktiken inte har visat sig kunna bära. Därför skulle det antingen behövas en utbyggnad av antalet kontaktfiltren eller ett tillägg av ytterligare ett reningssteg före eller efter dessa filter.

Råvattnet har förändrats den senaste tioårsperioden genom att biovolymen och färgtalet har ökat. Detta bör tas med i beräkningarna vid kommande dimensioneringar.

Igensättningar tenderar att öka med belastningen. Därför är det att rekommendera att eliminera läckaget från långsamfiltren för att minska belastningen och därmed förlänga tiden mellan rensningarna.

## 6. REFERENSER

- Andersson E., (1998). *Långsamfilters reningspotential*. VAV AB, ISSN 1102-5638.
- Backlund, S., (2006) *Kommentarer till växtplanktonprover tagna i Kramfors oktober 2005*. Umeå. 2006-04-06
- Backlund Sten, (1992). *Undersökning av växtplankton i Nattsjön, Nästvattnet och Sjöbysjön i Kramfors kommun, 1991*. Inst. för miljö- och hälsoskydd, Umeå universitet.
- Backlund, S., (1988). *Rapport angående algsituationen i ytvattentäkten Sjöbysjön i Kramfors kommun under 1988*. Inst. för miljö- och hälsoskydd, Umeå universitet, 1988-10-27.
- Barkander P., (1992). *Sammanfattning av utförda undersökningar angående Kramfors vattenförsörjning*. VBB VIAK/S1082/Kramfors VF/PBR.
- Carlsson, B., och Hallin, S., (2003). *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten AB, VA-Forsk rapport nr 27, ISSN 1102-5638.
- Fellenius, S., (1985) *Om och tillbyggnad av Östby vattenverk*. Kramfors kommun, 1985-09-17.
- Granhammer, G., (1961) *KRAMFORS VATTENRÄTT, Teknisk beskrivning av Kramfors stads anläggningar för vattenförsörjning*. Vattenbyggnadsbyrån.
- Grip, H., och Rodhe A., (2000) *Vattnets väg från regn till bäck*. 3:e uppl. Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Uppsala.
- Hellström K.G., (1991). *KRAMFORS KOMMUN; Östby Vattenverk; Förslag till åtgärdsprogram*, 1991-03-05. VBB VIAK AB.
- Husam, S.,J., och Mårtensson J., (2003). *Rensningsmetoder för långsamfilter*. Svenskt Vatten AB, VA-Forsk rapport nr 39, ISSN 1102-5638.
- Håkansson, C.O., (1965) *VATTENBORTLEDNING UR SJÖBYSJÖN M.M., DOM. MELLANBYGDENS VATTENDOMSTOL*, Östersund. A 5/1963, Dbn nr 52.
- Kvick T., (2005). *Ännu en mild vinter. Väder och Vatten*, Nr 3 mars 2005, 19.
- Larsson, N., (2004) *Effects of ozonation/filtration on the raw water from Lake Mälaren*, Department of Information Technology, Uppsala, ISSN-1401-5765
- Livsmedelverket, (2005). *Livsmedelverkets författningssamling, LIVSFS 2005:10*, ISSN 1651-3533
- Martinell, L., (2006). *Åtgärdsförslag – Östby vattenverk - Utkast*. ProVAb, Uppdragsnr. 06 2 211

Möller, S., (1980) *Kramfors vattenförsörjning*. VBB. 1980-11-14.

Ritning: RÅVATTENLEDNING SJÖBYSJÖN AVVÄGD FRÅN DYKDALB TILL STRANDKANT. 760903

Thureson L., (1992). *Dricksvattenteknik II– Ytvatten*, publikation P72 aug 1992, Svenska vatten- och avloppsföreningen.

Tryselius, O., (1951) *38/39 Kramforsån*. SVERIGES METEOROLOGISKA OCH HYDROLOGISKA INSTITUT. 28.6.1951

Vallin, A., (1963) *Ansökan om tillstånd att bortleda vatten från Sjöbysjön inom Kramfors stad*. Alrutz' Advokatbyrå. 13 februari 1963.

### **Internetreferenser**

Nationalencyklopedins Internettjänst (2005). Geosmin.

[http://www.ne.se/jsp/search/search.jsp?h\\_search\\_mode=simple&h\\_advanced\\_search=false&t\\_word=geosmin\(2005-10-10\)](http://www.ne.se/jsp/search/search.jsp?h_search_mode=simple&h_advanced_search=false&t_word=geosmin(2005-10-10))

Thames Water & University of Surrey 2006. Water-e.

[http://www.surrey.ac.uk/water-e/displayNav.php?location\\_id=1.3](http://www.surrey.ac.uk/water-e/displayNav.php?location_id=1.3) (2006-06-22)

### **Personliga referenser**

Abrahamsson, J. Lovö vattenverk, Stockholm Vatten, 2006

Backlund, S., Inst. för miljö- och hälsoskydd, Umeå universitet, 2006

Danielsson, H., ProVAb, 2006

Martinell, L., ProVAb, 2006

Svedberg, O., Norsborgs vattenverk, Stockholm vatten, 2005

Zeipel, K., Länsstyrelsen, 2006

## **BILAGOR**

*Bilaga 1.* Karta över Sjöbysjön med provtagningsplatser utmärkta

*Bilaga 2.* Analys av växtplankton i Sjöbysjön 2005

*Bilaga 3.* Data från Länsstyrelsens analys av åar i tillrinningsområdet

*Bilaga 4.* Rådata från ALcontrol

Råvatten

Efter LF

*Bilaga 5.* Aluminiumhalter från egen analys före och efter långsamfiltertank och i renvatten

*Bilaga 6.* Samband mellan tryckdifferens, aluminiumrest i renvatten och pH

*Bilaga 7.* Tryck i långsamfilterbädd

*Bilaga 8.* Färg och aluminiumdos 2003-2005

*Bilaga 9.* Analys av filtratets variation under spolningssekvens

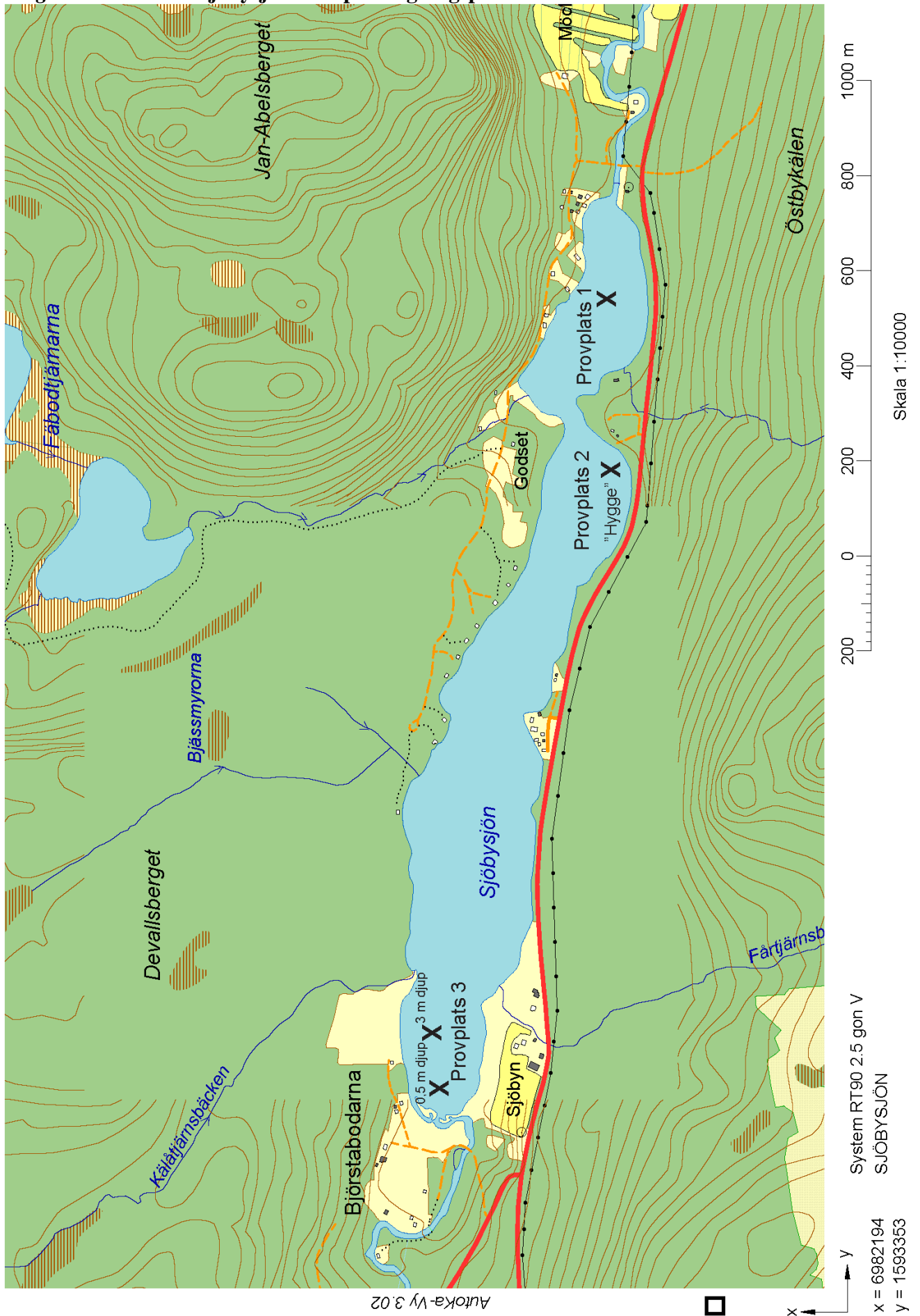
*Bilaga 10.* Analys av filtrat efter varje kontaktfiler

*Bilaga 11.* Spolvattenåtgång i varje kontaktfiler

*Bilaga 12.* Flockning av råvatten med pH justering och olika dos fällningskemikalie

*Bilaga 13.* Aluminiumhydroxids löslighet

**Bilaga 1. Karta över Sjöbysjön med provtagningsplatser utmärkta**





## **Bilaga 2. Analys av växtplankton i Sjöbysjön 2005**

### **Analys av växtplankton, Provplats 1, 0,5 m**

Art	cell st/l	individ st/l	längd m/l	volym mm <sup>3</sup> /l	volymandel %
<b>Rekylalger</b>					
Cryptomonas sp.	24040			0,02034	16,4
Rhodomonas sp.	16027			0,00188	1,5
<b>Dinoflagellater</b>					
Peridinium sp.	8014			0,02013	16,3
<b>Guldalger</b>					
Mallomonas sp.	1603			0,03012	24,3
<b>Kiselalger</b>					
Achnanthes minutissima	1603			0,0002	0,2
Cyclotella sp.	6411			0,00492	4
Fragilaria ulna var. acus	3205			0,00519	4,2
Rhizosolenia longiseta	6411			0,02718	22
Tabellaria fenestrata	8014	1603		0,01154	9,3
<b>Grönalger</b>					
Monoraphidium komarkovae	6411			0,00226	1,8
<b>Summa</b>	<b>81739</b>	<b>1603</b>		<b>0,12</b>	

*Bilaga 2. Analys av växtplankton i Sjöbysjön 2005*

**Analys av växtplankton, Provplats 1, 3 m**

Art	cell st/l	individ st/l	längd m/l	volym mm <sup>3</sup> /l	volymandel %
<b>Rekylalger</b>					
Cryptomonas sp.	46478			0,03932	18,5
Rhodomonas sp.	32054			0,00375	1,8
<b>Dinoflagellater</b>					
Peridinium sp.	4808			0,01208	5,7
<b>Guldalger</b>					
Dinobryon bavaricum	27246	3205		0,03079	14,5
<b>Kiselalger</b>					
Achnanthes sp.	3205			0,00093	0,4
Asterionella formosa	6411	1603		0,00474	2,2
Aulacoseira sp.	3205	1603		0,00448	2,1
Cyclotella sp.	6411			0,00492	2,3
Diatoma elongatum	3205	1603		0,00577	2,7
Fragilaria ulna var. acus	4808			0,00779	3,7
Rhizosolenia longiseta	20835			0,08832	41,6
<b>Grönalger</b>					
Botryococcus braunii	64108	1603		0,00545	2,6
Closterium acutum	4808			0,00272	1,3
Monoraphidium mirabile	3205			0,00113	0,5
<b>Summa</b>	<b>230 787</b>	<b>9617</b>		<b>0,21</b>	

## Bilaga 2. Analys av växtplankton i Sjöbysjön 2005

### Analys av växtplankton, Provplats 4, 0,5 m

Art	cell st/l	individ st/l	längd m/l	volym mm <sup>3</sup> /l	volymandel %
<b>Blågröna bakterier</b>					
Oscillatoria sp.	31898	1595	0,51	0,01002	3,8
<b>Rekylalger</b>					
Cryptomonas sp.	35087			0,02968	11,3
Rhodomonas sp.	22328			0,00261	1
<b>Dinoflagellater</b>					
Peridinium sp.	1595			0,04007	15,2
<b>Kiselalger</b>					
Achnanthes minutissima	9569			0,00117	0,4
Achnanthes sp.	4785			0,00139	0,5
Aulacoseira italica	6380	1595		0,00893	3,4
Cyclotella sp.	9569			0,00734	2,8
Diatoma vulgare	6380			0,02205	8,4
Fragilaria tenera	1595			0,00039	2,9
Fragilaria ulna var. acus	4785			0,00775	0,1
Gomphonema constrictum	1595			0,00526	2
Navicula sp.	6380			0,01786	6,8
Rhizosolenia longiseta	11164			0,04732	18
Tabellaria fenestrata	11164	1595		0,01608	6,1
Tabellaria flocculosa	15949	1595		0,04325	16,4
<b>Grönalger</b>					
Monoraphidium komarkovae	6380			0,00225	0,9
<b>Summa</b>	<b>154 705</b>	<b>6380</b>	<b>0,51</b>	<b>0,26</b>	

Bilaga 2. Analys av växtplankton i Sjöbysjön 2005

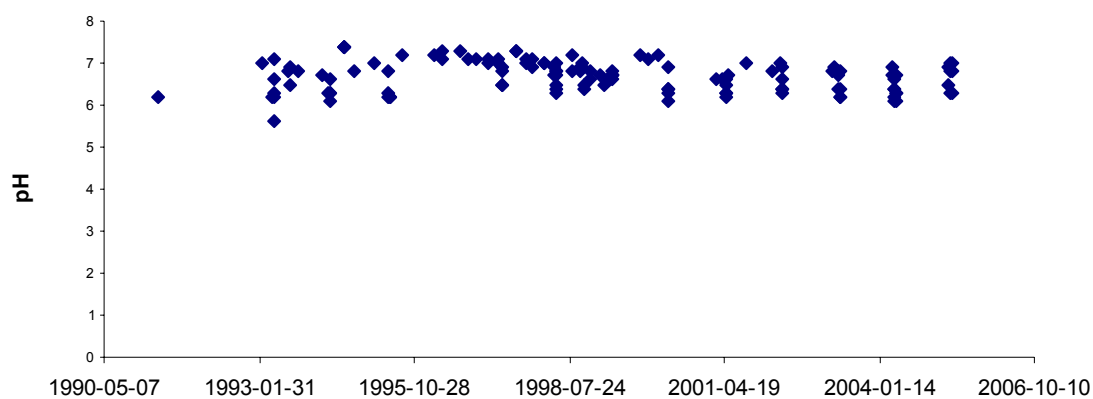
**Analys av växtplankton, Provplats 4, 3 m**

Art	cell st/l	individ st/l	längd m/l	volym mm <sup>3</sup> /l	volymandel %
<b>Rekylalger</b>					
Cryptomona sp.	4785			0,00405	11,3
Rhodomonas sp.	7974			0,00093	2,6
<b>Kiselalger</b>					
Cyclotella sp.	4785			0,00367	10,3
Diatoma vulgare	3190			0,01102	30,8
Fragilaria acus	1595			0,00258	7,2
Rhizosolenia longiseta	3190			0,01352	37,8
<b>Summa</b>	<b>25519</b>			<b>0,04</b>	

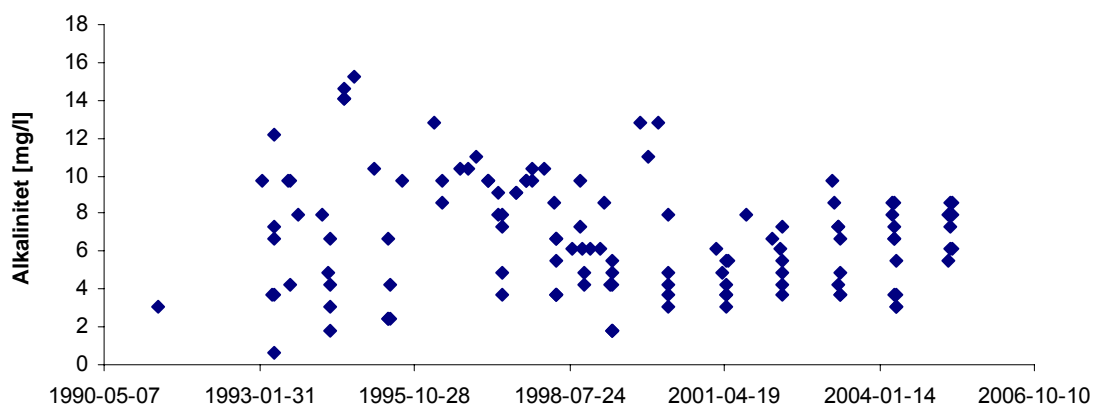
**Analys av växtplankton, Provplats 2 "Hygge", djup 1 m**

Art	cell st/l	individ st/l	längd m/l	volym mm <sup>3</sup> /l	volymandel %
<b>Rekylalger</b>					
Cryptomonas sp.		25518		0,02159	6
Rhodomonas sp.		20734		0,00243	0,7
<b>Dinoflagellater</b>					
Peridinium sp.		1595		0,04007	112,1
<b>Guldalger</b>					
Dinobryon bavaricum		31898	3190	0,03604	10
Dinobryon divergens		9569	3190	0,00962	2,7
Dinobryon sociale v americanum		22328	1595	0,03785	10,5
Mallomonas sp.		1595		0,02997	8,3
<b>Kiselalger</b>					
Achnanthes sp.		1595		0,00046	0,1
Asterionella formosa		4785	1595	0,00354	1
Cyclotella sp.		11164		0,00856	2,4
Eunotia sp.		3190		0,0268	7,5
Fragilaria ulna var. acus		4785		0,07752	21,6
Rhizosolenia longiseta		14354		0,06085	16,9
Tabellaria flocculosa		1595		0,00433	1,2
<b>Summa</b>		<b>154 705</b>	<b>9570</b>	<b>0,36</b>	

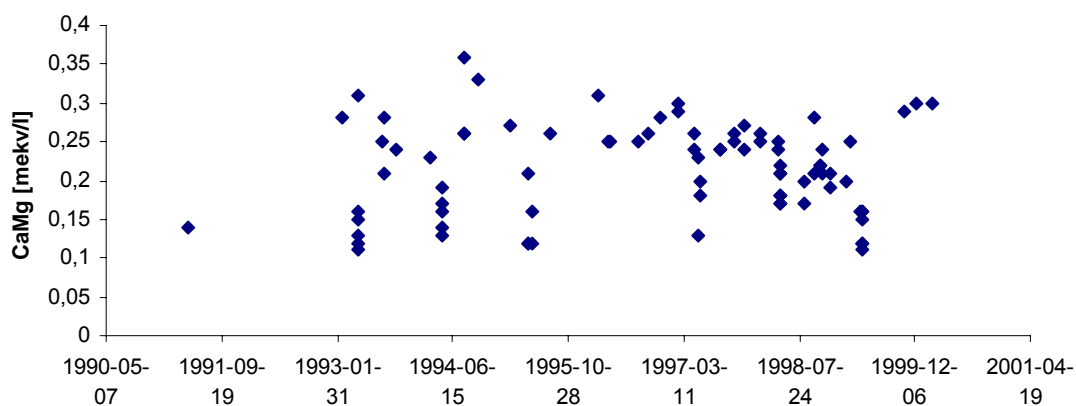
### Bilaga 3. Data från Länsstyrelsens analys av åar i tillrinningsområdet



Figur 1. pH i Sjöbysjöns tillrinningsområde.



Figur 2. Alkalinitet i Sjöbysjöns tillrinningsområde.



Figur 3. Hårdhet i Sjöbysjöns tillrinningsområde.

Tabell 1. Bearbetade data från Länsstyrelsens undersökningar i olika år i tillrinningsområdet.

	Alkalinitet mg/l	Färg mg Pt/l	Grumlighet (Turbiditet) FNU	CaMg- hårdhet °dH	Kalcium, Ca mg/l	Kalium, K mg/l	Klor, Cl mg/l	Konduktivitet mS/m
Medel	6,71	73,86	1,34	0,62	3,47	0,39	1,07	3,15
Max	15,25	175,00	6,28	1,06	6,20	0,39	1,42	4,30
Min	0,61	5,00	0,23	0,17	1,00	0,39	0,71	1,80

	Magnesium, Mg mg/l	Natrium, Na mg/l	Nitrat-nitrit, NO <sub>3</sub> µg/l	pH	Sulfat, SO <sub>4</sub> mg/l	Temp	Totalfosfor, Tot-P µg/l
Medel	0,58	1,45	49,89	6,69	3,51	4,34	7,73
Max	0,85	1,84	116,00	7,40	4,32	16,10	14,00
Min	0,12	1,15	1,00	5,60	2,88	0,20	1,00

### Bilaga 4. Rådata från Alcontrol - Råvatten

Provnummer	Provtagningsdag	Provtagningsplats	Provtagnings- tidpunkt	Temperatur vid provtagning	Färg	AA II, Meth.181- 72W mod. mg/l Pt	SS-EN ISO 7887, del 4 mg/l Pt	Järn, Fe Std.Met.3120 A-B mg/l	Kalcium, Ca Std.Met.3120 A-B mg/l	Kalium, K Std.Met.3120 A-B mg/l
				TEMP °C						
5055607	2005-12-08	Råvatten	09:00	3	110			0,39	4,4	
5054474	2005-11-30	Råvatten	11:00	3	110			0,39	4,2	0,35
5053046	2005-11-22	Råvatten	08:00	3	120			0,38		
5052552	2005-11-17	Råvatten	09:10	4	120			0,37	4,1	0,33
5050447	2005-11-07	Råvatten	11:00	6	110			0,35	3,8	0,33
5050104	2005-11-02	Råvatten	14:30	6	110			0,37	4,1	0,33
5049014	2005-10-27	Råvatten	09:30	5	110			0,2	3,3	0,33
5048323	2005-10-25	Råvatten	09:00	6	110			0,32	3,5	0,29
5043296	2005-09-27	Råvatten	08:30	12	120			0,29		
5035754	2005-08-16	Råvatten	07:30	15	150			0,31		
5028540	2005-06-28	Råvatten	08:50	17	85			0,16		
5023309	2005-05-31	Råvatten	07:30	12	97			0,22		
4051598	2004-11-02	Råvatten			95			0,37		
4043044	2004-09-14	Råvatten			80			0,26		
4035149	2004-08-02	Råvatten			5			0,19		
4029178	2005-06-22	Råvatten			75			0,15		
4023412	2004-05-25	Råvatten			85			0,2		
4006032	2004-02-17	Råvatten			95			0,3		
3054599	2003-11-10	Råvatten			95			0,4		
3045607	2003-09-23	Råvatten			73			0,25		
3039566	2003-08-20	Råvatten						0,26	3,3	0,34
3031567	2003-07-02	Råvatten			70			0,19		
3022358	2003-05-21	Råvatten			70			0,19		
3006657	2003-02-20	Råvatten			55			0,34		
	2002-11-06				55					
	2002-09-17				50					
	2002-08-06				65					
	2002-06-25				65					
	2002-05-15				80					
	2002-02-28				100					
			Medel		97,75			0,285416667	3,8375	0,328571429
			Max		150			0,4	4,4	0,35
			Min		5			0,15	3,3	0,29

Forts. råvatten

Provnummer	Lukt	Lukt, art	Magnesium, Mg	Mangan, Mn	Natrium, Na	Turbiditet
	SLV 900101, mod.	SLV 900101, mod.	Std.Met 3120 A-B mg/l	Std.Met 3120 A-B mg/l	Std.Met 3120 A-B mg/l	fd. SS 028125-2
5055607	ingen	-	0,78	0,011		0,86
5054474	ingen	-	0,72	0,013	1,3	0,56
5053046				0,014		0,74
5052552	ingen	-	0,72	0,017	1,3	1,1
5050447	ingen	-	0,67	0,015	1,2	1
5050104	ingen	-	0,69	0,05	1,2	0,92
5049014	svag	Jord	0,58	0,011	1,1	1
5048323	ingen	-	0,59	0,014	1	1,1
5043296				0,013		1,1
5035754				0,013		1,4
5028540				0,012		1
5023309				0,008		0,84
4051598				0,022		0,98
4043044				0,017		0,98
4035149				0,019		0,83
4029178				0,01		<0.10
4023412				0,009		0,99
4006032	svag	Jordliknande		0,01		0,5
3054599	ingen	-		0,021		0,77
3045607	ingen	-		0,022		0,96
3039566	ingen	-	0,61	0,013	0,99	1,5
3031567	ingen	-		0,015		0,78
3022358	ingen	-		0,006		0,64
3006657	svag	obest.		0,017		0,63
Medel			0,67	0,0155	1,155714286	0,920869565
Max			0,78	0,05	1,3	1,5
Min			0,58	0,006	0,99	0,5



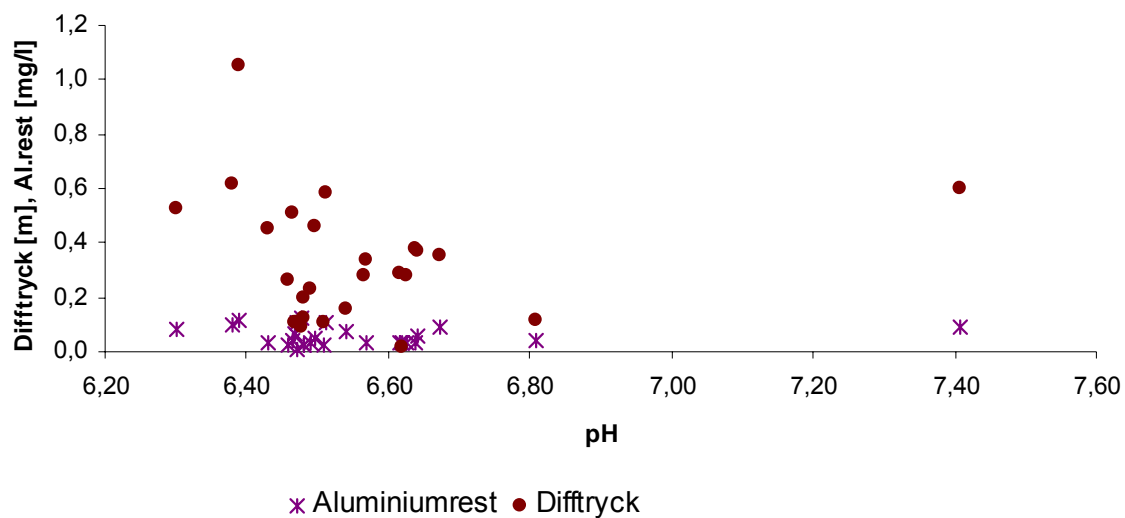
#### Bilaga 4. Rådata från ALcontrol - Långsamfiltrat

Provnnummer	Provtagningsdag	Provtagningsplats	Provtagningstidpunkt	Aluminium, Al	Ammonium, NH4	Ammoniumkväve, NH4-N
				Std.Met 3120 A-B	SS 028134-1, traacs	SS 028134-1, traacs
				mg/l	mg/l	mg/l
5054470	2005-11-30	Efter LF1	11:00	0,028	0,004	0,003
5052562	2005-11-17	efter LF1	09:30	<0.010	<0.004	<0.003
5050453	2005-11-07	efter LF 1	11:00	0,012	<0.004	<0.003
5050108	2005-11-02	efter LF 1	14:30	0,021	<0.004	<0.003
5048327	2005-10-25	efter LF 1	09:00	0,013	0,004	0,003
5054471	2005-11-30	Efter LF2	11:00	0,074	0,013	0,01
5052563	2005-11-17	efter LF2	09:30	0,014	<0.004	<0.003
5050454	2005-11-07	efter LF 2	11:00	0,015	<0.004	<0.003
5050109	2005-11-02	efter LF 2	14:30	0,029	0,006	0,005
5048328	2005-10-25	efter LF 2	09:00	0,034	0,005	0,004
5054472	2005-11-30	Efter LF4	11:00	0,062	0,012	0,009
5052565	2005-11-17	efter LF4	09:30	0,011	<0.004	<0.003
5050455	2005-11-07	efter LF 4	11:00	0,028	<0.004	<0.003
5050110	2005-11-02	efter LF 4	14:30	0,037	<0.004	<0.003
5048329	2005-10-25	efter LF 3	09:00	0,038	0,005	0,004
Medel				0,0297143	0,007	0,0054286
Max				0,074	0,013	0,01
Min				0,011	0,004	0,003

**Bilaga 5. Aluminiumhalter från egen analys före och efter långsamfiltertank och i renvatten**

Datum	Tidpunkt	Händelse	Filter nr	Löst aluminium			Totalhalt aluminium		
				före LFtank	efter LFtank	renvatten	före Lftank	efter LFtank	renvatten
				[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
2005-11-28	13:40	Spolning	7	0,18	0,09	0,024	0,362	0,431	0,054
2005-11-29	14:10	efter 1a filtrat	7	0,164	0,083	0,025	0,227	0,237	0,121
2005-11-30	11:10	84 min efter spolning	6	0,142	0,049	0,04	0,203	0,248	0,063
2005-12-01	08:50	146min efter spolning	6	0,191	0,084	0,033	0,234	0,248	0,071
2005-12-02	14:10	93 min efter spolning	1	0,134	0,071	0,043	0,195	0,174	0,11
2005-12-05	10:40	101 min efter spoln	7	0,166	0,081	0,056	0,245	0,183	0,073
2005-12-06						0,031			0,044
2005-12-07	09:10	127 min efter spolning	7	0,123	0,045	0,015	0,186	0,19	0,024
2005-12-08	09:00	140 min efter spolning	7	0,162	0,047	0,006	0,256	0,266	0,011
2005-12-09	09:44	148 min efter spolning	8	0,152	0,055	0,006	0,192	0,204	0,021
2005-12-12	10:06	130 min efter spolning	8	0,189	0,103	0,014	0,22	0,229	0,027
2005-12-14	10:00	104 min efter spoln	7		0,074	0,017		0,225	0,08
2005-12-21	10:20	149 min efter spoln	7		0,091	0,019		0,202	0,024
2005-12-29	15:11		7	0,175	0,088	0,026	0,316	0,212	0,034
2006-01-11	14:31	75 min efter spolning	5		0,06	0,023		0,217	0,029
2006-01-12	10:47	42 min efter spolning	4	0,223	0,18	0,023	0,253	0,233	0,031
2006-01-13	10:25	39 min efter spolning	4	0,201	0,169	0,017	0,222	0,213	0,03
2006-01-13	10:25	39 min efter spolning	4		0,17	0,017		0,244	0,027
2006-01-13	10:25	39 min efter spolning	4		0,172	0,017		0,248	0,031
2006-01-13	11:46	120 min efter spolning	4		0,083			0,272	
2006-01-13	11:46	120 min efter spolning	4					0,272	
2006-01-13	11:46	120 min efter spolning	4					0,256	
2006-01-13	11:46	120 min efter spolning	4					0,26	
2006-01-13	11:46	120 min efter spolning	4					0,298	
2006-01-16	13:06	39 min efter spolning	4	0,216	0,18	0,014	0,288	0,242	0,056
2006-01-18	11:45	78 min efter spolning	4	0,202	0,108	0,011	0,231	0,23	0,02
2006-01-19	11:41	30 min efter spolning	4	0,169	0,13	0,015	0,223	0,204	0,023
2006-01-20	13:29	1 min efter spolning	5	0,181	0,094	0,025	0,249	0,233	0,039
2006-01-23	14:23				0,113	0,027		0,214	0,036
2006-01-24	13:50	123 min efter spolning	5	0,159	0,1	0,036	0,237	0,229	0,038
2006-01-25	13:37	122 min efter spolning	5		0,132	0,042		0,321	0,052
2006-01-26	09:39	65 min efter spolning	4	0,238	0,122	0,083	0,326	0,248	0,103
2006-02-02	14:01	41 min efter spolning	1	0,179	0,162	0,069	0,208	0,202	0,08
2006-02-03	13:02	47 min efter spolning	1	0,184	0,165	0,081	0,296	0,221	0,112
2006-02-09	13:53	109 min efter spolning	5	0,221	0,141	0,065	0,378	0,363	0,089
2006-02-10	10:28	146 min efter spolning	4	0,283	0,093	0,083	0,325	0,335	0,099
2006-02-13	13:25	1 min efter spolning	7	0,19	0,109	0,107	0,293	0,251	0,187
2006-02-14	14:15	54 min efter spolning	8		0,081	0,109		0,333	0,191
2006-03-01	11:14	73 min efter spolning	7	0,201	0,093	0,208	0,332	0,374	0,309
Medel				0,19	0,11	0,04	0,26	0,25	0,07

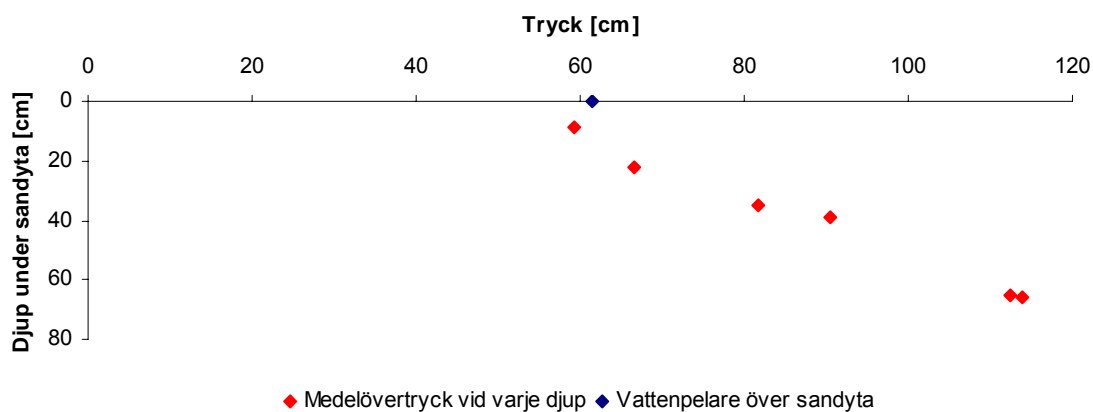
## Bilaga 6. Samband mellan tryckdifferens, aluminiumrest i renvatten och pH



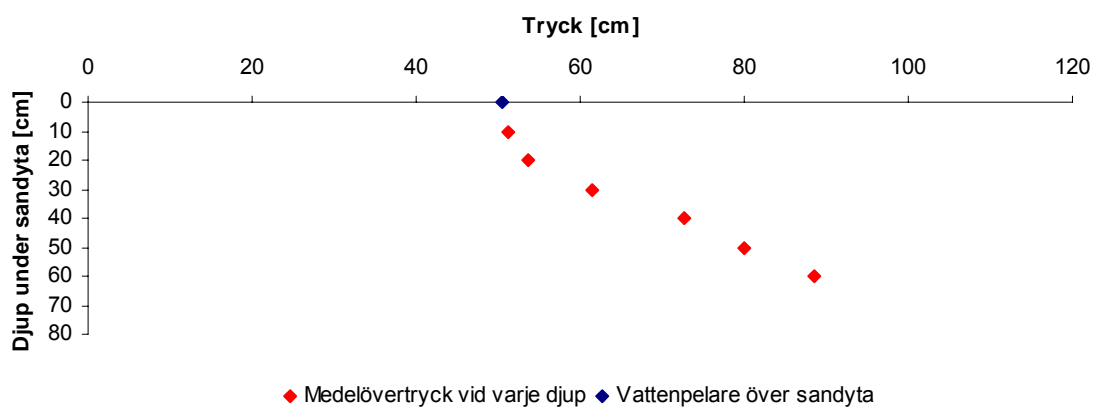
Figur 4. Aluminiumrest i renvatten och difftryck mot pH.

## Bilaga 7. Tryck i långsamfilterbädd

Medeltrycket har räknats ut vid varje djup och lagts in i graferna och trycket vid sandytan är det hydrostatiska trycket som vattenpelaren över ytan utövar.

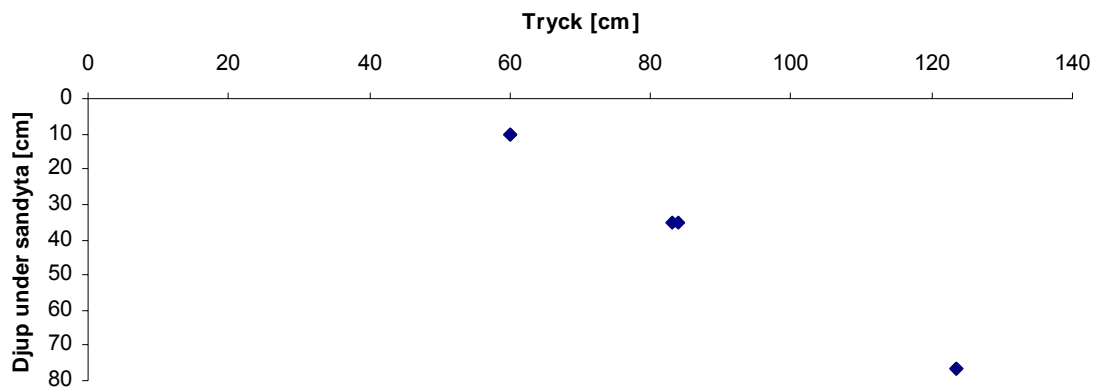


Figur 5. Medeltryck i långsamfilter 1.



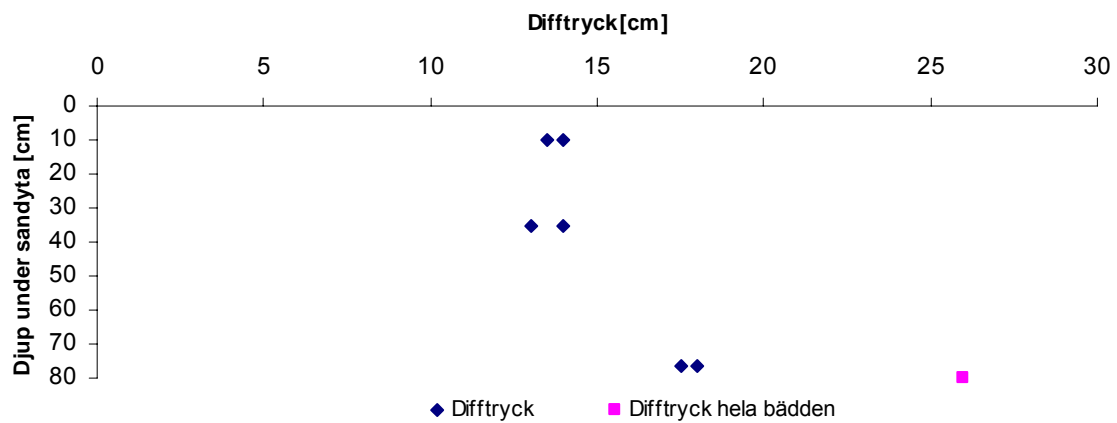
Figur 6. Medeltryck i långsamfilter 2.

Mätningar av tryck i filter 1 med ventilen till inloppet på 35 % öppningsgrad redovisas i figur 7.



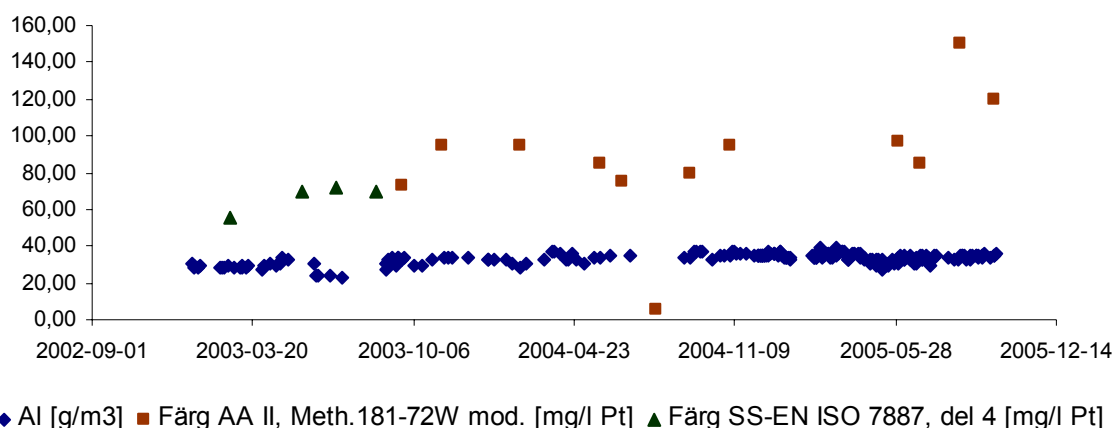
Figur 7. Tryck i långsamfilter 1 med inloppsventil öppen 35 %.

De beräknade difftrycken från samma mätning redovisas i figur 8.



Figur 8. Difftryck i långsamfilter 1 med inloppsventil öppen 35 %.

## Bilaga 8. Färg och aluminiumdos 2003-2005



Figur 9. Färg och aluminiumdos 2003-2005.

## Bilaga 9. Analys av filtratets variation under spolningssekvens

Tabell 2. Löst aluminium under och efter spolning av ett kontaktfiler (KF5), 2005-11-02.

Datum	Händelse	Löst aluminiumhalt	
		KF1-KF7 [mg/l]	KF2-KF8 [mg/l]
2005-11-02			
	Filter nr 5		
	Under spolning	0,136	0,141
	5 min efter normaldrift	0,138	0,139
	12 min efter normaldrift	0,134	0,132
	20 min efter normaldrift	0,137	0,137
	30 min efter normaldrift	0,135	0,134
	40 min efter normaldrift	0,142	0,142
	50 min efter normaldrift	0,141	0,134
	1 h 30 min efter normaldrift	0,138	0,138
	3 h 50 min efter normaldrift	0,134	0,151
	Medel	0,137	0,139

Tabell 3. Löst aluminium under och efter spolning av ett kontaktfiler (KF7), 2005-11-02.

Datum	Händelse	Löst aluminiumhalt	
		KF1-KF7 [mg/l]	KF2-KF8 [mg/l]
2005-11-02			
	Filter nr 7		
	Under spolning	0,127	0,143
	5 min efter normaldrift	0,131	0,140
	10 min efter normaldrift	0,135	0,134
	20 min efter normaldrift	0,130	0,143
	35 min efter normaldrift	0,126	0,122
	45 min efter normaldrift	0,129	0,130

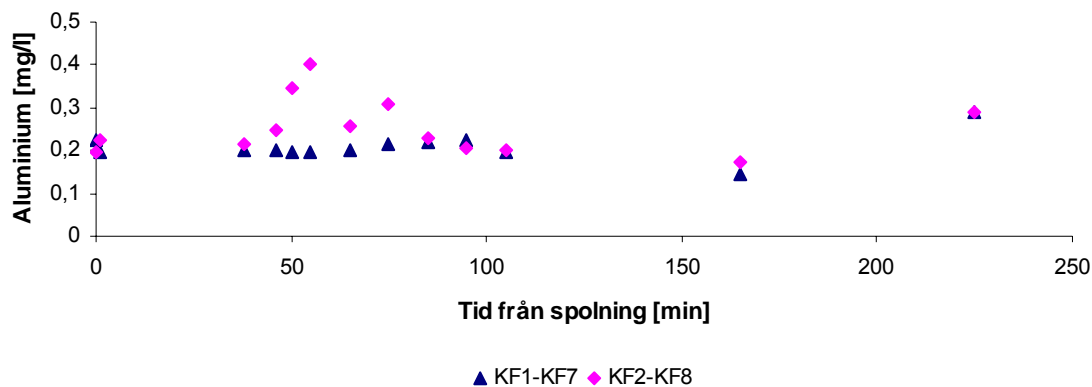
Medel	0,130	0,135
-------	-------	-------

Tabell 4. Löst aluminium vid olika tillfällen.

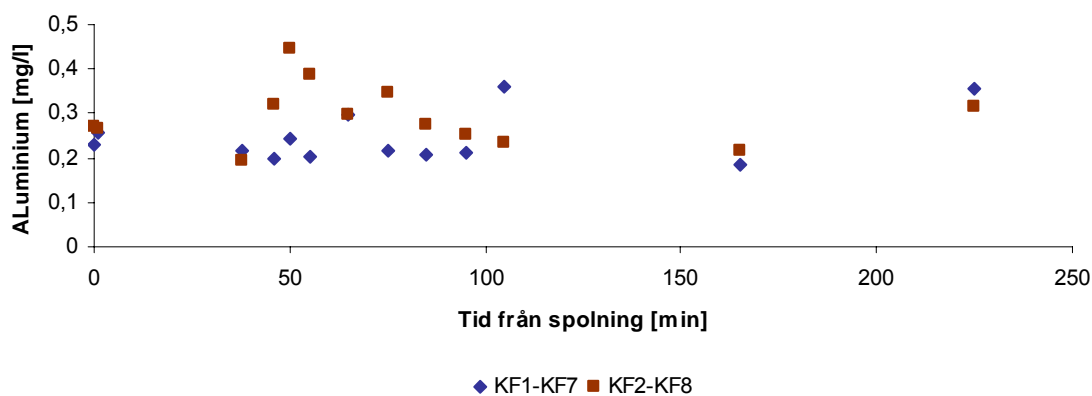
Datum	Händelse	Filter	Löst aluminiumhalt	
			KF1-7 [mg/l]	KF2-8 [mg/l]
2005-10-25	Spolning	-	0,616	0,819
2005-10-27	Spolning	-	0,183	0,228
2005-10-28	Spolning	-	0,151	0,187
2005-10-31	Spolning	2	0,165	0,154
2005-11-02	Spolning	5	0,136	0,141
2005-11-07	50 min efter normaldrift	1	0,132	0,148
	2h 17min efter normaldrift	1	-	0,120
2005-11-10	I början av första filtrat	6	-	0,134
2005-11-17	Spolning	3	0,200	0,190
	45min efter spolning	3	0,200	0,179
	45 min efter spolning	3	0,198	0,166
Medel			0,220	0,224

Tabell 5. Löst och totalt aluminium innan, under och efter spolning av ett kontaktfiler (KF4), 2006-01-11.

Datum	Löst aluminiumhalt		Total aluminiumhalt	
	KF1-KF7 [mg/l]	KF2-KF8 [mg/l]	KF1-KF7 [mg/l]	KF2-KF8 [mg/l]
2006-01-11				
Filter nr 4				
Innan spolning	0,225	0,198	0,228	0,272
Under spolning	0,197	0,224	0,256	0,267
Första filtrat	0,199	0,216	0,216	0,194
Början av normaldrift	0,203	0,247	0,199	0,318
5 min efter normaldrift	0,194	0,345	0,242	0,447
10 min efter normaldrift	0,196	0,402	0,202	0,386
20 min efter normaldrift	0,201	0,256	0,297	0,296
30 min efter normaldrift	0,214	0,310	0,214	0,345
40 min efter normaldrift	0,221	0,227	0,205	0,277
50 min efter normaldrift	0,223	0,207	0,212	0,251
1 h efter normaldrift	0,195	0,203	0,360	0,232
2 h efter normaldrift	0,146	0,174	0,185	0,218
3 h efter normaldrift	0,288	0,288	0,354	0,316
Medel	0,208	0,254	0,244	0,294



Figur 10. Löst aluminium i filtrat från kontaktfiler under och efter spolning av kontaktfiler 4, 2006-01-11.

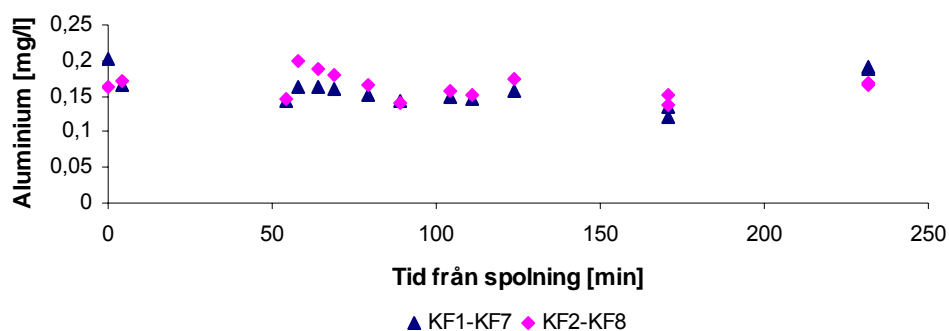


Figur 11. Totalhalt aluminium i filtrat från kontaktfiler under och efter spolning av kontaktfiler 4, 2006-01-11.

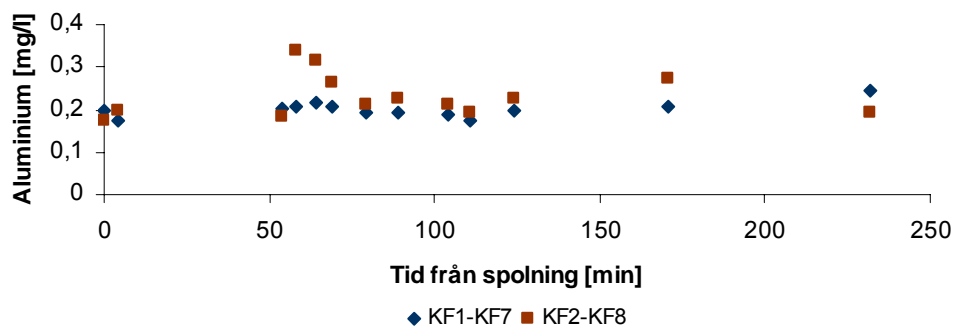
Tabell 6. Löst och totalt aluminium innan, under och efter spolning av ett kontaktfiler (KF4), 2006-01-23.

Datum	Händelse	Löst aluminiumhalt		Total aluminiumhalt	
		KF1-KF7 [mg/l]	KF2-KF8 [mg/l]	KF1-KF7 [mg/l]	KF2-KF8 [mg/l]
2006-01-23					
	Filter nr 4				
	Innan spolning	0,202	0,164	0,198	0,172
	Under spolning	0,167	0,172	0,176	0,196
	Första filtrat	0,144	0,147	0,203	0,182
	Början av normaldrift	0,162	0,200	0,205	0,337
	5 min efter normaldrift	0,163	0,187	0,217	0,316
	10 min efter normaldrift	0,159	0,181	0,207	0,265
	20 min efter normaldrift	0,153	0,165	0,193	0,210
	30 min efter normaldrift	0,144	0,141	0,195	0,224
	40 min efter normaldrift	0,149	0,157	0,186	0,214

50 min efter normaldrift	0,145	0,153	0,175	0,195
1 h efter normaldrift	0,158	0,174	0,196	0,225
2 h efter normaldrift	0,136	0,153	0,208	0,271
	0,120	0,138	-	-
3 h efter normaldrift	0,187	0,169	0,243	0,192
	0,192	0,166	-	-
Medel	0,159	0,164	0,200	0,231



Figur12. Löst aluminium i filtrat från kontaktfilter under och efter spolning av kontaktfilter 4, 2006-01-23.



Figur 13. Totalt aluminium i filtrat från kontaktfilter under och efter spolning av kontaktfilter 4, 2006-01-23.



### Bilaga 10. Analys av filtrat efter varje kontaktfilter

Tabell 7. Aluminiumhalter i filtrat efter varje kontaktfilter innan, under och efter spolning av kontaktfilter.

Datum			Löst aluminiumhalt							
2006-02-13	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
Spolning av filter nr 7		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
	Innan spolning	13:23							0,186	
Aldos 38 g/m <sup>3</sup>			Total aluminiumhalt							
Spoltid 5 min	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
1a filtr. 50min		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Drift 150 min	Innan spolning	13:23							0,204	

Datum			Löst aluminiumhalt							
2006-03-02	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
Spolning av filter nr 5		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
	Under spolning	12:42				0,209		0,183		
Aldos 38 g/m <sup>3</sup>			Total aluminiumhalt							
Spoltid 5 min	Kontaktfilter		1	2	3	4	5	6	7	8
1a filtr. 50min		Tid	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Drift 150 min	Under spolning	12:42				0,193		0,227		

### Bilaga 11. Spolvattenåtgång i varje kontaktfilter

Det procentuella innehållet i spoltanken vid spolning av kontaktfiltren lästes av från tender ur reglerdatorn. Fyra spolningar för varje filter studerades och medelvärdet för dessa fyra spolningar räknades ut. Ursprungsnivån i tanken var 90 %.

Tabell 8. Spoltankens medelinnehåll vid spolning.

Spolning av kontaktfilter	Spoltankens medelinnehåll [%]
1	76
2	80
3	76
4	72
5	72
6	74
7	75
8	80

## ***Bilaga 12. Flockning av råvatten med pH justering och olika dos fällningskemikalie***

Tabell 9. Test av filter genom filtrering av råvatten i vakuumpump.

	Filtrerat råvatten	Ofiltrerat råvatten
Färg [Pt]	129	135
Absorbans	0,079	0,082
Transmittans [%]	83,45	82,76
Turbiditet [FNU]	0,41	0,62
Al löst [mg/l]	0,087	0,095
Al tot [mg/l]	0,147	0,145

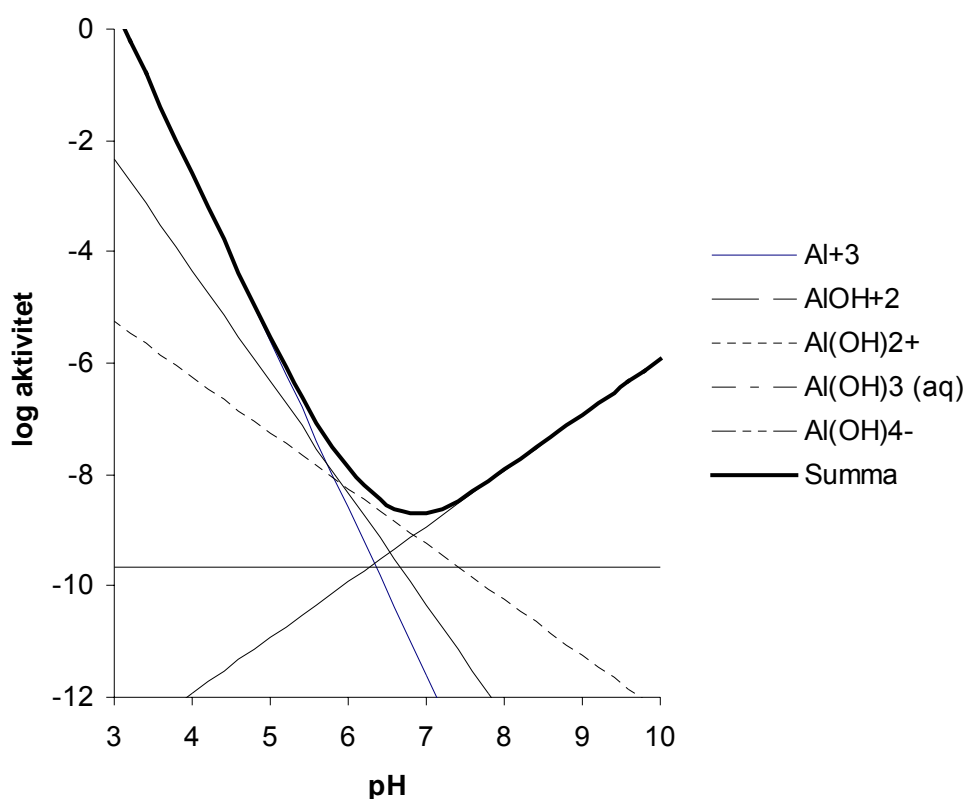
Forts. flockning av råvatten med pH justering och olika dos fällningskemikalie

Datum	2003-03-20	2003-03-27	2003-03-27	2003-03-28	2003-03-29	2003-03-29	2003-03-29
Tid för råvattenuttag	15:26	12:46	13:19	14:43	11:40	12:05	15:06
Färgtal [Pt]	142	142	142	135	140	135	139
Råvatten-pH	6,9	6,7	6,7	6,9	6,73	6,83	7
Temperatur, råvatten [grad C]	2	4?	2	2	3	2	3
Kalkvattentillsats [ml]	0,8	1,1	1,7	2	2,3	2	2,6
Aluminiumdos [g/m <sup>3</sup> ]	39	39	39	39	39	39	39
Fällnings-pH, dvs. vid uttaget till filtrering	6,04	5,83	6,04	5,96	6,22	6,16	6,3
Löst aluminiumhalt i filtrat [mg/l]	0,083	0,059	0,045	0,029	0,028	0,039	0,029
Total aluminiumhalt i filtrat [mg/l]	-	0,084	0,091	0,065	0,077	0,099	0,125
Färgtal filtrat [FNU]	9	9	11	10	14	16	15
Turbiditet filtrat [Pt]	-	0,33	0,37	0,81	0,56	0,61	0,35
Tid innan synlig flock efter PAC tillsats [min]	5	8	5	5	20	6	10
Tid innan filtrering [min]	15	58	67	58	63	66	72
Mängd sediment efter 1 h [ml]	1	0,2	-	-	-	-	-
Mängd sediment efter 1 dygn [ml]					8	9	-

Forts. flockning av råvatten med pH justering och olika dos fällningskemikalie

Datum	2003-03-30	2003-03-30	2003-03-30	2003-03-30	2003-04-03	2003-04-03	2003-04-03	2003-04-04
Tid för råvattenuttag	12:41	13:21	14:14	14:14	12:52	12:52	15:03	15:10
Färgtal [Pt]	142	136	-	-	148	148	148	138
Råvatten-pH	6,78	6,81	6,78	6,78	6,88	6,88	6,82	6,9
Temperatur, råvatten [grad C]	3	2	3	3	2	2	2	1
Kalkvattentillsats [ml]	3,1	3,4	3,7	3,7	4	4	4,3	4,6
Aluminiumdos [g/m <sup>3</sup> ]	60	60	60	60	60	60	60	60
Fällnings-pH, dvs. vid uttaget till filtrering	5,95	5,95	6,03	6,03	6,16	6,16	6,25	6,22
Löst aluminiumhalt i filtrat [mg/l]	0,033	0,022	0,002	0,002	-0,002	-0,002	0	-0,004
Total aluminiumhalt i filtrat [mg/l]	0,038	0,034	0,022	0,022	0,004	0,004	0,006	0,003
Färgtal filtrat [FNU]	4	5	9	9	12	12	8	2
Turbiditet filtrat [Pt]	0,31	0,37	0,52	0,52	0,57	0,57	0,42	0,21
Tid innan synlig flock efter PAC tillsats [min]	6	8	14	14	29	29	18	20
Tid innan filtrering [min]	60	57	62	62	82	82	60	63
Mängd sediment efter 1 h [ml]	-	-	-	-	-	-	-	0
Mängd sediment efter 1 dygn [ml]	9	10	15	15	13	13	12	

### Bilaga 13. Aluminiumhydroxids löslighet



Figur 14. Aluminiumhydroxids löslighet vid 8°C och med löslighetskonstanten ( $K_s$ ) 9,4 (Simonsson, 2006).

Konstanten för fasta fasens löslighet ( $K_s$ ) beskriver aluminiums löslighet i rostjorden i svenska podsoler.

Grafen gjord av Simonsson 2006 är baserad på :

Gustafsson, J.P., Lumsdon, D.G. & Simonsson, M. 1998. Aluminium solubility characteristics of spodic B horizons containing imogolite type materials. *Clay Minerals*, 33, 77-86.

Nordstrom, D.K. & May, H.M. 1989. Aqueous equilibrium data for mononuclear species. I: Sposito, G. (red.), *The Environmental Chemistry of Aluminium*. CRC Pres, Boca Raton, Florida, USA. Sid. 29-53.