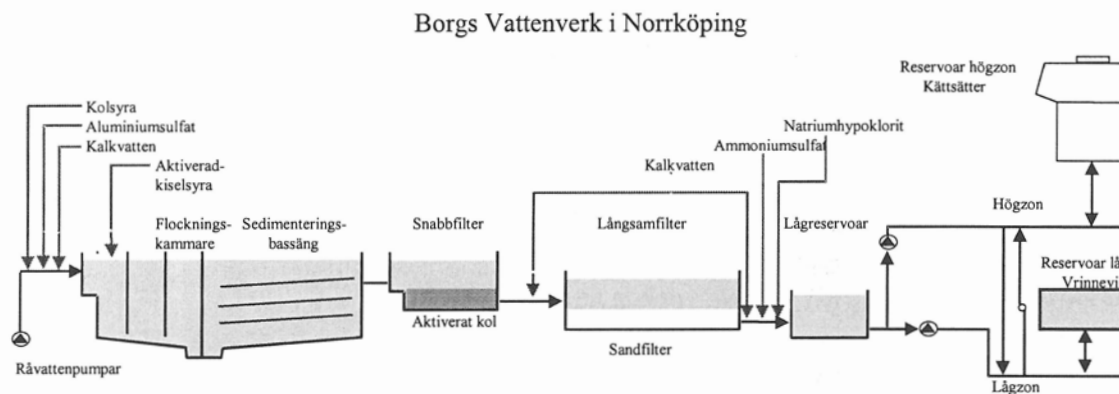


## 3.3 Borg, Norrköping

### 3.3.1 Processbeskrivning



Figur 41 Processchema för Borgs vattenverk i Norrköping . Källa: Norrköping Miljö&Energi.

Råvatten hämtas från Motala Ström ca 3 km nedströms sjön Glan, där medelvattenföringen är ca  $90 \text{ m}^3/\text{s}$ . Verket har sex parallella flockningssystem med efterföljande sedimentering. Flockningssystemen består av sex flockningstankar i serie med den totala flockningsvolymen av  $436 \text{ m}^3/\text{system}$ . Sedimenteringsbassängerna är av två olika typer. I system 1-3 har sedimenteringsbassängerna tre mellanbottnar. Vattnet från flockningen leds in mellan de två understa facken. Dessa två flöden förenar sig vid den borte bassängändan och går gemensamt i det övre facket tillbaka till utloppet. Den totala sedimenteringsytan är  $315 \text{ m}^2/\text{system}$ . Sedimenteringsbassängerna i system 4-6 består av parallellströmningsbassängar med fyra fack, total sedimenteringsyta  $420 \text{ m}^2/\text{system}$ . Dekantatet förs genom en rörledning från den borte ändan av sedimenteringsbassängen genom flockningskammarna till snabbfiltren.

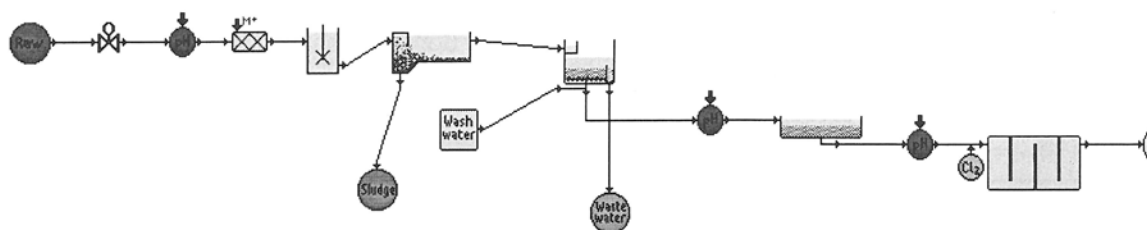
Den kemiska fällningen utförs med aluminiumsulfat, ca  $45\text{-}50 \text{ g/m}^3$ . En pH-justerande kemikalie erfordrades ej tidigare i normalfallet för att nå lämpligt fällnings-pH. Som hjälpkoagulant doseras aktiverad kiselsyra, ca  $4 \text{ g/m}^3$ . Aktiveringen sker med aluminiumsulfat.

Sedan okt/nov 1996 tillämpas en viss alkalinitets/hårdhetshöjning av vattnet i behandlingen genom att kolsyra ( $5\text{-}12 \text{ g/m}^3$ ) tillsätts före fällningen och följaktligen kalkåtgången i efterföljande alkaliseringssteg har ökat något.

Snabbfiltren, 12 st, har en totalyta av  $360 \text{ m}^2$  och har som filterbädd granulerat aktivt kol. Efter pH-justering (till pH ca 7.0) fördelas vattnet på verkets långsamfilter. Efter långsamfiltreringen pH-justeras vattnet igen med kalk och kloreras med natriumhypoklorit. Ammoniumsulfat tillsätts för kloraminbildning.

Medelproduktionen januari 1996- september 1997 var ca  $36\,000 \text{ m}^3/\text{dygn}$  och utpumpad vattenmängd knappt  $30\,000 \text{ m}^3/\text{dygn}$ . Differensen utgörs av spolvatten för rengöring av sedimenteringsbassängar (1.5-2%), filterspolvatten (2.5-3%), första snabbfiltrat till avlopp (ca 0.5%) samt övriga förluster och mätfel.

### 3.3.2 Detaljstudie av kemisk fällning och alkalinitetsjustering



Figur 42 Weaselmodell av Borgs vattenverk innehållande CO<sub>2</sub>-dosering, koagulering med Al-sulfat, flockning, sedimentering, filtrering (ej aktivt kol i modellen), mellanalkalisering, långsamfiltrering, efteralkalisering och desinfektion. Inom den kemiska fällningssymbolen kan dessutom pH-justerande kemikalie (t ex kalk) tillföras

#### 3.3.2.1 Allmänt, frågeställning

Den frågeställning som vi valt att belysa för Borgs vattenverk handlar om inverkan av den under aktuell period införda alkalinitetshöjningen genom kolsyra/kalkdosering. Denna infördes successivt med start i okt/nov 1996 genom att kolsyradoseringen gradvis ökades från ca 5 g/m<sup>3</sup> till ca 12 g/m<sup>3</sup>. Effekten av denna, t ex i form av uppmätt alkalinitet efter olika behandlingssteg samt förändringar som följt av detta i tillämpade kalkdoseringar i olika punkter, bör naturligtvis Weasel kunna beskriva. Dessutom har viss inverkan på den kemiska fällningen observerats, i form av lägre resthumushalter som tycktes sammanfalla med införandet av hårdhetshöjningen. Den senare effekten skulle en modellbeskrivning kunna användas till att reda ut, dvs: Klarar modellen av att beskriva dessa ev förbättringar och i så fall kan man utesluta andra förklaringar t ex i förändrad råvattensammansättning?

För att begränsa modellarbetet har vi här valt att enbart hantera lösta komponenter i vattnet. Det betyder att effektiviteten av behandlingssteg som innefattar separation av partiklar (sedimentering, filtrering) inte har medtagits, eller annorlunda formulerat: att dessa antas fungera ideellt, dvs att ev brister i flockseparationen antas inte ha någon betydelse för de vattenkvalitetsparametrar som beaktats i det slutliga behandlingsresultatet.

#### 3.3.2.2 Råvattendata

En tidsserie med råvattenkvalitetsdata från januari 1996 till i mitten av september 1997 har matats in i Weasel's databas. Upplösningen på data har varit ett värde per vecka. Saknade värden har interpolerats från omgivande datapunkter. Uppmätta variationer hos speciellt väsentliga vattenkvalitetsparametrar för att beskriva de här aktuella processerna har avbildats i Figur 43 nedan.

På grund av Weasel's speciella uppbyggnad av modellen för kemisk fällning, se det allmänna kapitlet om den kemiska fällningsmodellen (kapitel 2.3.3), har ett antal antaganden gjorts som är en följd av detta. Weasel har möjlighet att samtidigt beskriva reduktion av organiskt material för två olika uppsättningar av mätedal, med en "färg"-modell resp en "UV/TOC"-modell. Innebörden av detta är att den parameter som matas in som "färgvärde" reduceras i enlighet med en uppsättning modellkoefficienter och UV-absorbans respektive TOC med en annan.

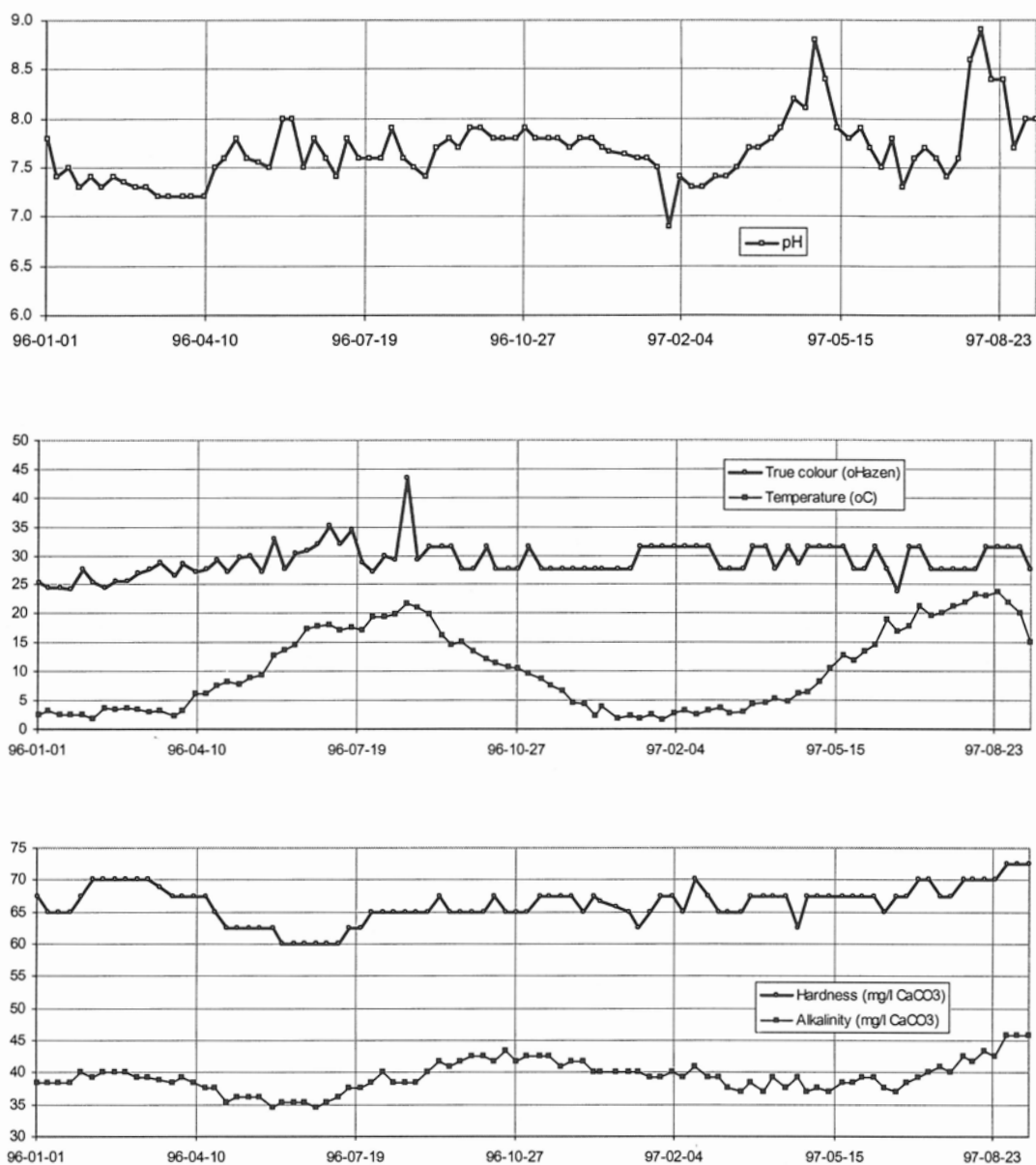
Det enda mätedal för halten organiskt material som utnyttjats för beskrivningen av råvattensammansättningen för Borgs vattenverk är analyserade COD<sub>Mn</sub>-värden. Analyserade färgvärden (mg Pt/l) har alltså inte använts, av skäl som anges i koaguleringskapitlet. COD<sub>Mn</sub> existerar tyvärr inte som mätedal hos Weasel, varför vissa omräkningar har gjorts för att "lura" Weasel att trots allt producera trovärdiga modellresultat.

Som Weaselparameter 'apparent colour' har permanganattalet (mg KMnO<sub>4</sub>/l = COD<sub>Mn</sub>\*3.95) matats in. UV-absorbans vid 254 nm (m<sup>-1</sup>) har i detta fall uppskattats baserat på COD<sub>Mn</sub> med sambandet:  $(\text{COD}_{\text{Mn}} * 3.95 - 3.9) / 25.7 * 25$ .

Det har inte funnits underlag, av typ fällningsförsök, att speciellt kalibrera en modellbeskrivning för Norrköpings råvatten, utan en generell modellbeskrivning har utnyttjats, samma som vid övriga anläggningar. Det betyder att modellbeskrivningen kan bli mera "kvalitativ", dvs ha svårighet att beskriva absolutvärden, medan man borde kunna dra vissa generella slutsatser beträffande tendenser i behandlingsresultat.

De två modellerna för reduktion av organiskt material har utnyttjats för jämförelser, efter omräkningar enl ovan. Dessa baseras i grunden på samma indata, varför resultatet borde bli detsamma. Vid bestämningen av processkonstanterna för de generella modellerna har utövandet av visst "våld" på grunddata varit nödvändigt, varför beräkningsresultatet i blir något olika. Därför redovisas i resultatavsnittet nedan båda modellresultaten.

Alkalinitet och hårdhet har räknats om till sina engelska motsvarigheter, så att totalhårdhet omvandlats från "som mg Ca/l" till "som mg CaCO<sub>3</sub>/l" dvs \*100/40. Alkalinitet har omvandlats från "som mg HCO<sub>3</sub>" till "som mg CaCO<sub>3</sub>" dvs\*50/61.



**Figur 43** Exempel på råvattendata för Borgs vattenverk, väsentliga för redovisade modellresultat.

Exempel på råvattenkvalitetsvariationer finns i Figur 43. Uttryckt med Weasel's språkbruk återfinns pH, 'True colour' (omräknat  $COD_{Mn}$ -värde), temperatur, 'hardness' och 'alkalinity'.



### 3.3.2.3 Beräkningsförutsättningar

Modellbeskrivningen enligt Figur 42 har utnyttjats med nedan angivna förutsättningar:

Den första ”pH-justerings”-processen har använts för dosering av CO<sub>2</sub>. Där har angetts en tidsserie med verklig dosering enligt driftjournaler, med noll-dosering i början och så småningom doseringar upp till 12 mg CO<sub>2</sub>/l. Ingen pH-reglering utnyttjades, utan pH bestäms av kolsyradoseringen tillsammans med aktuell råvattensammansättning. Här fanns en begränsning i programmet om motsvarande beskrivning skulle användas för ett råvatten med mycket låg alkalinitet, vilket kan resultera i låga pH efter inledande kolsyradosering. Tillåtet pH-intervall var nämligen ursprungligen pH 5.0-10.0. Sedan dessa gränser i en senare version av programmet ändrats till pH 4.0-11.0, kommer denna begränsning inte i praktiken inte ha någon betydelse vid simuleringar av normala driftbetingelser.

I koaguleringssteget har dels en tidsserie med verklig dosering av Al-sulfat enligt driftjournaler tillämpats, dels har kalk doserats, med doseringen bestämd av Weasel (verklig dosering okänd) med ett konstant börvärde för fällnings-pH på 6.4. Aktuell Al-sulfatdos (egentligen dosering av metalljoner, här har dosen Al<sup>3+</sup> antagits vara 9% av Al-sulfattillsatsen) tillsammans med fällnings-pH reducerar halten löst organiskt material enligt de kalibreringsparametrar som gäller för aktuell modellbeskrivning.

Reduktion av organiskt material har här enbart antagits ske över den kemiska fällningen. Det är också tänkbart i verkligheten att det sker en viss reduktion genom snabbfiltren försedda med granulerat aktivt kol respektive under behandlingen i långsamfilter. Dessa två senare eventuella reningsmekanismer har alltså inte medtagits i aktuell modellbeskrivning.

Den andra ”pH-justerings”-processen enligt processchemat i Figur 42 har använts för dosering av kalk före långsamfiltrering, mellanalkalisering. Också här är verklig dosering okänd. Doseringen är bestämd av Weasel med ett konstant börvärde för pH på 6.9.

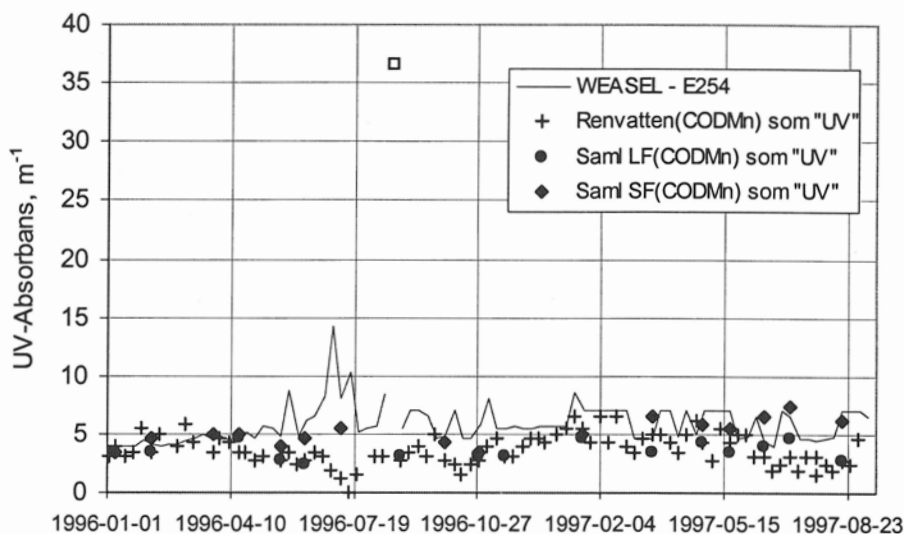
Den tredje ”pH-justerings”-processen har använts för beräkning av kalkdoseringen efter långsamfiltrering. Doseringen är bestämd av Weasel med varierande börvärden för pH enligt driftjournaler, i början av simuleringsperioden pH 8.3 samt i slutet pH 8.6.

I samtliga fall där reglering av kalktillsatsen utnyttjats har en förenklad regleringsrutin använts (det finns också en mer komplicerad reglering av PID-typ). Detta har gjorts för att beräkningarna skulle gå snabbare, men innebär viss risk att regleringen blir mindre effektiv speciellt om stora förändringar krävs, eftersom den förenklade regleringen innebär att doseringen ändras i små konstanta steg oberoende av är-värdets avstånd från bör-värdet.

### 3.3.2.4 Resultat

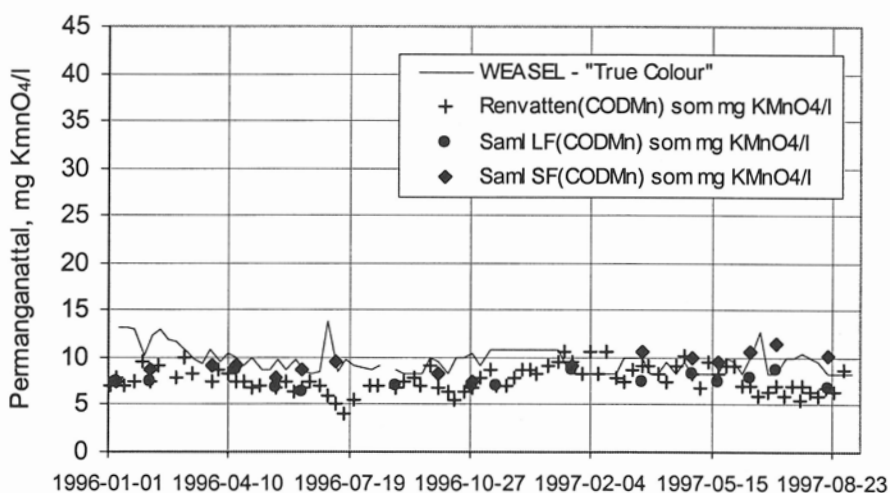
Beräkningsresultaten visar att den förenklade regleringen i stort sett fungerat väl. Det beräknade fällnings-pH har under hela simuleringsperioden legat i ett snävt intervall runt pH 6.40, likaså pH efter mellanalkalisering - nära pH 6.9. Däremot uppvisar pH-variationerna efter slutalkaliseringen en något större tröghet och därmed en viss avv-

kelse från börvärdet. Efter CO<sub>2</sub> dosering (före fällning) visar beräkningarna att pH alltid är större än ca 6.7.



**Figur 44** Jämförelse mellan modellberäknad resthumushalt (Weasel, "UV-modell") och analyserade värden (omräknade från COD<sub>Mn</sub>) för renvatten, samlat långsamfiltrat samt samlat snabbfiltrat.

I Figur 44 visas utfallet av beräknad reduktion av organiskt material, "som UV-absorbans" och i Figur 45 baserat på COD<sub>Mn</sub> (omräknat till permanganattal). Samtliga tillgängliga analyser av samlat snabbfiltrat, samlat långsamfiltrat och renvatten har (efter omräkning) lagts in i figurerna för jämförelse med modellresultatet. Båda modellerna är mycket känsliga (överkänsliga) för plötsliga större förändringar i råvattensammansättning (aug 1996). En avvikande punkt är markerad i Figur 44 resp borttagen i Figur 45.

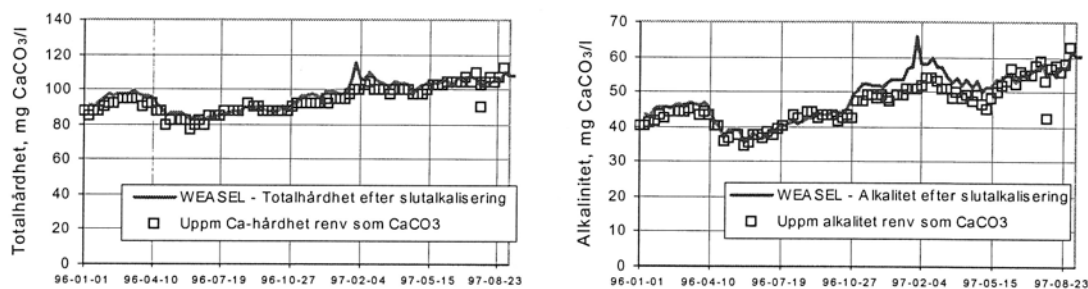


**Figur 45** Jämförelse mellan modellberäknad resthumushalt (Weasel, "Färg/Permanganattals-modell") och analyserade värden för renvatten, samlat långsamfiltrat samt samlat snabbfiltrat (omräknade från COD<sub>Mn</sub> till mg KMnO<sub>4</sub>/l).

Den empiriska omräkningen från  $COD_{Mn}$  till förmodad UV-absorbans fungerar uppenbarligen dåligt för låga värden på  $COD_{Mn}$ , se tex 1996-07 för "samlat långsamfiltrat" i Figur 44, vilket resulterat i en period med orimligt låga absorbansvärden.

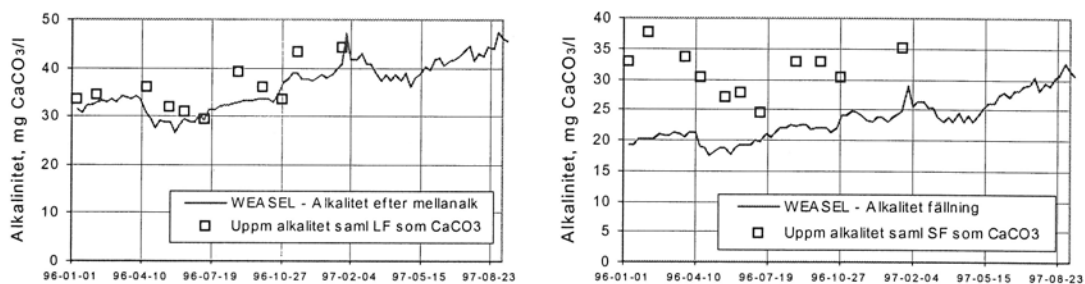
Ofrånkomligt "brus" i indata samt i mätdata för behandlat vatten gör att det är svårt att varken kategoriskt bekräfta eller förkasta dessa generella modeller för humusreduktion. Generellt kan kanske vissa analysvärden ifrågasättas eftersom det inte finns någon rimlig anledning att renvattenanalyserna, som är fallet speciellt sommartid, skulle uppvisa så pass mycket lägre humushalter än t ex samlat långsamfiltrat. Det är svårt att, både baserat på mätdata och modellresultat, se någon effekt på humusreduktionen av den alkalinitetshöjning som infördes från oktober 1996.

I Figur 46 visas beräknad totalhårdhet resp alkalinitet hos utgående renvatten jämfört med analyserade värden. Sett över hela behandlingsprocessen är överensstämmelsen alltså mycket god för dessa parametrar, bortsett från en kortare period runt februari 1997, vilket är en reaktion på en plötslig pH-minskning hos råvattnet, se Figur 43, vilket får vissa följdverkningar på grund av en "trög" reglering i slutalkaliseringssteget som nämnts tidigare.



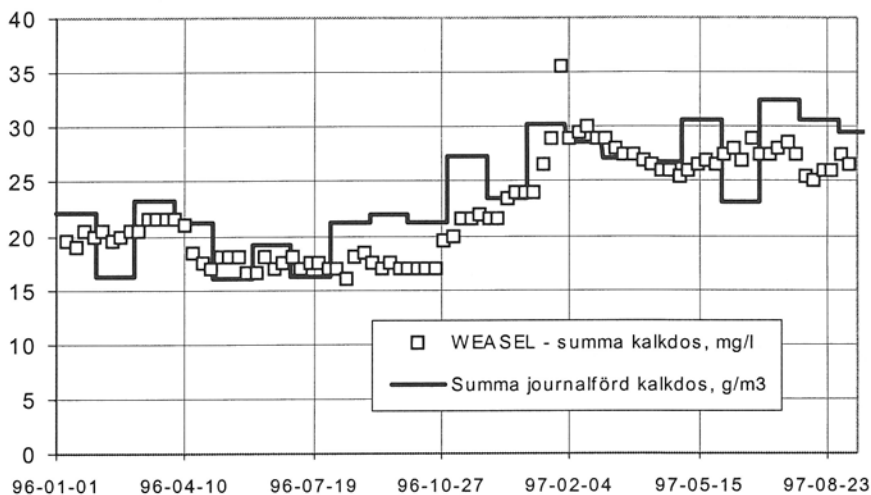
**Figur 46** Jämförelse mellan analyserade och modellberäknade analysvärden för utgående renvatten med avseende på a) totalhårdhet och b) alkalinitet. Borgs vattenverk 1996-97

I Figur 47 har analyser av alkaliniteten under tidigare behandlingssteg jämförts med modellberäknade värden. Taget i omvänd ordning, verkar överensstämmelsen för samlat långsamfiltrat vara god, medan detta inte är fallet för samlat snabbfiltrat. Detta måste tolkas så, att antingen har provet för samlat snabbfiltrat fått en del av kalkdosen från mellanalkaliseringen eller också är beräkningsförutsättningen för regleringen av kalkdosen för fällnings-pH felaktig, att i verkligheten ett högre värde varit fallet än pH 6.4 som förutsatts vid beräkningarna.



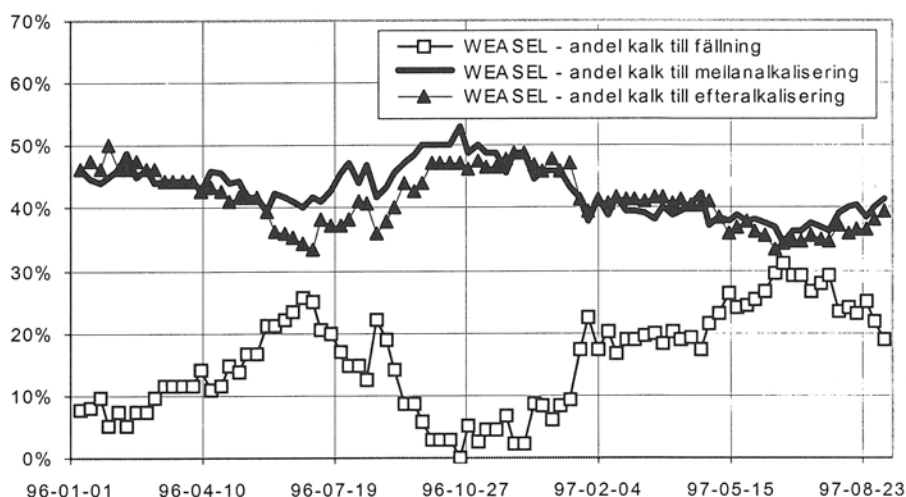
**Figur 47** Jämförelse mellan analyserade och modellberäknade analysvärden för alkalinitet efter mellanalkalisering resp före (efter snabbfiltrering). Borgs vattenverk 1996-97

I Figur 48 jämförs den totala kalkdoseringen över alla behandlingssteg, som Weasel beräknat med månadsvis journalförd kalkförbrukning vid vattenverket. Den senare uppgiften har används eftersom den av vattenverkspersonalen bedöms som en säkrare uppskattning av kemikalieåtgången än värden med högre upplösning.



**Figur 48** Jämförelse mellan total modellberäknad kalkdosering (pH-justering fällningssteg + mellanalkalisering + slutalkalisering) och månadsvis summa av journalförd kalkdos. Borgs vattenverk 1996-97

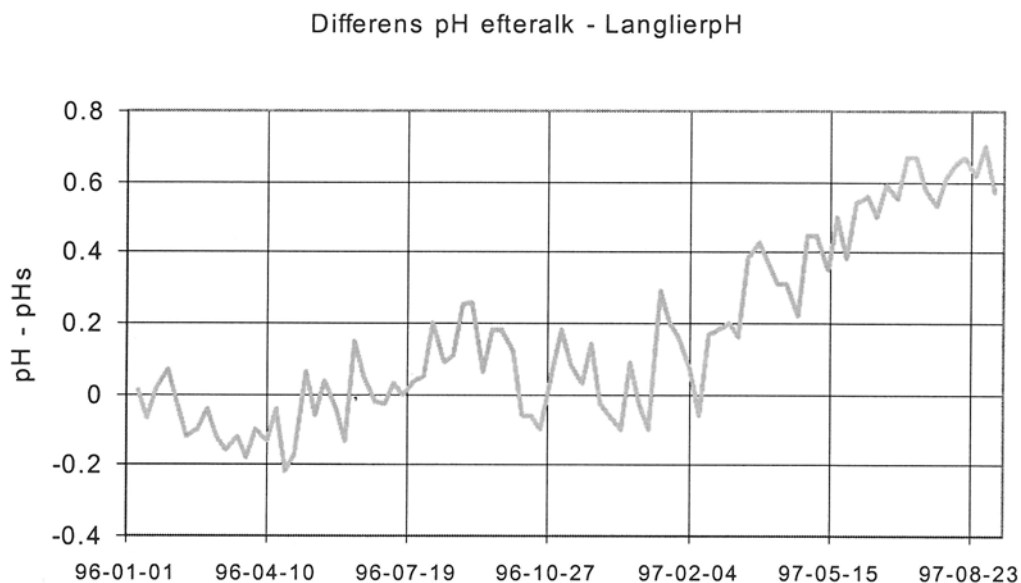
I beräkningsresultaten finns också hur kalkdosen är fördelad till olika behandlingssteg och hur denna fördelning varierar (Figur 49), vilket endast finns en översiktlig uppfattning om på vattenverket. Resultaten gäller under angivna beräkningsförutsättningar. Har t ex tillämpat fällnings-pH inte, som förutsatts, varit konstant ca pH 6.4 kan en annan fördelning erhållas.



**Figur 49** Beräknad fördelning av total kalkdos mellan olika alkaliseringssteg.

Variationerna i fördelning av kalkdosen är en kombinerad funktion av variationer i råvattnets alkalinitet och pH samt uppstarten av CO<sub>2</sub>-dosering före fällningen under oktober 1996.

Resultaten antyder att det behandlade vattnet med tiden ur kalkmättnadssynpunkt kan karakteriseras som allt mer kalkutfällande, Figur 50. Detta beror inte bara på tillämpad alkalinitets/hårdhetshöjning utan också på ett ökat börvärde för renvatten-pH från 8.3-8.4 till pH 8.6 från och med februari 1997. Några observationer med anledning av problem orsakade av dessa egenskaper finns dock inte rapporterade.



**Figur 50** Differensen mellan pH efter slutalkalisering och Langlier-pH (pHs, pH vid kalk-kolsyra-jämvikt och oförändrad Ca-halt). Positivt värde indikerar ett kalkutfällande vatten.

### 3.3.2.5 Diskussion

Weasel har i denna tillämpning visat sig väl kunnat reproducera enkla kemiska samband som alkalinitetshöjning och pH-justering. Beskrivningen av den kemiska fällningen är inte helt bra och får betraktas som mer eller mindre kvalitativ, av två skäl:

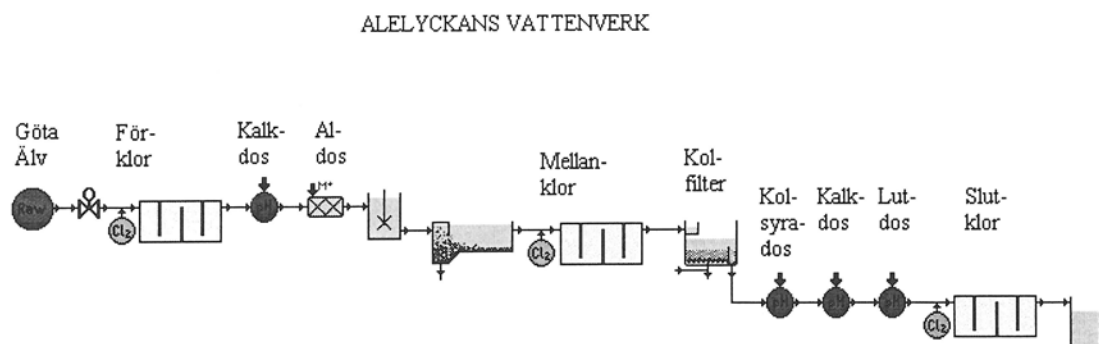
- Modellbeskrivningen är för känslig för förhållanden som inte helt överensstämmer med de optimala.
- COD<sub>Mn</sub> är som enda mått på organisk substans ingen bra indikator.

Processbeskrivningar generellt är dock flexibla och går att anpassa till skiftande driftvillkor och förutsättningar. Dessa kan förändras relativt enkelt för tester av alternativa processkonfigurationer.

## 3.4 Alelyckan, Göteborg

### 3.4.1 Processbeskrivning

I nedanstående figur visas en processbild för Alelyckans vattenverk.



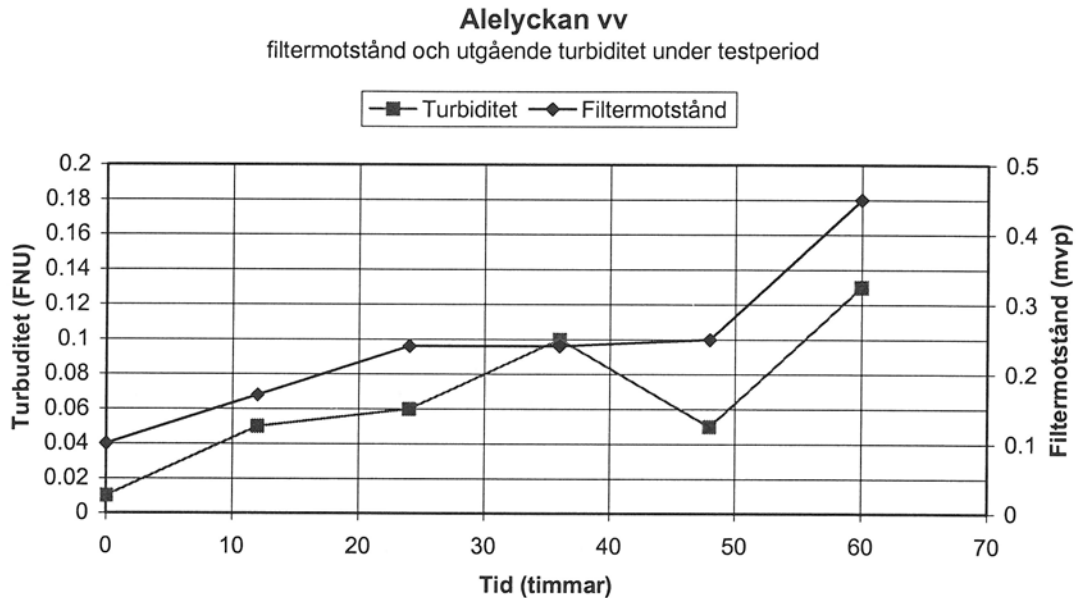
**Figur 51** Processchema för Alelyckans vattenverk med följande behandlingssteg: pH-justering med kalkvatten, kemisk fällning, sedimentering, klorering, filtrering genom kolfilter, dose-ring av kolsyra och lut, pH-justering med kalkvatten, klorering

Råvattnet hämtas från Göta Älv via intaget vid Lärjeholm. Ett antal kvalitetsparametrar mäts on-line vid intaget och vid flera uppströms belägna mätstationer. Om vissa gränsvärden överskrids stängs intaget och råvatten tas från Delsjön till vilken det normalt pumpas vatten från älven. Råvattnet pumpas till en blandsnäcka där kalkvatten doseras. Dosen regleras mot ett börvärde på pH 9.8 vilket erfarenhetsmässigt ger ett fällnings-pH på 6.5. Vattnet fördelas på sex system, vardera med sex st flockningskammare. Al-sulfat doseras flödesproportionellt med en manuellt inställd dos. Fyra av sedimenteringsbassängerna är av typ vändbassäng (Lovö) och två är av typ flervåningsbassäng (Fischerström). Dekantatet samlas i tre st ledningar, kloreras och fördelas på 14 st dubbla snabbfilter med aktiverat kol. Till det samlade filtratet doseras lut och kolsyra flödesproportionellt. Därefter sker pH-justering med kalkvatten med hjälp av en regulator mot ett börvärde på pH 8. Utgående vatten kloreras med klorgas och natriumhypoklorit.

Det kan nämnas att ett fullskaleförsök med ozon för en del av verket håller på att installeras. Ozoneringen kommer att införas före filtreringen och för den aktuella delströmmen ersätta kloreringen på samma ställe. Det är inför denna ombyggnad som kloreringen har flyttats till denna punkt ifrån att tidigare ha skett på inkomande råvatten.

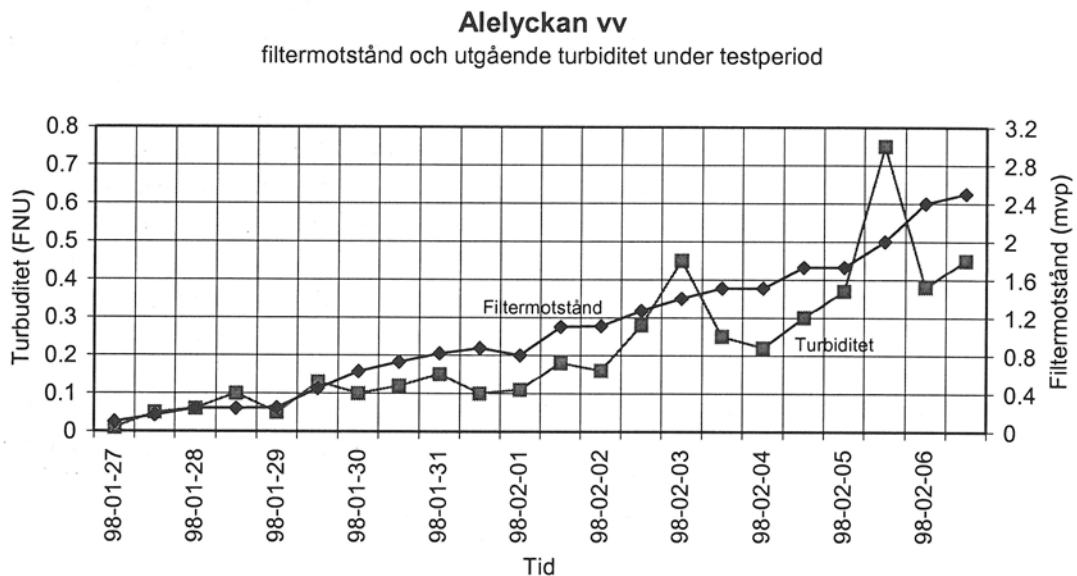
### 3.4.2 Detaljstudie av filterdrift

Kolfiltren har en area på  $2 \cdot 40 \text{ m}^2$  och en mäktighet på kolbädden på ca 1 m. Flödet över ett filter är normalt ca  $400 \text{ m}^3/\text{h}$  vilket ger en filterbelastning på  $5 \text{ m}^3/\text{h}$ . Normalt sett spolas filtren på tid efter 40 timmars drift. I Figur 52 visas hur turbiditet och tryckfall utvecklas med tiden under en normal driftcykel.



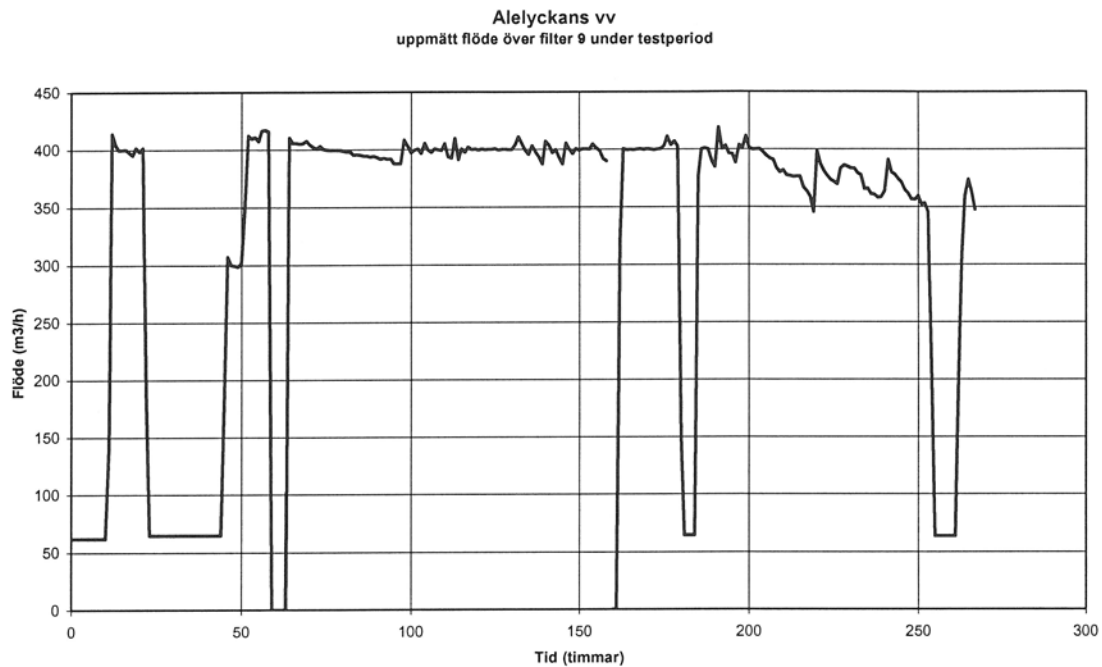
Figur 52 Tryckfall och turbiditet under testperiod, normal drifttid är 40 timmar.

Gångtiden har periodvis begränsats av bakterietillväxt i filtren. I samband med att förkloreringen ersatts av mellanklorering har dock problemen med bakterier minskat varför man nu kan tänka sig längre gångtider på filtren. För att studera effekten av längre gångtid inleddes ett försök 980127 med samtidig registrering av filtermotstånd och utgående turbiditet. Resultatet visas i Figur 53.



Figur 53 Filtermotstånd och turbiditet under testperiod

Flödet är nominellt 400 m<sup>3</sup>/h över ett filter. På grund av olika störningar varierade flödet en del under testperioden. Uppmätt flöde visas i Figur 54.



Figur 54 Uppmätt flöde över filter 9 under testperiod.

Utifrån kurvan med turbiditet och filtermotstånd samt angiven belastning har med hjälp av ett kalibreringsark för Weasel i Excel ett antal parametrar beräknats:

- Vidhäftningskoefficient                      0.016
- Hydraulisk konduktivitet                      0.03 m/s
- Filterkapacitet                                    7104 mg/l

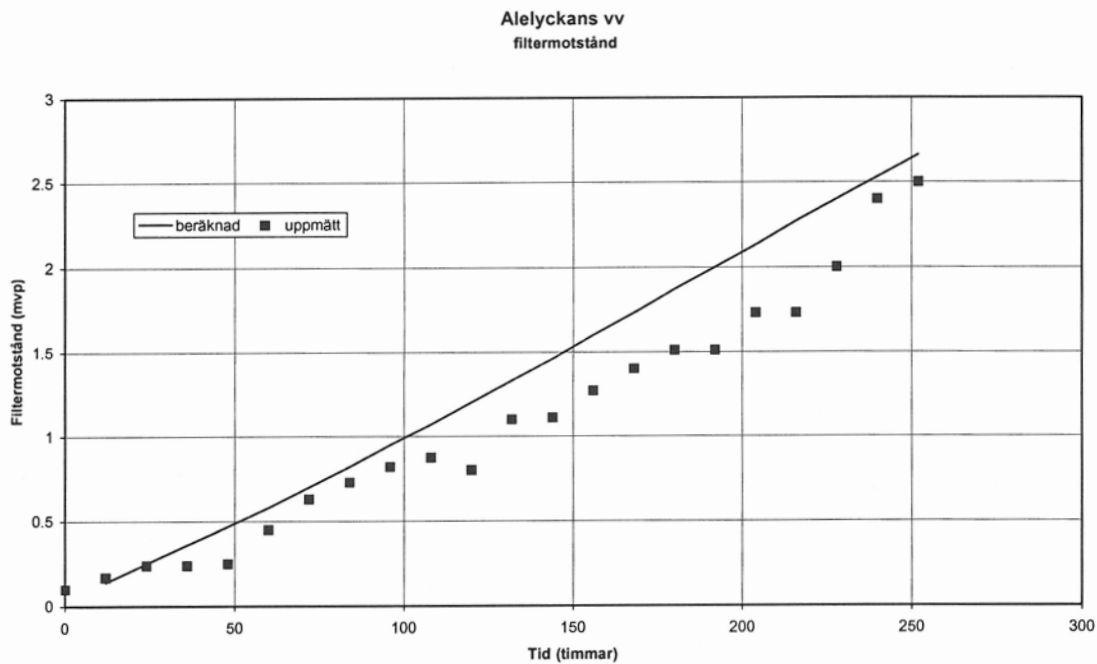
Dessutom har följande antaganden gjorts:

- Hålrumsandel                                      0.6
- Effektiv kornstorlek                              1.2
- Kornens rundhet                                    0.9

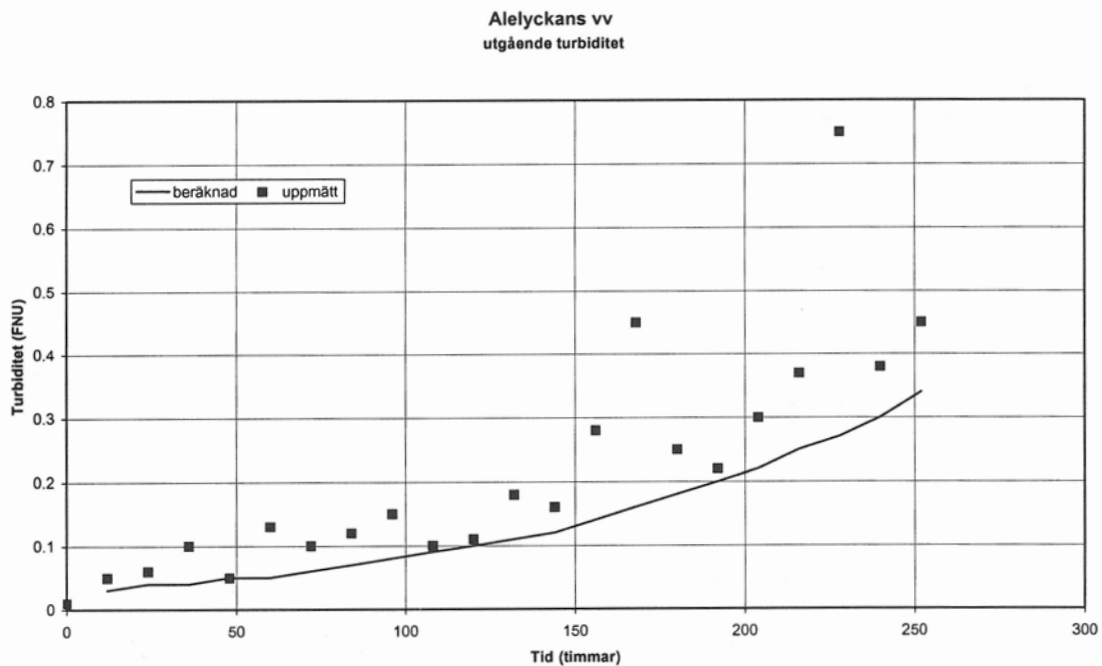
Inkommande turbiditet från sedimenteringen var ca 2 NTU under testperioden.

Med hjälp av ovan angivna värden har filtermotstånd och turbiditet beräknats i en modell. Beräknat och uppmätt filtermotstånd under testperioden visas i Figur 55. Beräknat och uppmätt utgående turbiditet under testperioden visas i Figur 56.





**Figur 55** Beräknat och uppmätt filtermotstånd

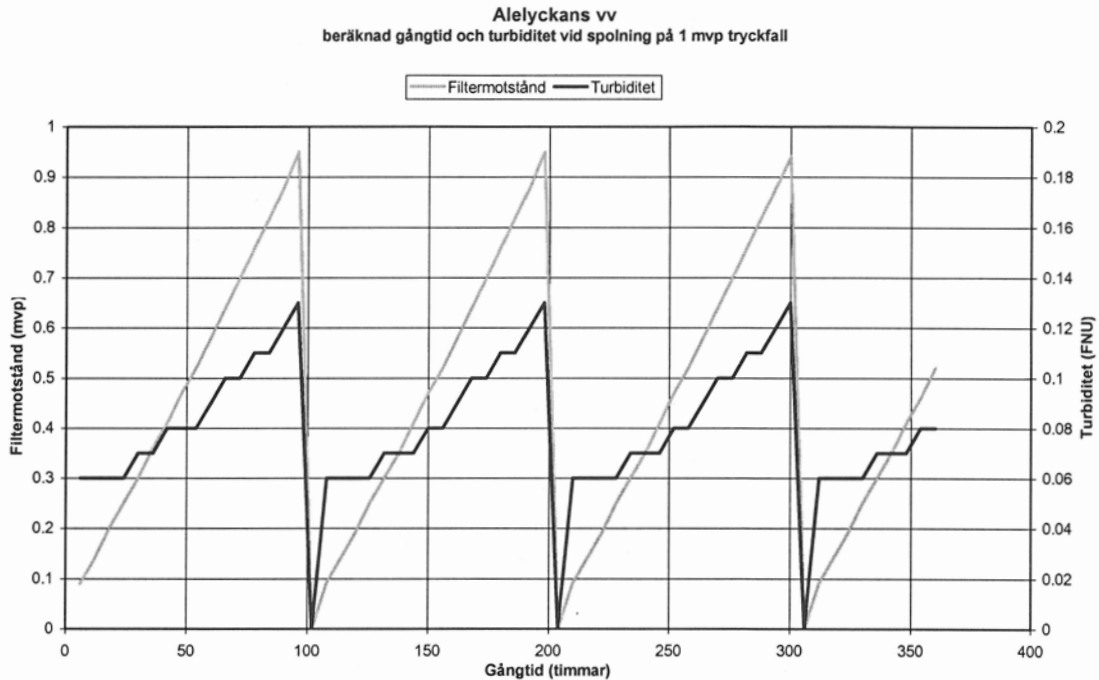


**Figur 56** Beräknad och uppmätt utgående turbiditet

Beroende på det varierande flödet över testperioden är det svårt att få en exakt överensstämmelse mellan mätningar och beräkningar. Det är självklart en fördel om man kan hålla så konstanta förhållanden som möjligt under en testperiod.

Vid backspolning kunde man observera att luft hade samlats i filtret. Detta var nu inte så konstigt eftersom man har 2.5 m vatten till filterbotten i tillgänglig tryckhöjd. Vid periodens slut uppgick filtermotståndet eller tryckfallet till 2.5 mvp vilket är på gränsen till undertryck och ger förutsättningar för luftansamling i filtret.

Om vi med ledning av den kalibrerade modellen vill beräkna gångtiden för ett filter som ska spoljas vid 1 mvp i filtermotstånd görs nu detta enkelt med befintlig modell. Vi kan lägga till spolningsförloppet som på Alelyckan utförs med 500 m<sup>3</sup>/h i 5 minuter och därefter 1200 m<sup>3</sup>/h i 15 minuter. Resultatet visas i Figur 57.



Figur 57 Beräknad gångtid och turbiditet vid spolning på 1 mvp tryckfall.

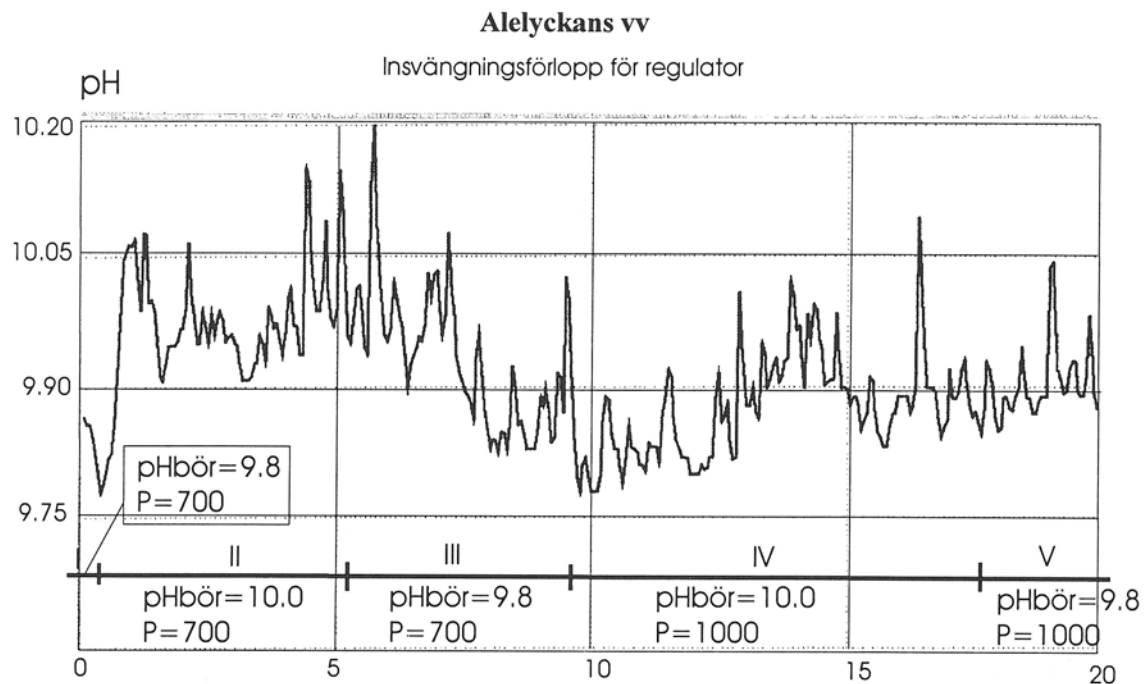
Som framgår av figuren kommer gångtiden att bli knappt 100 timmar och en maximal utgående turbiditet på 0.13 FNU vid en filterdrift som baseras på spolning vid 1 mvp filtermotstånd.

### 3.4.3 Detaljstudie av regulator för pH-justering

För att kunna testa regulatorfunktionen i Weasel har ett verkligt förlopp mätts upp. Inkommande råvatten pH-justeras med hjälp av kalkvatten mot ett börvärde på ca 9.8, detta kräver en dos på ca 6-8 mg CaO/m<sup>3</sup>. Doseringen sker genom att en frekvensstyrd pump varvtalsregleras med hjälp av regulatorn som jobbar mot inställt börvärde med ledning av registrerat mätvärde före fällningssteget. Regulatorn som är av typ Hartman & Brown arbetar som en PI-regulator med P-värdet normalt inställt på 700 och I-tiden 200 s. I Figur 58 visas hur mätvärdet varierar med tiden.

I diagrammet är redovisat vilket börvärde och P-värde som gäller för de olika perioderna. Syftet var att kunna studera hur insvängningsförloppet påverkas av en förändring av börvärdet vid olika regulatorparametrar. Vid tiden 1 minut ändrades börvärdet från 9.8 till 10.0 med P-värdet inställt på 700. Efter ett snabbt svar och en insvängningstid på ca 3 minuter stabiliserar sig mätvärdet runt börvärdet. Det naturliga bruset är dock relativt stort i förhållande till de små förändringar som kunde tillåtas för försöket. Vid 6 minuter ändrades börvärdet tillbaka till pH 9.8, efter en insvängningstid på ca 3 minuter var mätvärdet ånyo ganska stabilt runt börvärdet.

Vid 9 minuter ändrades P-parametern till 1000 och börvärdet till pH 10.0. Vid detta P-värde blev reaktionen långsammare och efter 8 minuter hade mätvärdet knappast nått upp till det nya börvärdet. Testet visar två saker, dels att med ett P-värde på 700 kan en förändring med 0.2 pH-enheter klaras utan att systemet kommer i självsvängning, dessutom visas att P-värdet på 1000 ger en långsammare respons, dvs en svagare förstärkning, än P-värdet på 700. Enligt uppgift motsvarar P-värdet 700 en förstärkning på  $1/7=0.15$  och P-värdet 1000 en förstärkning på  $1/10=0.1$ .



**Figur 58** Uppmått insvängningsförlopp för regulator för pH-justering, tid i minuter.

I Weasel har en simulering med följande förutsättningar gjorts:

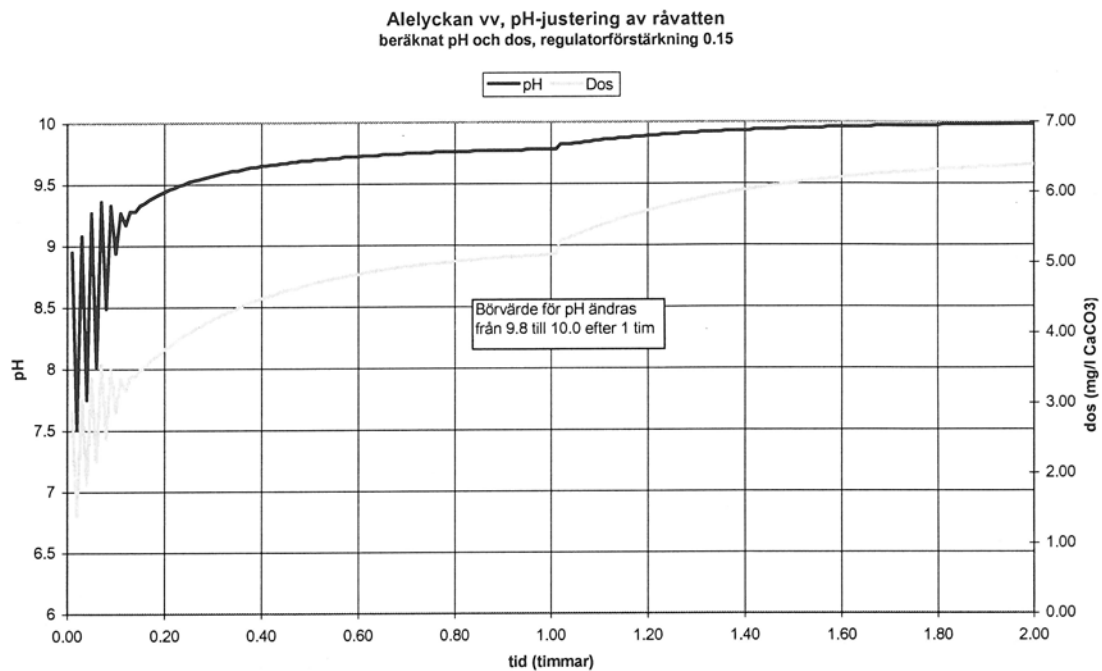
- Alkalinitet 14 mg/l  $\text{CaCO}_3$  (17 mg/l  $\text{HCO}_3$ )
- Hårdhet 25 mg/l  $\text{CaCO}_3$  (10 mg/l CaO)
- PH 7.1
- Temperatur 6 gr C
- Konduktivitet 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$
- Flöde 3600  $\text{m}^3/\text{h}$

Dosering med  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  i Weasel, mäts som CaO på verket

- Regulatorns parametrar
 

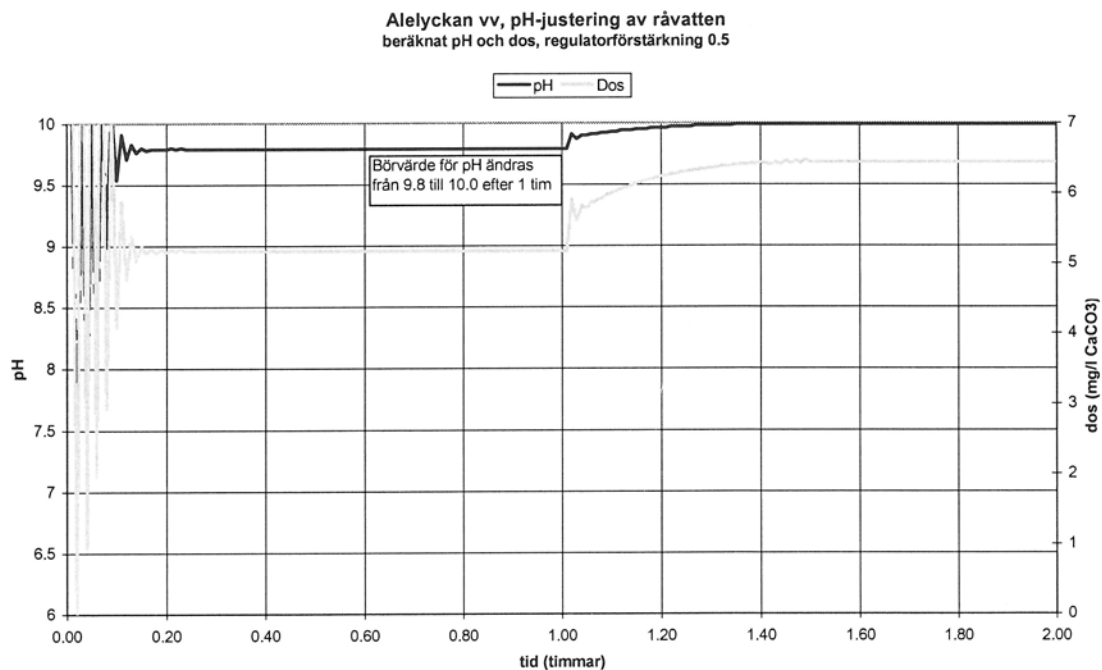
G	0.15 (1/7)
I	200 s
D	ej använd
- Beräkningstidssteg 0.01 tim

Med ovanstående förutsättningar blir beräkningsresultatet enligt Figur 59.



**Figur 59** Justering av pH med regulator med förstärkning 0.15.

Som framgår av Figur 59 tar det nästan 1 timme för regulatorn att ställa in sig med de parametrar som använts. Med samma värden som ovan men med en förstärkning på 0.5 blir resultatet enligt Figur 60. Med den större förstärkningsfaktorn ställer regulatorn in sig betydligt snabbare. I det senare fallet tar det ungefär 0.4 timmar (24 minuter) vilket kan jämföras med den första förändringen i Figur 58 (mätningen) där det nya börvärdet uppnås efter ca 5 minuter.

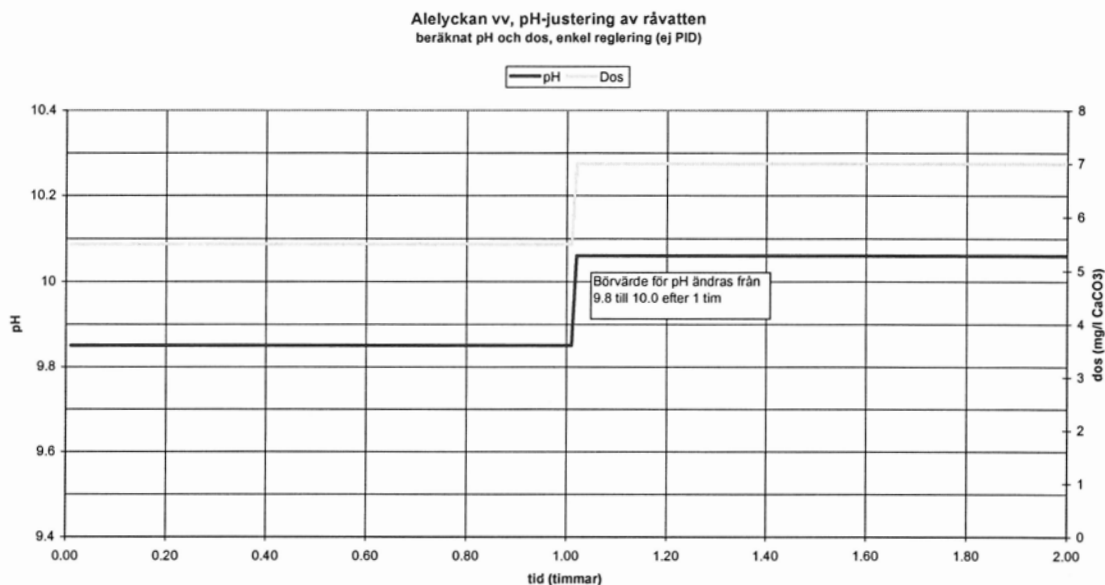


**Figur 60** Justering av pH med regulator med förstärkning 0.5.

Jämförelsen mellan mätningar och beräkningar visar väl på åtminstone två olika slutsatser. För det första är det svårt att få ett representativt mätvärde på pH i det aktuella pro-

cessavsnittet, bruset i mätsignalen är större än de småskaliga variationerna under insvängningsförloppet, dock kan man se när absolutnivån har uppnåtts. För det andra är det nog svårt att exakt beskriva en specifik regulators funktion mha de tre reglerparametrarna P, I och D. Mjukvarumässiga regulatorer, som det är frågan om, kan även skilja sig åt i uppbyggnad av beräkningsalgoritmen.

Om vi använder den förenklade regleringen som är beskriven i kapitel 2.3.18 men i övrigt samma förutsättningar som för Figur 60 ovan blir resultatet enligt Figur 61.



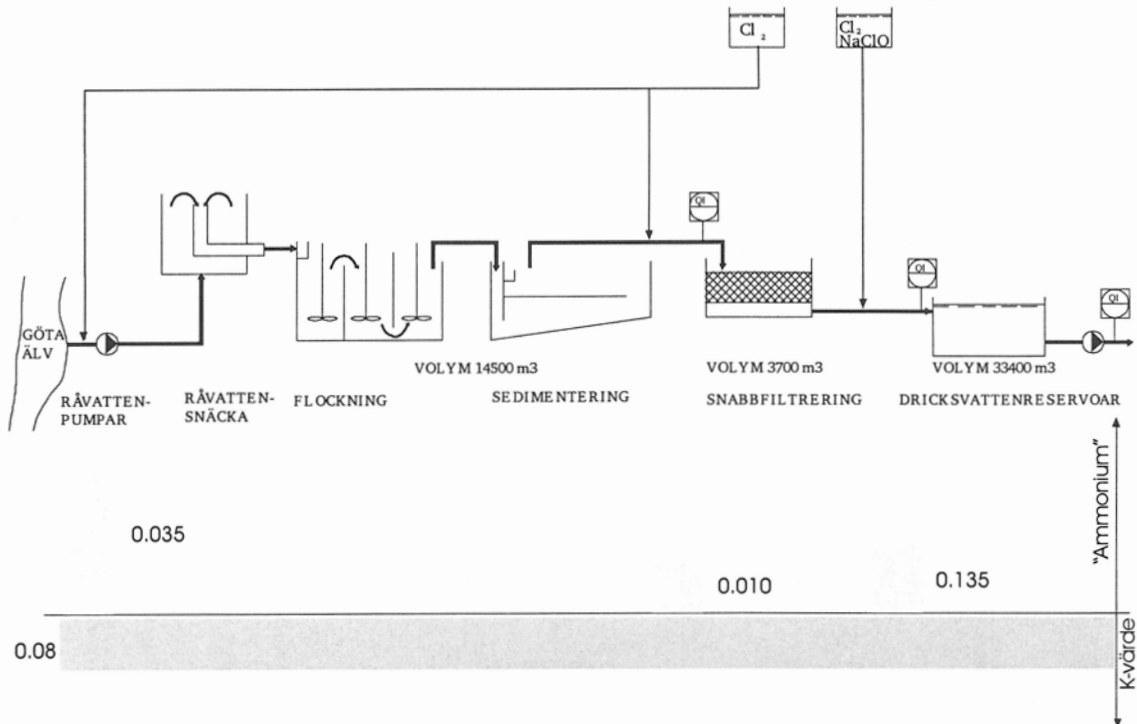
Figur 61 Justering av pH med enkel reglering.

Som framgår av Figur 61 träffar den enkla regleringen inte börvärdet exakt. Vid ändring av börvärdet vid 1 tim sker anpassningen snabbt. Dock ligger värdet för högt både före och efter förändringen. Före förändringen är börvärdet 9.80 och ärvärdet 9.85, efter förändringen är börvärdet 10.00 och ärvärdet 10.06.

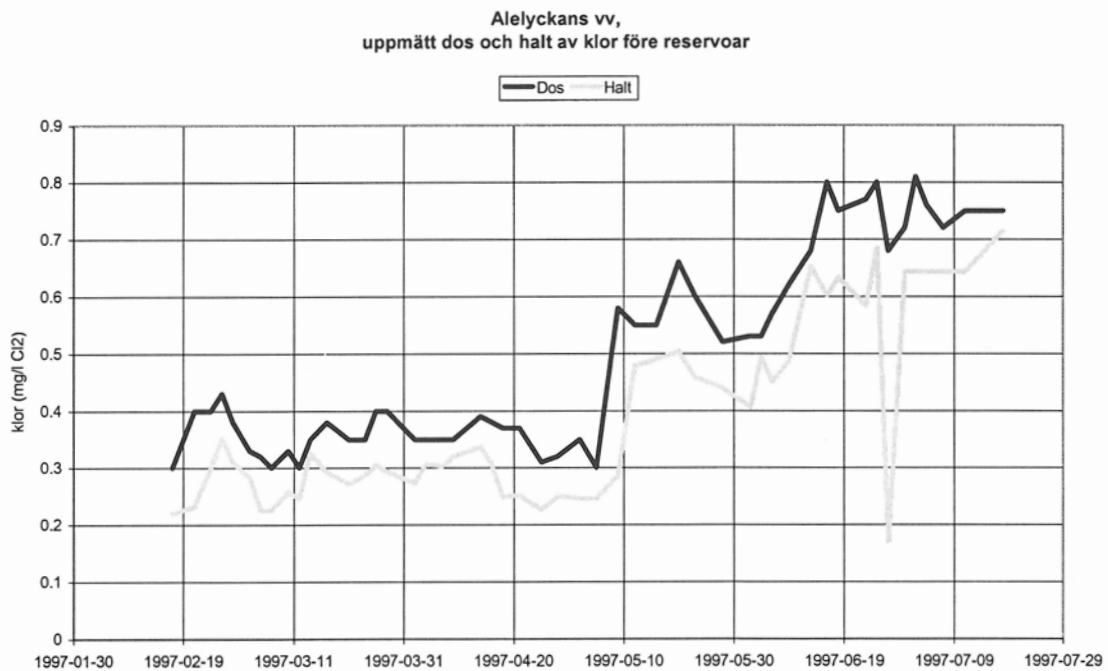
Sammanfattningsvis ser vi att reglerfunktionen med PID i Weasel fungerar på ett bra sätt med goda möjligheter att få en exakt reglering och även att relativt väl beskriva en befintlig regulator. Den enkla formen av reglering förefaller överdriva doseringen så att ärvärdet alltid ligger på "rätt" sida om börvärdet. Detta intryck har förstärkts i tillämpningsexemplen, se t.ex kapitel 3.2 om Görväln.

### 3.4.4 Detaljstudie av klorsystem

Fram till 971021 har man på Alelyckans vv tillämpat en förklorering. Dosering har skett flödesproportionellt med ett börvärde som har syftat till en resthalt i dekantatet på 0.15 mg/l. Efter nämnda datum är doseringspunkten flyttad till efter sedimentering före kolfilter. Reglering av dosen har dock skett på samma sätt som förut. Vidare sker dosering av klor till utgående dricksvatten före lågreservoaren med målet att utgående klorhalt ska vara 0.3 mg/l. Mätning av kloröverskott sker på ledning mellan sedimentering och filtrering (ett gott stycke efter nuvarande doseringspunkt), vid inloppet till lågreservoaren samt efter dricksvattenpumparna. I Figur 62 visas en schematisk bild över hur klorsystemet fungerar på Alelyckan med doseringspunkter och mätpunkter.



Figur 62 Kloreringssystem vid Alelyckans vattenverk

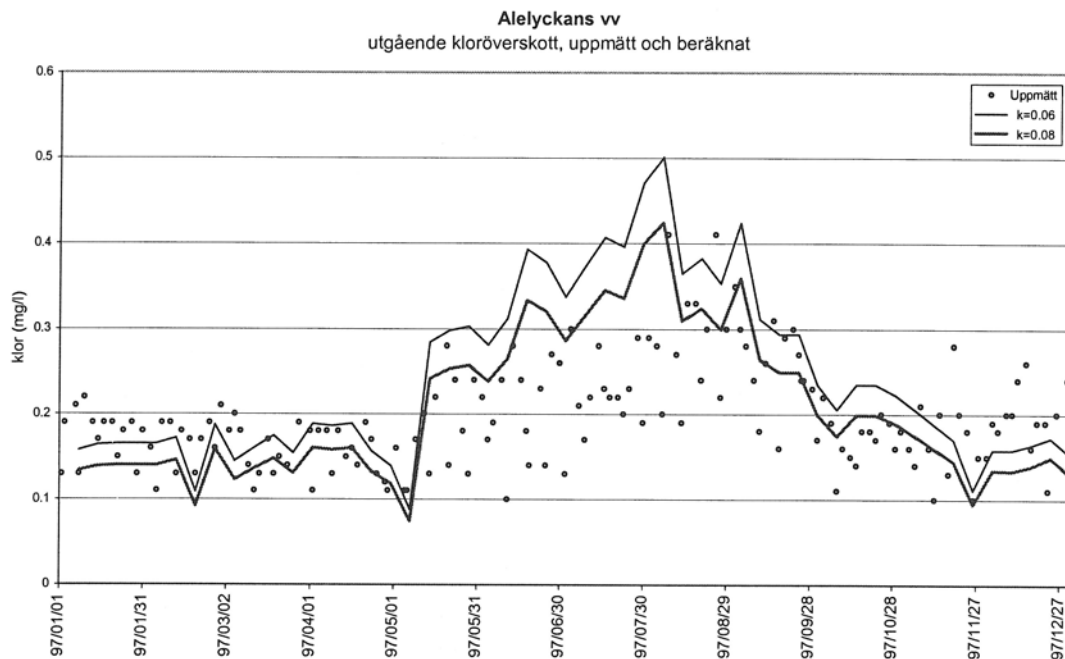


Figur 63 Uppmätt dos och halt av klor före dricksvattenreservoar.

Metodiken i Weasel för beräkning av klorets avklingning bygger på en initieff förlust kopplad till innehåll av ammonium samt en därefter tidsberoende nedbrytning. Den bästa delen av processen för kalibrering av en klor-modell på Alelyckan utgörs av slutkloreringen. Doseringen sker på en ledning och mätning av överskottet sker efter en viss transportsträcka, tillräcklig för god inblandning och initieff förlust. Mätningen sker även efter lågreservoaren där uppehållstiden normalt är ca 9 timmar. I Figur 63 visas uppmätt klordos och resthalt före lågreservoaren under 1997. Skillnaden mellan dos och resthalt före reservoaren har antagits motsvara ett mått på "ammoniumhalt", eller snarare ett

mått på alla ingående substanser som påverkar den initiella klorförbrukningen på denna plats i processen. I Weaselbeskrivningen finns angivet att förhållandet mellan initiell förlust och ammonium-koncentrationen är en faktor 7.6. Med hjälp av detta samband har därför för varje tidssteg en ammoniumhalt beräknats och införts i beskrivningen av dekantatet i Weasel. Den i Figur 63 redovisade skillnaden mellan dos och resthalt är alltså ett mått på den initiella förlusten. För tiden fram till 971021 har ett medelvärde på 0.0135 mg/l ammonium beräknats. I Weaselberäkningen har därefter olika tidskonstanter prövats för att få en så god överensstämmelse med den uppmätta restklorhalten i utgående dricksvatten efter reservoaren som möjligt. Avgörande för uppehållstiden i detta fall är flödet i förhållande till reservoarens volym.

I Figur 64 visas resultatet med två olika värden på tidskonstanten samt de uppmätta halterna av restklor. Som framgår av figuren blir resultatet med k-värdet 0.08 minst dåligt. Man kan konstatera att avvikelserna under den kalla respektive varma årstiden går i olika riktningar. Det ligger nära till hands att anta att inverkan av vattentemperaturen har betydelse för klorets tidsberoende avklingning, detta samband saknas i Weasel.

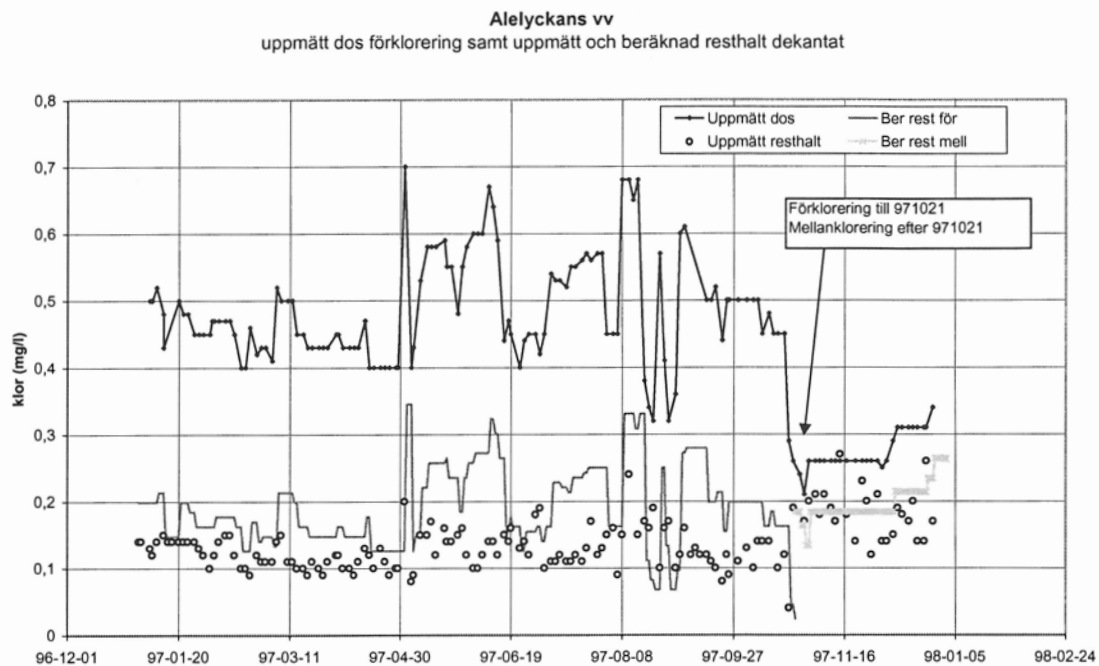


**Figur 64** Uppmätt och beräknat utgående kloröverskott.

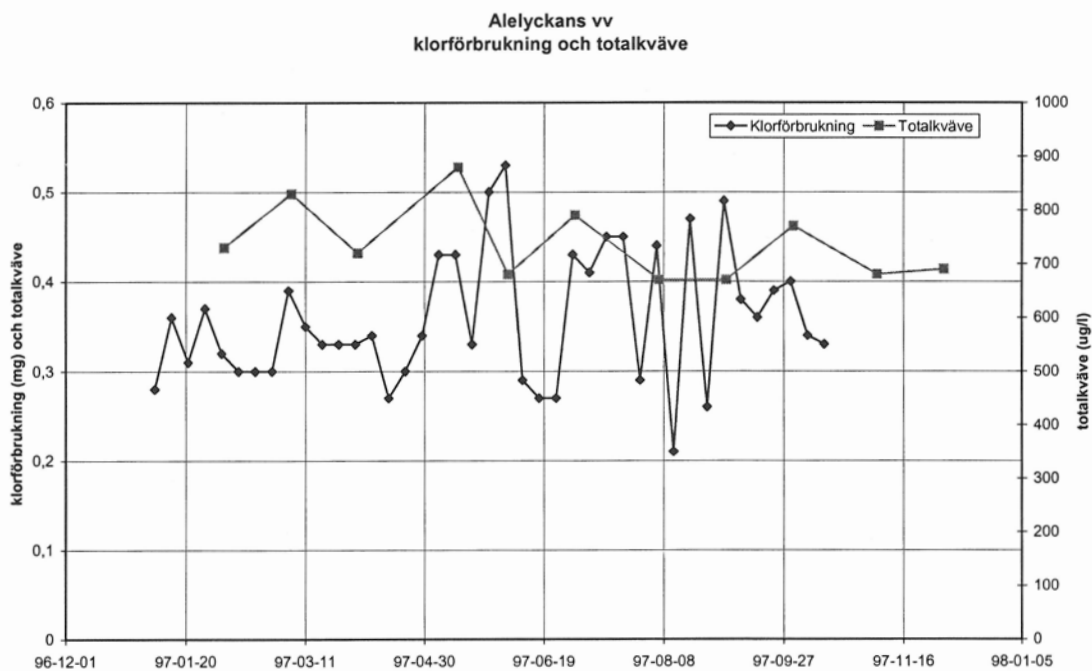
Förklorering tillämpades fram till 971021. Vid simulering av klorets nedbrytning har man här råvattnets klorförbrukande ämnen som ger en initiell förlust och den tidsberoende förbrukningen som är avhängig uppehållstiden i flockning och sedimentering. Med ledning av den utprovade tidskonstanten från slutkloreringen har en studie sedan gjorts av förkloreringen vilken flyttades till mellanklorering under 1997.

Under förkloreringen har initialförlusten varit beroende av råvattnets sammansättning. Den tidsberoende avklingningen har sedan bestämts av uppehållstiden i flocknings- och sedimenteringsbassänger vilken vid normal produktion är ca 4 timmar. I Figur 65 visas resultatet av en Weasel-beräkning med tidskonstanten 0.08 och "ekvivalent ammoniumhalt" på 0.035 mg/l för råvatten och 0.01 på dekantatet.

I Figur 62 visas också de beräknade "ammoniumhalterna" på olika platser i processen. Den tidsberoende avklingningen, K-värdet antages vara konstant genom hela verket.



**Figur 65** Alelyckans vv, uppmätt dos för/mellanklorering

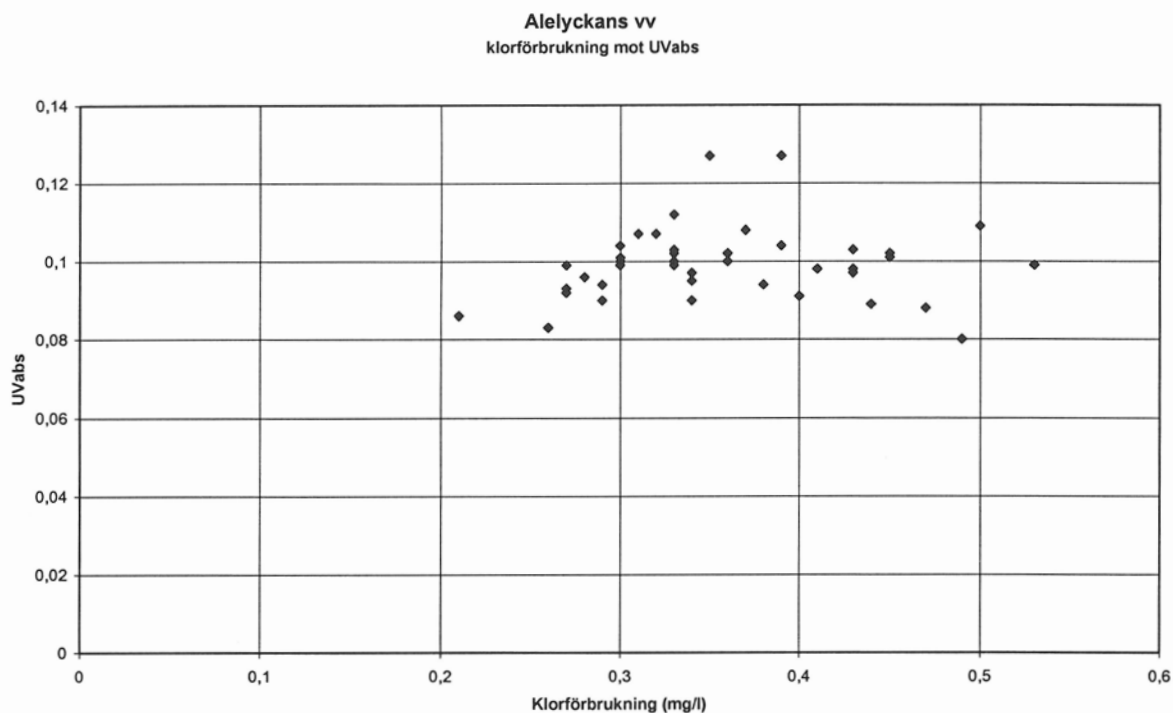


**Figur 66** Uppmätt klorförbrukning mellan råvatten och dekantat samt uppmätt halt totalkväve i råvattnet.

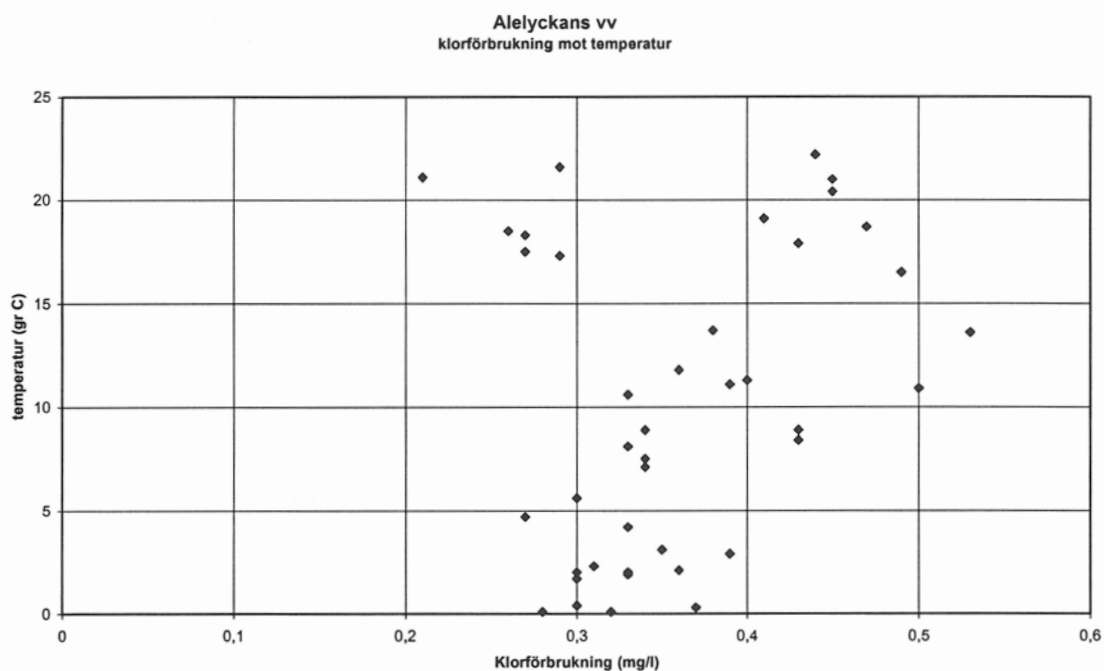
Den initiella förbrukningen i Weasel är som tidigare nämnts proportionell mot ammoniumhalten. I råvattnet är denna halt under detektionsgränsen på 50 µg/l för samtliga analyser under 1997. Det är därför svårt att bedöma relevansen i att beräkna klorförbrukningen som funktion av ammoniumhalten. Totalkvävet, som uppgår till mätbara halter i råvattnet, uppvisar en viss variation över året. Dock görs denna analys vid ett mindre antal tillfällen per år, varför en jämförelse med klorförbrukningen blir lite haltande. I Figur 66 visas variationen för dessa båda parametrar. I Figur 67 och Figur 68 visas klorförbrukningen som funktion av UV-absorbans och temperatur. Som framgår



av dessa figurer är korrelationen inte särskilt tydlig. Förmodligen finns ingen enstaka parameter som kan användas för beräkning av klorförbrukning.



**Figur 67** Uppmätt klorförbrukning som funktion av uppmätt UV-absorbans.



**Figur 68** Uppmätt klorförbrukning som funktion av uppmätt temperatur.

Efter en modifiering i Weasel är det möjligt att få med en resthalt av klor från en klor-tonktaktbassäng till nästa. I detta fall med Alelyckans vattenverk har man dock konstaterat att resthalten klor efter kolfiltren är så gott som noll.

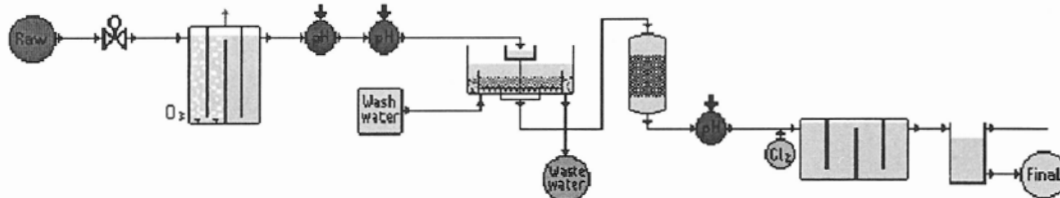
Sammanfattningsvis kan sägas att metodiken i Weasel med en initiell klorförlust, en tidsberoende nedbrytning och en resthalt till nästa steg utgör grundförutsättningarna för en simulering. Att koppla den initiella klorförlusten till ammoniumhalten innebär att all ammonium måste förbrukas innan något kloröverskott kan gå vidare till nästa steg. Detta innebär också att någon initiell klorförbrukning inte borde ske vid senare steg i processen, vilket motsäger resultatet av modelleringen av Alelyckan. De låga ammoniumhalter som blir resultatet av modelleringen ligger under detektionsgränsen vilket gör att det blir en fiktiv parameter.

Det skulle vara önskvärt att kunna beskriva den initiella klorförbrukningen på något annat sätt, kopplat mot relevanta parametrar. De försök som gjorts i detta kapitel med koppling mot totalkväve, organiskt innehåll mätt som UV-absorbans eller temperatur visar inte på något tydligt samband.

## 3.5 Partille

### 3.5.1 Processbeskrivning

I nedanstående figur visas en Weasel-baserad processbild för Partille vattenverk.



Figur 69 Processchema för Partille vattenverk med följande behandlingssteg: ozoninblandning, tillsättning av kalk och kolsyra, sandfiltrering, tillsättning av soda, kolfiltrering och desinfektion.

Processen kan beskrivas enligt följande:

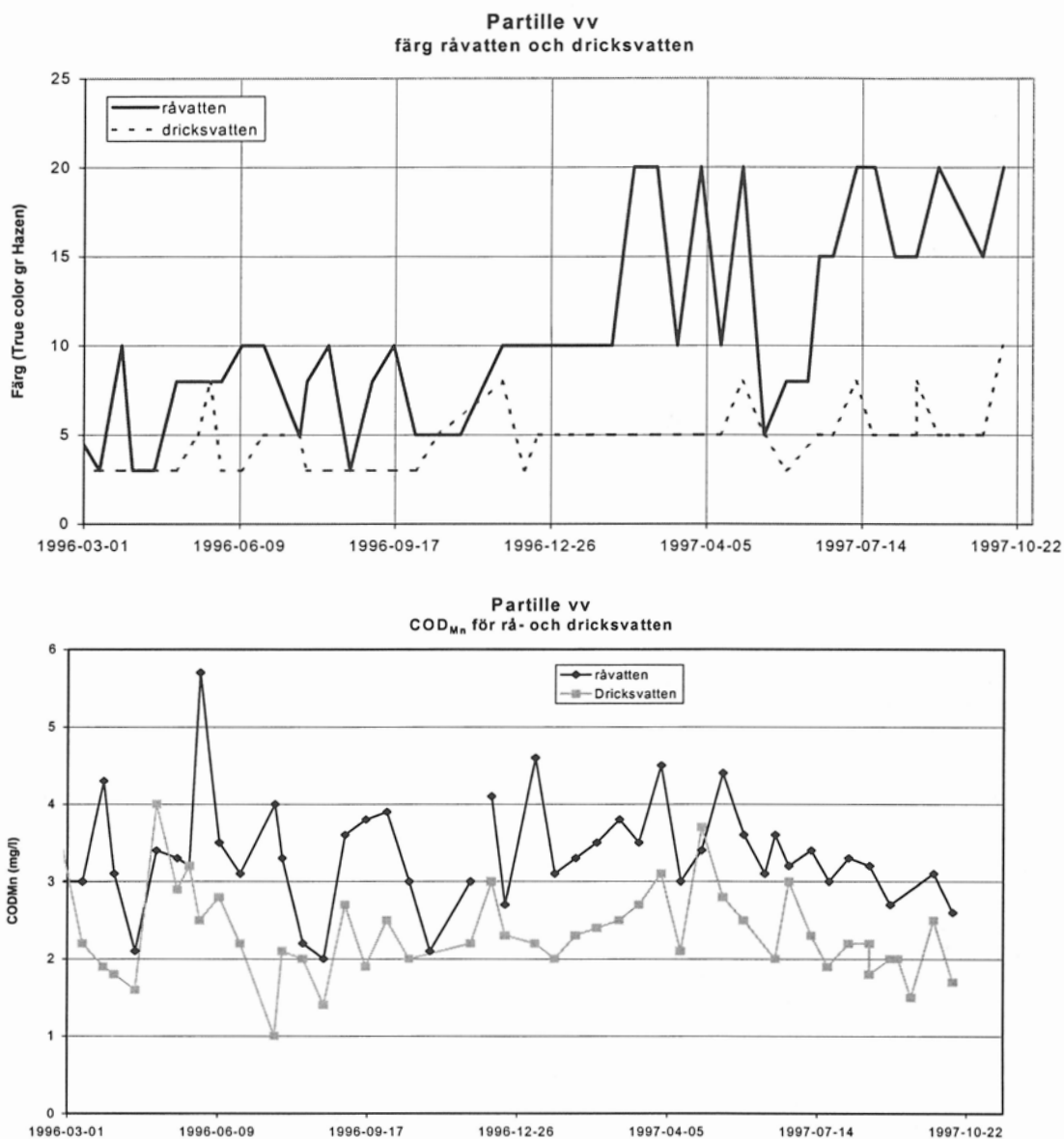
Råvatten hämtas från Kåsjön, med intaget på 5 eller 22 meters djup. Årsproduktionen vid vattenverket är ca 2 milj m<sup>3</sup>, med en maximal kapacitet på 2,6 milj m<sup>3</sup> (300 m<sup>3</sup>/h). Inkommande råvatten till vattenverket leds till en ozonanläggning där 2-5 mg/l O<sub>3</sub> tillsätts, normalt 3.5 mg/l. Ozonanläggningen är flödesstyrd och består av tre ozonaggregat med en kapacitet på 550 g/h O<sub>3</sub> vardera.

Vattnet alkalinitets- och hårdhetshöjs därefter med kalk och kolsyra, 18 respektive 25 mg/l, innan det filtreras i två steg. Doseringen av kolsyra är flödesstyrd och doseringen av kalk styrs av flöde och råvattnets pH-värde. Filtrering sker först i sex snabbsandfilter, med en total yta på 25 m<sup>2</sup>, och därefter i fyra kolfilter, total yta 60 m<sup>2</sup>. Spolning av sandfiltren styrs av tryckfall och gångtid. Kolfiltren spolas var 5-6:e timme och kolet planeras att regenereras eller bytas efter ca 4-5 års drift.

Slutjustering av pH-värdet och desinfektion görs efter kolfiltren vid inloppet till en gemensam kontaktbassäng. För pH-justeringen används soda (natriumkarbonat). Periodvis har höga manganhalter uppmätts på råvattnet och då kan soda doseras även före kolfiltren så att dessa bättre frångiljer mangan. Desinfektion sker med natriumhypoklorit.

### 3.5.2 Råvatten och behandlingsresultat

I nedanstående figur visas några exempel på hur råvattenkvaliteten och dricksvattenkvaliteten varierade över perioden 960301-971013. Med tanke på de aktuella behandlingsstegen ozon och kolfilter har parametrar för innehåll av organiskt material valts.



Figur 70 Färg och COD<sub>Mn</sub> i råvatten och dricksvatten under perioden 9603 till 9710.

I det övre diagrammet i figuren visas färgvärdet i rå- och dricksvattnet. Enheten är "True Colour Hazen" enligt Weasels nomenklatur vilket här motsvarar det i analyserna angivna färgtalet (mg Pt/l). I det undre diagrammet visas COD<sub>Mn</sub> för rå- och dricksvatten under perioden. Detta mätvärde har sedan använts för att beräkna UVabsorbans och DOC enligt metod som finns beskriven i kapitel 2.2.5.1. Beträffande färgvärdet sker för råvattnet en höjning under 1997 jämfört med 1996. COD<sub>Mn</sub> uppvisar för såväl rå- som dricksvatten en årstidsvariation med högre värden under sommartid.

### 3.5.3 Förutsättningar för simulering av ozonbehandling och GAC

Ozon är ett oxidationsmedel som vid Partille vattenverk tillsätts i syfte att uppnå en fördesinfektion av råvattnet, omvandla organiskt material och samtidigt frigöra eventuell organiskt bundet mangan så att avskiljningsgraden i filtren ökar.

I Weasel-modellen påverkas följande vattenkvalitetsparametrar av ozondosering:

- färg
- UV absorbans (254 nm, /m)
- DOC
- THM och bildningspotential för THM
- AOC
- pesticider
- mikroorganismer - cystor, koliformer, E-coli, virus och heterotrofer

Med undantag av mikroorganismer påverkas samma parametrar av GAC som av ozon i Weasel.

Samtidigt påverkar följande parametrar ozonöverföringen från gasfas till vatten:

- temperatur
- pH
- alkalinitet
- TOC
- UVabsorbans

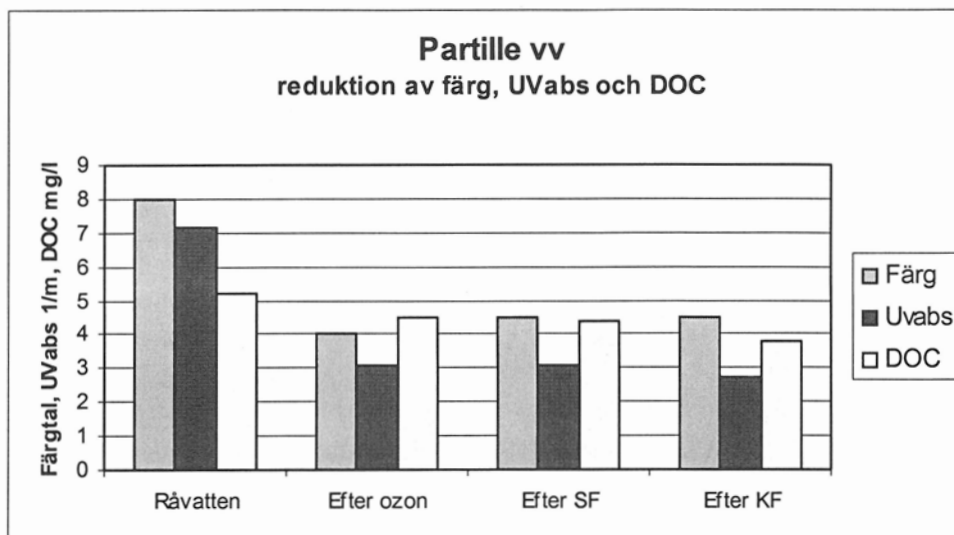
Detta innebär att UVabsorbans och halten av organiskt kol både påverkar och påverkas av ozonet i Weasel-modellen. Denna växelverkan gör att kalibreringen för ozon blir mer komplicerad än annars.

För varje parameter som skall studeras i Weasels ozonmodell ska reaktionskonstant och reaktionsordning anges. För GAC-modellen ska för varje aktuell parameter bland annat kapacitetskonstant och exponentialkonstant anges.

Eftersom färg, UVabs och halten organiskt kol (mätt som DOC eller TOC) inte ingår som ordinarie analysparametrar vid vattenverket, och ingen av ovanstående parametrar analyseras mellan de olika processavsnitten, gjordes en särskild provtagning med analys 971204.

Proven togs på råvatten, efter ozon, efter sandfilter och efter kolfilter. Resultatet visas i Figur 71. Det redovisade värdet utgör ett medelvärde av en provtagning på förmiddagen och en provtagning på eftermiddagen 971204. Färgvärdet efter ozon är redovisat som "4" men var egentligen två analyser med resultatet <5. Efter sandfilter och efter kolfilter är färgvärdet redovisat som "4.5" men baseras vardera på ett värde "<5" och ett värde "5".

Som framgår av Figur 71 sker den mest signifikanta reduktionen av färg, UVabs och DOC över ozonsteget. Över sandfilter sker en viss ökning av färg medan UVabs och DOC förblir oförändrat. Över kolfilter sker en viss reduktion av UVabs och DOC medan färgvärdet förblir oförändrat.



Figur 71 Färg, UVabs och DOC på fyra platser i processen

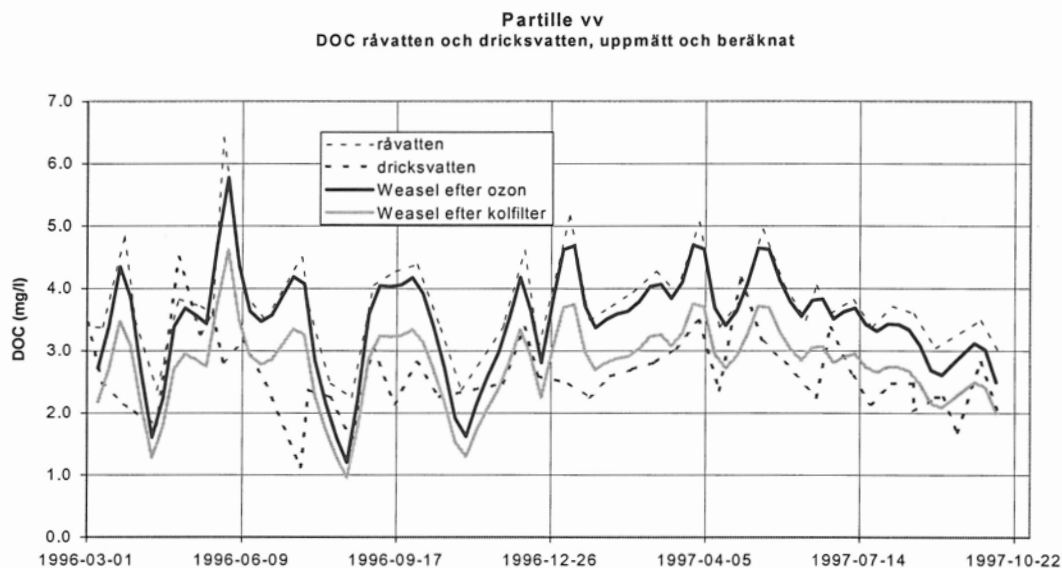
Med hjälp av analyserna från provtagningsstillfället har följande kalibreringskonstanter bestämts efter ett antal försök (defaultvärden inom parentes):

Behandlingsmetod	Parameter	Reaktionskonstant	Reaktionsordning
Ozon	Färg	5 (0.12)	2 (1.5)
	UVabs	0.1 (2.5)	5 (5)
	DOC	5 (0)	1 (1)
GAC	Parameter	Kapacitetskonstant	Exponentialkonstant
	Färg	0.1 (0.24)	10 (10)
	UVabs	0.01 (0.48)	5 (60)
	DOC	0.02 (0.48)	25 (25)

### 3.5.4 Beräkningsresultat

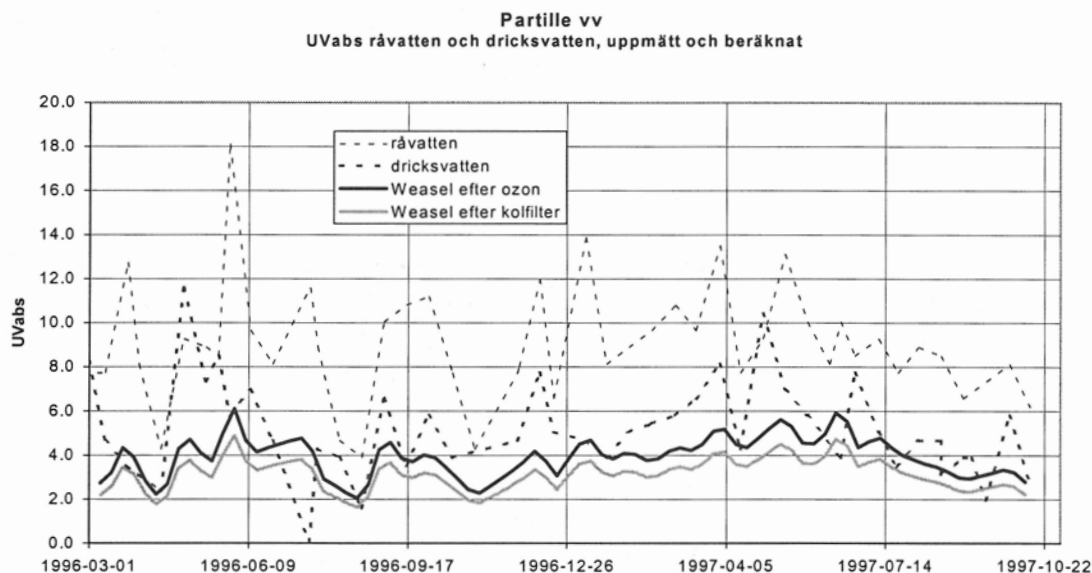
För att visa hur beräkningarna stämmer överens med uppmätta värden visas i Figur 72 till Figur 74 några exempel. Eftersom mätvärden saknas från ställen i processen är värdena för råvatten och dricksvatten inlagda som referensramar. De beräknade värdena bör normalt sett ligga mellan värdet för råvatten och dricksvatten även om tillfälliga försämringar t.ex genom sandfiltret är tänkbara.

I Figur 72 visas behandlingsresultatet med avseende på DOC. Att beräknad reduktion helt följer råvattnets variationer är både naturligt och tydligt. Att däremot halterna i dricksvattnet ibland visar en motsatt variation i förhållande till råvattnet är ett förhållande som naturligtvis är svårt att efterlikna med en beräkningsmodell. För ozon förefaller beräknad reduktion vara störst vid lägre absolutvärden medan för kolfilter reduktionen verkar vara störst vid högre absolutvärden.



**Figur 72** Uppmätt och beräknad DOC-reduktion

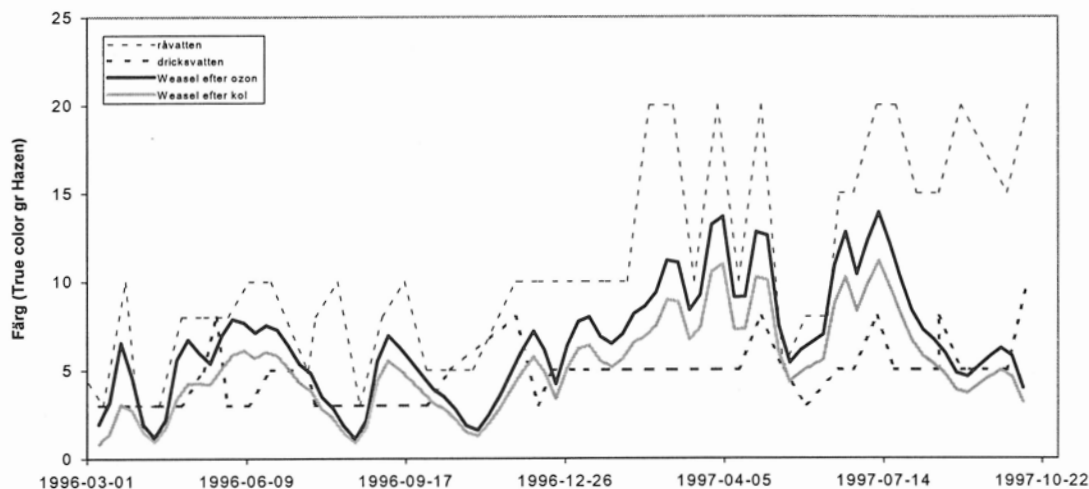
I Figur 73 visas behandlingsresultatet med avseende på UVabsorbtion. I likhet med för DOC är referensvärdena för råvatten och dricksvatten beräknade utifrån  $COD_{Mn}$ -analyser. Detta kan naturligtvis påverka jämförelsen mellan beräknat och uppmätt resultat. Som framgår av figuren följer behandlingsresultatet mycket väl variationen i råvattnet. Jämfört med halten i dricksvattnet, vilken i och för sig inte varierar på samma sätt som råvattnet, ligger beräkningsresultaten lite väl lågt.



**Figur 73** Uppmätt och beräknad reduktion av organiskt material mätt som UVabsorbans.

I Figur 74 visas behandlingsresultatet med avseende på färgreduktion. Signifikant för figuren är att behandlingsresultatet varierar mer än värdena för rå- och dricksvatten. Förklaringen är att behandlingsresultatet för färg även påverkas av ett antal andra parametrar. I stort ligger dock beräkningsresultatet ganska bra i förhållande till mätvärdena.

Partille vv  
färg råvatten och dricksvatten, uppmätt och beräknat

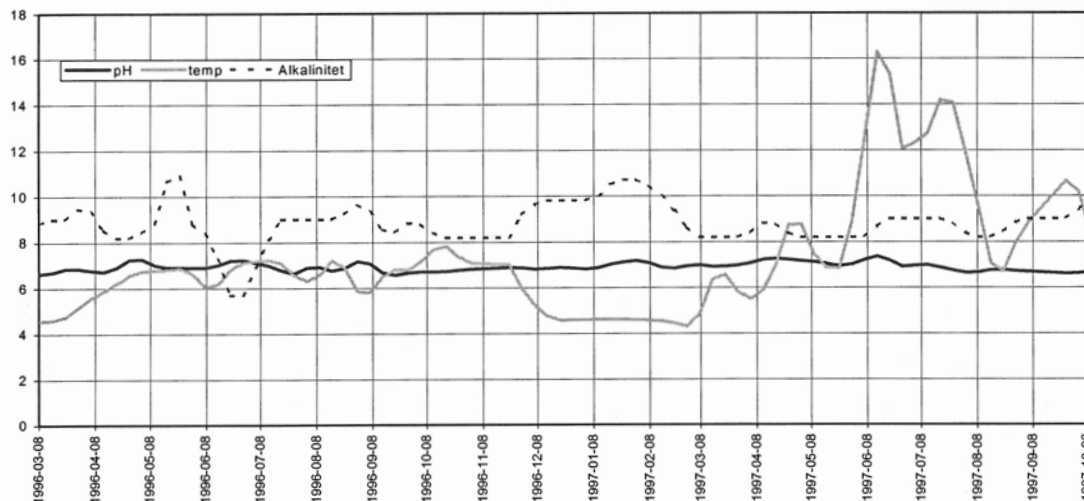


Figur 74 Reduktion av färg, uppmätt och beräknat.

### 3.5.5 Utbyte av ozondosering

I Figur 75 visas variationen för de parametrar som påverkar ozonöverföringen från gasfas till vätskefas utan att själva påverkas.

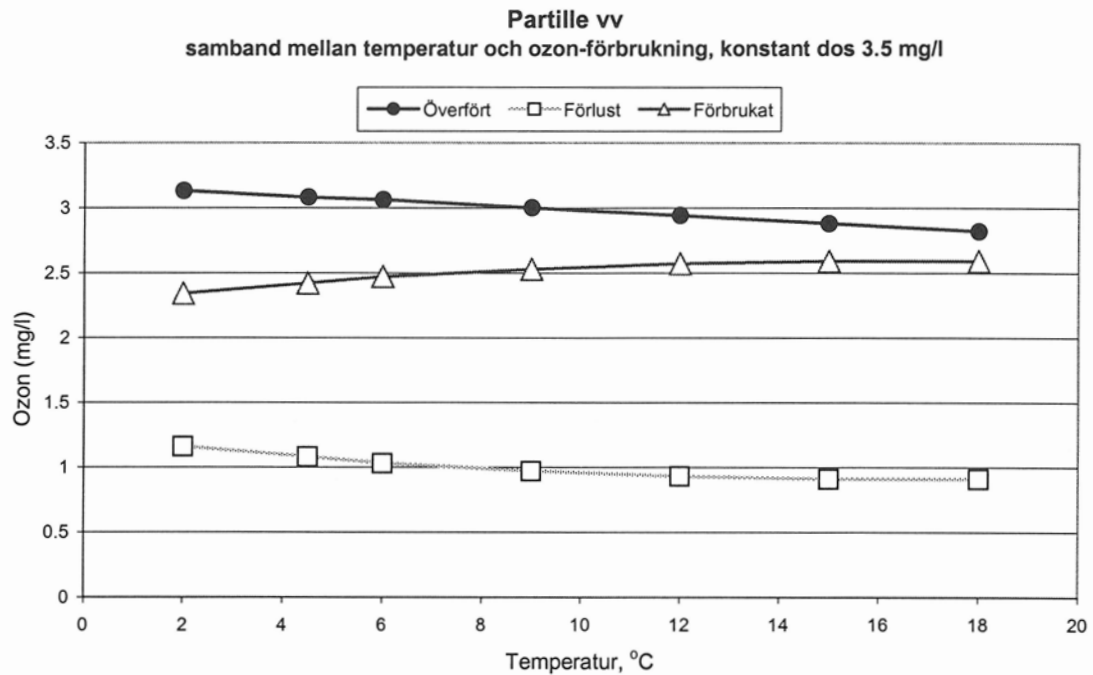
Partille vv  
pH, temp och alkalinitet



Figur 75 Variation för de parametrar som påverkar ozonöverföringen.

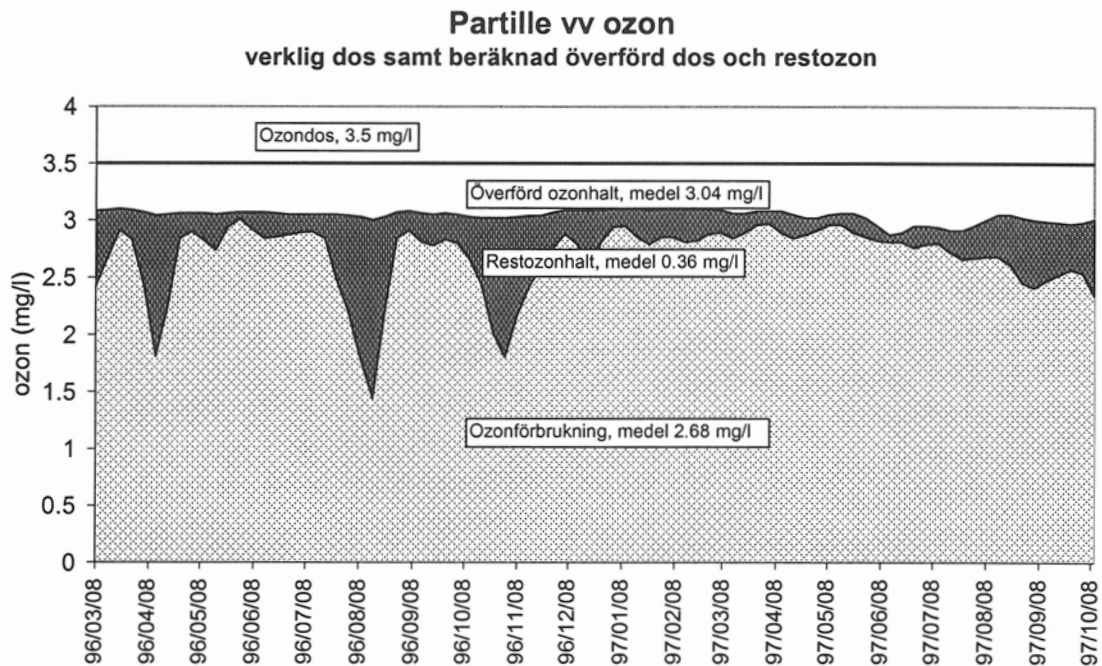
Eftersom de påverkande parametrarna varierar utan konsekvent koppling till varandra är det tydligt att dosen inte enbart kan baseras på någon enstaka av dessa. Om man studerar enbart inverkan av temperaturen fås ett resultat enligt Figur 76. Här framgår att vid en konstant dos (3.5 mg/l) sjunker den överförda halten med ökande temperatur. Samtidigt ökar den andel som förbrukas med ökande temperatur. Om man definierar ozonförlusten som den andel som går vidare till nästa behandlingssteg som restozon, plus den andel som avgår som överskott, framgår att förlusten minskar med ökande temperatur.





Figur 76 Samband mellan ozonförbrukning och temperatur vid konstant ozondos.

I Figur 77 visas hur beräknad ozonöverföring och restozonhalt varierar över tiden med en konstant dos på 3.5 mg/l. Skillnaden mellan dosen och den överförda halten bestäms av nämnda parametrar och är svår att påverka. Skillnaden mellan överförd ozonhalt och förbrukat ozon, dvs restozonhalten, är den potential som finns för att minska förlusten.



Figur 77 Verklig ozondos samt beräknad överförd dos och halt restozon

### 3.5.6 Diskussion

Att kalibrera en ozonmodell kräver att man studerar effekten på relevanta parametrar vid olika ozondoser. Inom ramen för detta projekt har inte detta varit möjligt. Trots den mycket förenklade kalibrering som gjorts i detta fall har det visat sig vara möjligt att i grova drag beskriva resultatet av ozonbehandlingen. Avvikelser mellan beräknade halter av relevanta ämnen och i dricksvattnet uppmätta halter, förefaller lika väl kunna bero på driftstörningar på vattenverket som på felaktiga beräkningsresultat.

Om beräknade värden på restozon för Partille vattenverk är riktiga, tyder detta på att ca 10-15 % av dosen kunde sparas genom att doseringen sker mot en uppmätt restozonhalt, i stället för som idag med en konstant flödesproportionell dos.

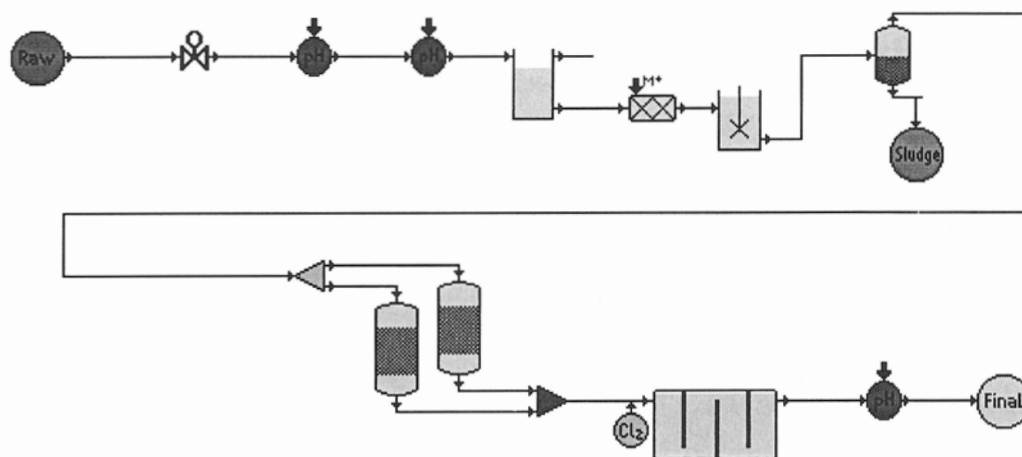
Med en mer omfattande uppföljning av relevanta kvalitetsparametrar före och efter respektive behandlingssteg samt en möjlighet att variera ozondosen bör möjligheterna vara goda att åstadkomma en välkalibrerad modell.

Motsvarande förhållanden gäller för GAC-modellen. Dvs kalibrering av de konstanter som beskriver avskiljningsgraden är ett måste för respektive parameter. Kalibreringsarbetet i sig är ju naturligtvis mycket lärorikt. Varje kartläggning av reningsgraden för ett specifikt ämne över ett specifikt behandlingssteg för ett vattenverk med sitt råvatten och sina föregående behandlingssteg är av stort värde.

## 3.6 Mölndal

### 3.6.1 Processbeskrivning

I nedanstående figur visas en Weasel-baserad processbild för Mölndals vattenverk.



**Figur 78** Processchema för Mölndals vattenverk med följande behandlingssteg: tillsättning av kalk och kolsyra, kemisk fällning i Dynasandfilter, kolfiltrering, desinfektion med kloridioxid och pH-justering med soda.

Processen kan beskrivas enligt följande:

Råvatten hämtas från Rådasjön, med intaget på 8 eller 15 meters djup. Årsproduktionen vid vattenverket är ca 4,7 milj m<sup>3</sup>, med en maximal kapacitet på 6,3 milj m<sup>3</sup> (720 m<sup>3</sup>/h). Vid inloppet till den första kontaktbassängen tillsätts kalklösning, 16 mg/l, och kolsyra, 28 mg/l.

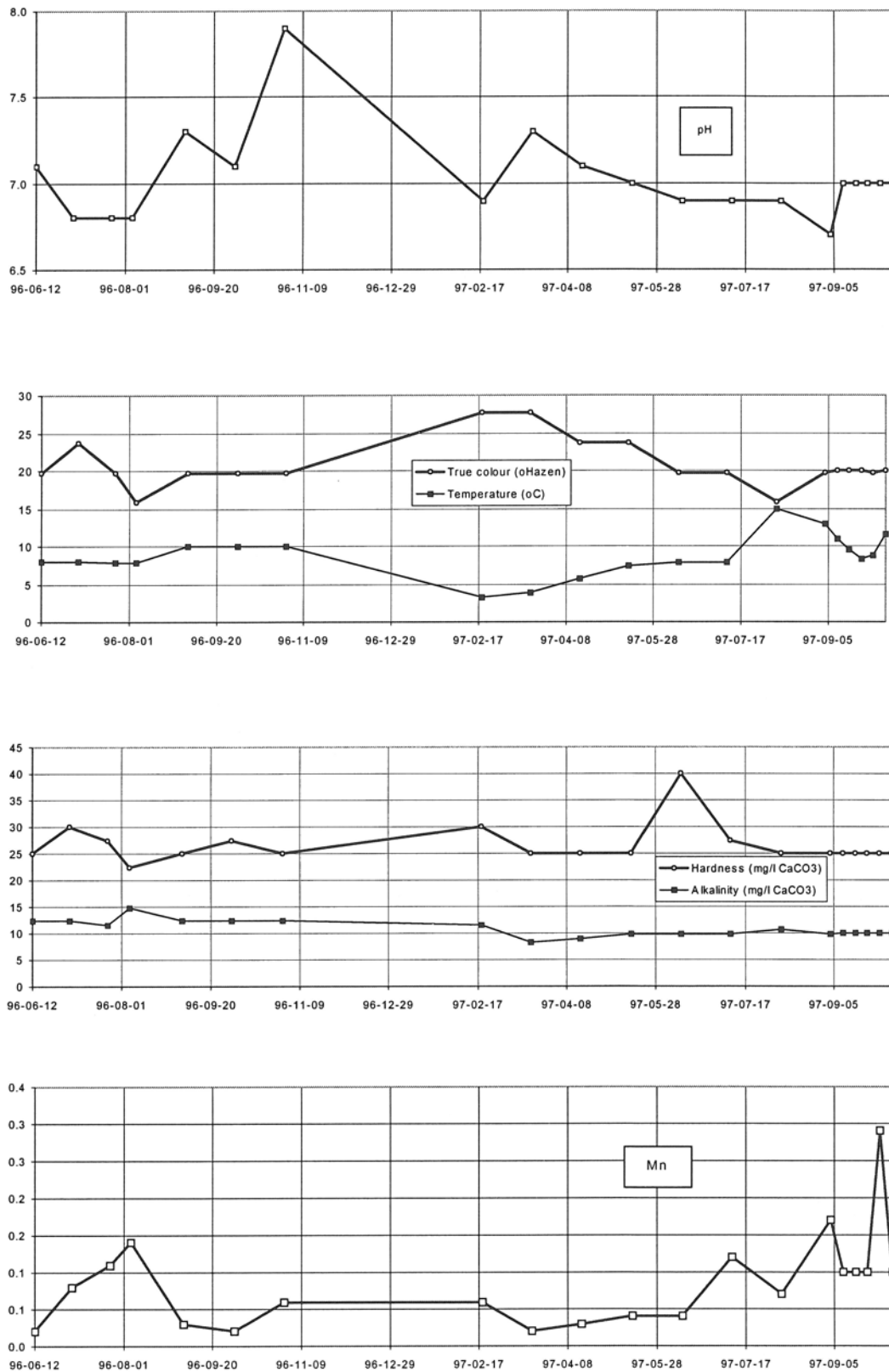
Från kontaktbassängen pumpas vattnet till Dynasandfilter och aluminiumsulfat doseras, 26 mg/l. Det finns 20 Dynasandfilter, uppdelade i fem grupper. Den totala filterytan är 100 m<sup>2</sup> med en filterhastighet på ca 7 m/h. Vid behov, och om verket kör med ¾ kapacitet eller mindre, kan filterbelastningen sänkas och vattenkvaliteten förbättras. Spolvattnet leds till en lamellseparator och större delen av denna vattenmängd kan sedan återföras till Dynasandfiltren.

Efter Dynasandfiltren finns en kontaktbassäng där vattnets pH-värde vid behov kan höjas (förbättra avskiljningen av mangan i kolfiltren). Därifrån leds vattnet till kolfilter. Kolfiltren är tio stycken med en total yta på 130 m<sup>2</sup>. Alla filtren används oavsett med vilken kapacitet verket körs. Ytbelastningen vid maxkapacitet är ca 5,5 m/h.

Desinfektion görs med hjälp av kloridoxid dosering vid inloppet till den spolreservoar på 200 m<sup>3</sup> som följer efter kolfiltren. På utgående ledning från vattenverket doseras soda, ca 50 mg/l, för slutjustering av pH-värdet till ca 8,5.

Råvattendata fanns tillgängliga för knappt ett och ett halvt år, med provtagningsfrekvensen ca 1 gång var 14:e dag. Exempel på råvattenkvalitetsvariationer finns i Figur 79. Uttryckt med Weasel's språkbruk återfinns pH, 'True colour' (omräknat CODMn-

värde), temperatur, 'alkalinity' och totalhårdhet, de senare uttryckta "som mg CaCO<sub>3</sub>/l" samt nederst mangan (mg/l).

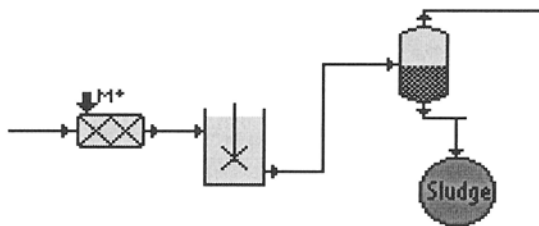


Figur 79 Exempel på råvattendata för Mölndals vattenverk, väsentliga för redovisade modellresultat

De vattenkvalitetsparametrar som mäts kontinuerligt och på flera ställen under behandlingen i Mölndal är pH-värde och turbiditet. Dessutom mäts aluminiumhalt, kloröverskott, kalciumhalt och vätekarbonathalt på dricksvattnet varje dygn.

### 3.6.2 DynaSand-filter

I Mölndal sker den kemiska fällningen inklusive filtreringssteget i kontinuerliga filter, dvs dosering, flockupbyggnad och filtrering sker i ett processteg. I Weasel finns inget motsvarande processteg. DynaSand-filtren kan modellmässigt t ex ersättas med tre enheter vid uppbyggnaden av en modell i Weasel enl :



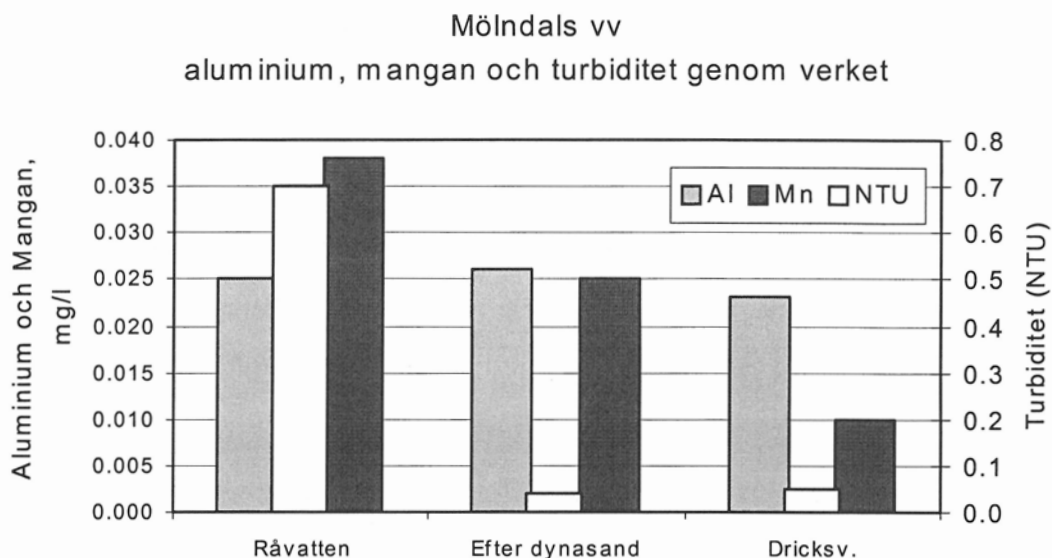
**Figur 80** Tänkbar modelluppbyggnad, med de verktyg som finns tillgängliga i Weasel, för att beskriva ett kontinuerligt filter.

Modellbeskrivningen inkluderar:

- koaguleringsenhet för kemikaliedoseringen
- flockningstank för uppbyggnad av partiklar
- partikelavskiljning (i en s k generic separator)

Relevanta parametrar för avskiljningen i DynaSand-filter är desamma som för filtrering i snabbsandfilter, se kapitel 2.3.10.

Turbiditet och pH-värde används som driftparametrar och mäts före och efter DynaSand-filtren.

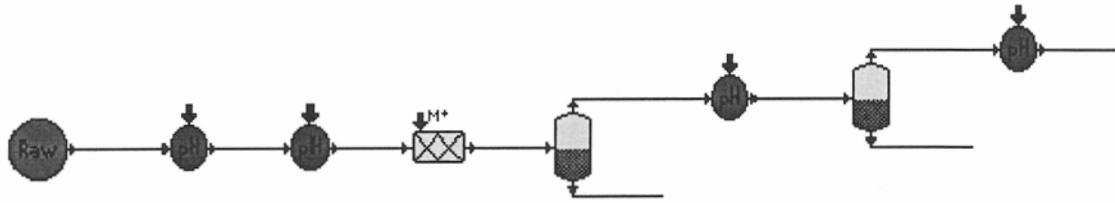


**Figur 81** Analysvärden för aluminium, mangan och grumlighet den 4/12 1997 i olika punkter vid Mölnaldsvattenverk. Medelvärden av två stickprov.

För att kalibrera en modellbeskrivning av en enskild process som i Figur 80 krävs emellertid dataunderlag i form av analyser före och efter den aktuella processen, i detta fall det kontinuerliga filtret. Detta fanns dock inte tillgängligt. Det gjordes ett försök att vid ett tillfälle genom stickprov öka informationsmängden. Resultatet visas i Figur 81. Resultaten bedömdes inte ge tillräckligt underlag för en kalibrering av DynaSand-filtret som ett fristående processteg. I stället beslutades att försöka beskriva helheten i behandlingen vid Mölnalds vattenverk enligt följande avsnitt. Varje delprocess kommer då att behandlas mera översiktligt.

### 3.6.3 Modellberäkning för att simulera manganreduktion

Under en period på sensommaren är manganhalten ofta hög. Ombyggnaden av verket 1993-94 syftade, förutom kapacitetshöjning, bland annat till att mangan skulle kunna reduceras bättre än tidigare i vattenverket. De uppmätta halter på mangan i råvatten, efter DynaSand-filtren och efter kolfiltren som framgår av Figur 81 visar att mangan reduceras med ca 40 % i DynaSand-filtren och ungefär lika mycket i kolfiltren, totalt en reduktion på 70-80 %, men det är ett tillfälle med låga haltnivåer. Reduceringsgraden har visat sig variera kraftigt när manganhalten ökar. Halter på 0,3 mg/l är vanliga och värden på över 1 mg/l uppmäts då och då.



**Figur 82** Weaselmodell av Mölndals vattenverk för att beskriva behandlingsprocesserna: alkalinitetsjustering, kemisk fällning/humusreduktion (kontinuerligt filter) samt manganreduktion (pH-justering i kontaktbassäng +filtrering) samt slutalkalisering.

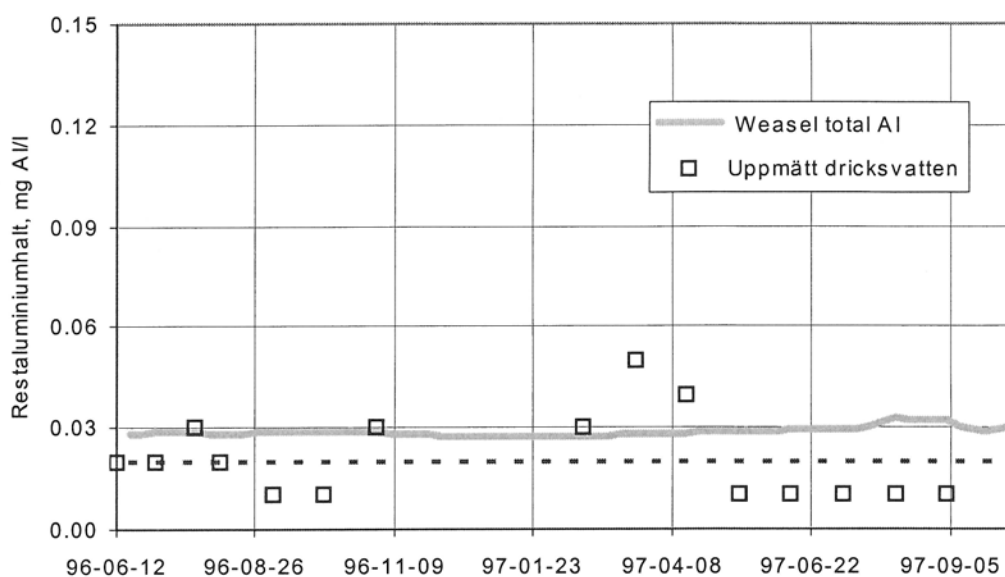
I Figur 82 visas ett försök att i Weasel beskriva väsentliga processer inom Mölndals vattenverk. Modellen inkluderar råvattenuttag från Rådasjön enligt analyser, doseringspunkter för kalk respektive kolsyra före det kemiska fällningssteget, separation av partiklar i en sk generic separator (DynaSandfiltret), pH-justering med soda, en ny separationsenhet (den partikelreduktion som sker i kolfiltret) samt slutalkalisering.

Vid simuleringen har konstanta kemikaliedoseringar förutsatts. I verkligheten varierar, beroende på råvattenegenskaperna, t ex aluminiumsulfatdosen något. Vid manganproblem utnyttjas den blandningskammare som finns före kolfiltren för att tillföra soda, och därmed få en pH-höjning och utfällning av mangan som kan reduceras av kolfiltren. Vid simuleringarna förutsattes denna driftvariant vara i funktion hela tiden. Även klor-dioxidoseringen kan flyttas dit vid behov.

Vid simuleringarna antogs följande (konstanta) driftförhållanden för hela beräkningsperioden (12/6 1996 – 9/10 1997):

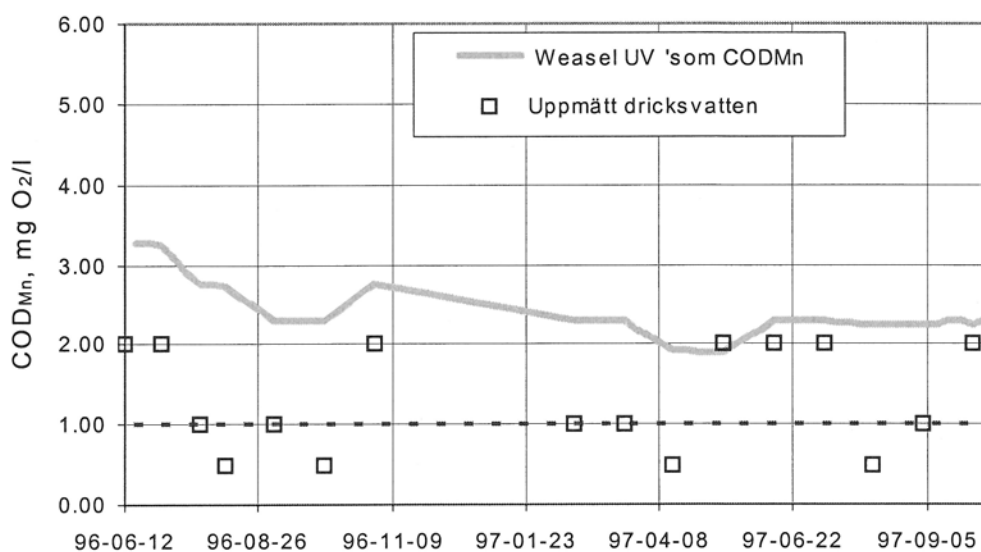
- pH-justerare 1, konstant kalkdosering: 16 mg/l
- pH-justerare 2, konstant kolsyradosering: 28 mg/l
- Koaguleringsenhet: konstant Al-dos: 2.7 mg Al/l (30 mg Al-sulfat/l), ingen pH-justering.
- Generic separator 1: Separationseffektivitet för partikulär Al: 100%
- pH-justerare 3 (före kolfilter): justering med soda till pH 8.1
- Generic separator 2: Separationseffektivitet för partikulär mangan: 75%
- pH-justerare 4 (slutalkalisering): justering med soda till pH 8.3

Med dessa förutsättningar erhöles beräkningsresultat enligt följande figurer. I Figur 83 visas beräknad restaluminiumhalt för beräkningsperioden. Figuren visar att de tillämpade doseringarna medförde goda fällningsförhållanden, med följaktligen låga restaluminiumhalter.



**Figur 83** Beräknad restaluminiumhalt jämfört med uppmätta värden i dricksvatten. Streckad linje anger detektionsgränsen, analysvärden rapporterade som "mindre än" har markerats som häften av detta värde.

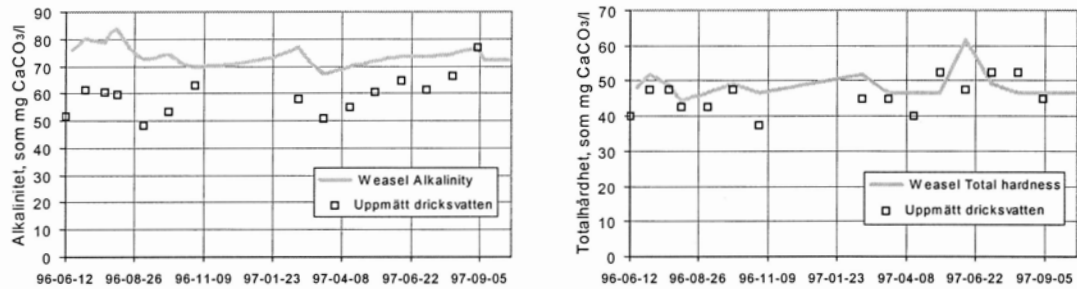
I Figur 84 redovisas resultatet av den kemiska fällningen i form av resthumushalter,  $COD_{Mn}$ . Tidvis är analyserade värden mycket låga, under detektionsgränsen. I detta fall kan en viss adsorption i kolfiltren, vilket inte finns med i modellbeskrivningen, förklara avvikelser där analyserade värden ligger lågt. En annan faktor som påverkar är hur doseringen av Al-sulfat har varierat i tiden, vilken under modellberäkningen förutsatts konstant.



**Figur 84** Beräknad resthumushalt som  $COD_{Mn}$  jämfört med uppmätta värden i dricksvatten. Streckad linje anger detektionsgränsen, analysvärden rapporterade som "mindre än" har markerats som häften av detta värde.



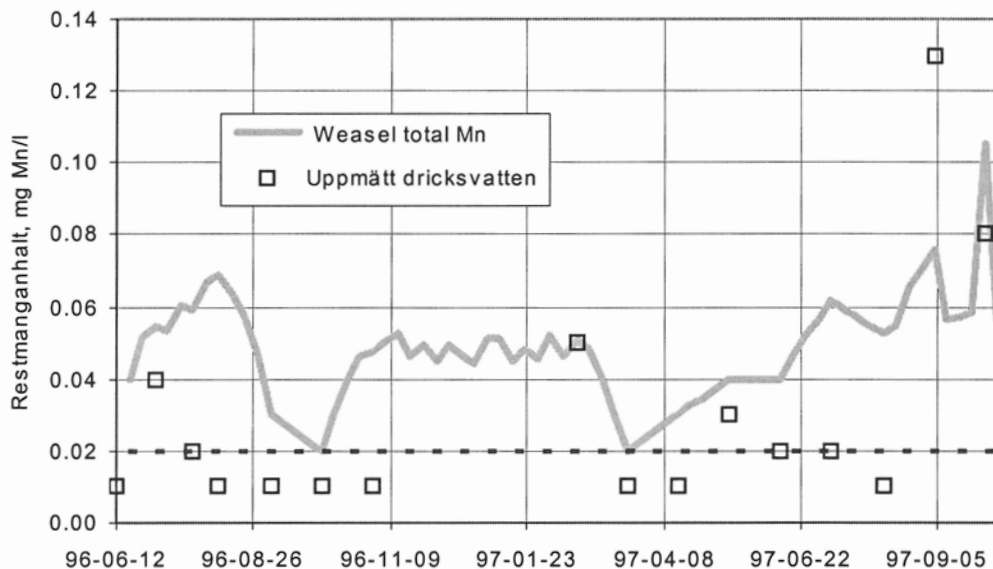
Beräknad alkalinitet och totalhårdhet jämfört med uppmätta värden finns i Figur 85. Totalhårdheten verkar stämma väl överens, medan modellberäkningarna tycks överskatta de verkliga alkalinitetsvärdena. Det senare kan ha några alternativa förklaringar (förutom att Weasel kan räkna fel). En möjlighet kan vara att den tillförda kolsyran inte kommer vattnet till godo till 100%. Vid beräkningarna har inga förluster förutsatts. En annan förklaring kan vara att tillsatt sodamängd på renvattensidan varit lägre än vad beräkningarnas inställning av börvärde för pH givit.



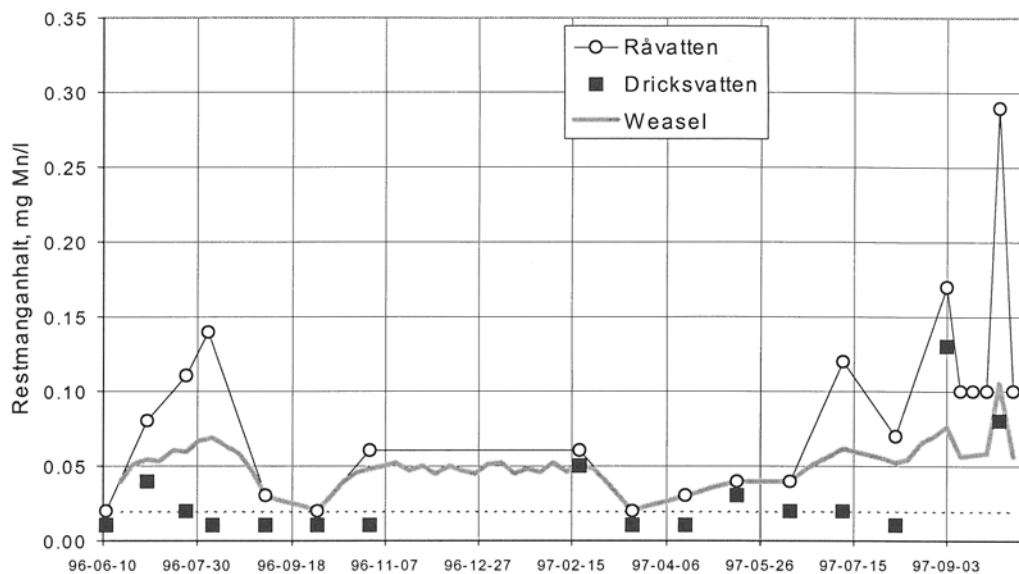
Figur 85 Beräknad alkalinitet och totalhårdhet jämfört med uppmätta värden i dricksvatten.

Nu, slutligen manganreduktionen:

I Figur 86 visas hur de angivna beräkningsförutsättningarna påverkat vattnets manganninnehåll. Mestadels är halterna mycket låga; halter nära eller under detektionsgränsen bör man inte fästa så stort avseende vid. Det är också oklart om den låga provtagningsfrekvensen (var 14:e dag) förmår fånga in förekommande variationer.



Figur 86 Beräknad manganhalt jämfört med uppmätta värden i dricksvatten. Streckad linje anger detektionsgränsen, analysvärden rapporterade som "mindre än" har markerats som häften av detta värde.



Figur 87 Samma data som i Figur 86, dvs beräknad manganhalt jämfört med uppmätta värden i dricksvatten, kompletterat med motsvarande råvattenvärden.

Hur reduktionsmekanismerna av mangan, åtminstone modellmässigt, fungerar framgår tydligare av Figur 87, där också aktuella råvattenanalyser finns införda. Vid låga manganhalter i råvattnet sker ingen eller obetydlig manganreduktion, medan avskiljningseffektiviteten ökar när halterna ökar. Detta beror på att lösligheten för  $Mn^{2+}$  är beroende av pH, ju högre pH desto lägre löslighet. Vid det pH som i simuleringarna råder före det sista avskiljningssteget kommer mangan att tillåtas finnas i löst form upp till en viss jämviktskoncentration. Resterande mängd fällt ut som partiklar och kan därmed avlägsnas med viss antagen effektivitet i det följande filtersteget.

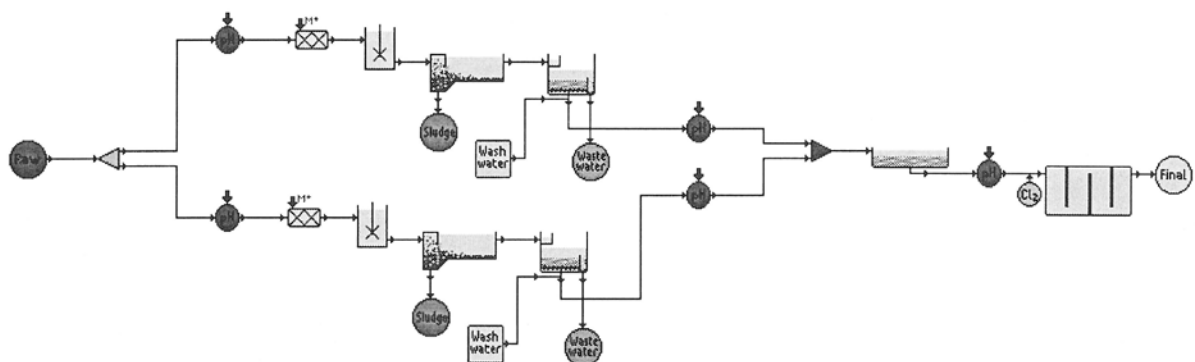
## 3.7 Ringsjön, Sydsvatten

### 3.7.1 Processbeskrivning

I Figur 88 visas en Weasel-baserad processbild för Ringsjöverket. Processen kan kortfattat beskrivas enligt följande:

Råvattnet tas från sjön Bolmen via en 8 mil lång tunnel. Inläckaget av grundvatten till tunneln är ca 250 l/s motsvarande ungefär en fjärdedel av det totala flödet. Verket är uppdelat på två block. I den gamla delen, block 1, användes aluminiumsulfat som fällningskemikalie. I den nya delen, block 2, användes järnklorid som fällningskemikalie. Råvattnet fördelas mellan de båda blocken med hjälp av ventilanordningar. Varje block innehåller 4 linjer.

Inkommande råvatten pH-justeras med hjälp av svavelsyra eller kalk (natriumhydroxid i den nya delen), beroende på andelen grundvatten och därav beroende alkalitet och pH-värde. Därefter doseras fällningskemikalie på vattnets väg mot flockningskamrarna vilka är i den nya delen är utförda i ökande volym med minskande omrörningsintensitet i vattnets flödesriktning. Från flockningskamrarna strömmar vattnet till sedimenteringsbassängerna vilka är försedda med lameller som ökar den effektiva ytan. Dekantatet pH-justeras med kalkvatten före filtrering genom snabbsandfilter. Snabbfiltren spolras med luft och vatten samt är försedda med första filtrat. Filtratet leds efter pH-justering med kalkvatten till långsamfilter. Efter långsamfiltrering pH-justeras och kloreras utgående dricksvatten.



**Figur 88** Weaselmodell av Ringsjöverket innehållande råvattenkälla, uppdelning på två block, pH-justering, kemiskfällning, sedimentering (lamellsedimentering finns ännu inte som symbol i Weasels processbibliotek), snabbsfiltrering, mellanalkalisering, långsamfiltrering, slutalkalisering samt klorering. Processteget "förmellanalkalisering" före snabbsfilter finns ej med i figuren..

Ringsjöverket har efter utbyggnaden en maximal kapacitet av ca 2400 l/s, motsvarande en medelårsproduktion av ca 2000 l/s. Under 1996-97 var medelproduktionen knappt 1000 l/s.

### 3.7.2 Detaljstudie av alkalitetsförhållanden inom fällningsprocessen i det gamla verket 1996-97

#### 3.7.2.1 Allmänt, frågeställning

I viss mån styrt av de data som gjordes tillgängliga för tillämpningen valdes att illustrera vissa frågeställningar beträffande indata, beräkningsmöjligheter etc betr runt det kemiska fällningssteget. Vad kan man göra (och inte göra) med aktuell version av Weasel. Vissa slutsatser kan dras beträffande indata, och hur de "hänger ihop". Dels handlar det om kemiska grundsamband (syra/bas jämvikter etc), som ju inte ska behöva kalibrering, dels humusreduktionen under den kemiska fällningen, som däremot bör grundas på en kalibrerad modell om man önskar dra mer långtgående slutsatser.

Det har inom projektet inte funnits underlag, av typ fällningsförsök, att speciellt kalibrera en modellbeskrivning för Ringsjöns råvatten (egentligen två olika råvatten), utan en generell modellbeskrivning har utnyttjats, i princip samma som vid övriga anläggningar. Det betyder att modellbeskrivningen kan bli mera "kvalitativ", dvs ha svårighet att beskriva absolutvärden, medan man borde kunna dra vissa generella slutsatser beträffande tendenser i behandlingsresultat.

Data inhämtades för perioden 1996-oktober 1997. Samtliga data avser det gamla verket, med Al-sulfatfällning. Det nya verket med järnkloridfällning togs i drift under juni 1997.

För att begränsa modellarbetet har vi här i första hand valt att enbart hantera lösta komponenter i vattnet. Det betyder att effektiviteten av behandlingssteg som innefattar separation av partiklar (sedimentering, filtrering) inte har medtagits, eller annorlunda formulerat: att dessa antas fungera ideellt, dvs att ev brister i flockseparationen antas inte ha någon betydelse för de vattenkvalitetsparametrar som beaktats i det slutliga behandlingsresultatet.

Den period som datainsamlingen kom att innefatta var ur modellsynpunkt intressant. Stora variationer i råvattnets sammansättning uppträdde på grund av att Bolmentunneln varit avstängd och därför råvattnet fram till i mitten av augusti 1996 tagits från Ringsjön. Vid denna tidpunkt, vid övergången till Bolmenvatten, sker en dramatisk minskning av råvattnets alkalitet, men även i råvattnets humushalt och till följd av detta naturligtvis förändrade doseringsförhållanden i den kemiska fällningen vid Ringsjöverket. Att beskriva detta förlopp kom att bli en bra test på flexibiliteten hos Weasel.

Denna deltillämpning har kännetecknats av en mycket god tillgång på mätdata (i digital form), både avseende frekvens och för den kemiska fällningen relevanta parametrar. Till skillnad från de flesta andra vattenverk finns här en omfattande dokumentation av t ex humushalten mätt som UV-absorbans och alkalinitetsvärden både i råvattnet och efter olika processteg.

### 3.7.2.2 Råvattendata

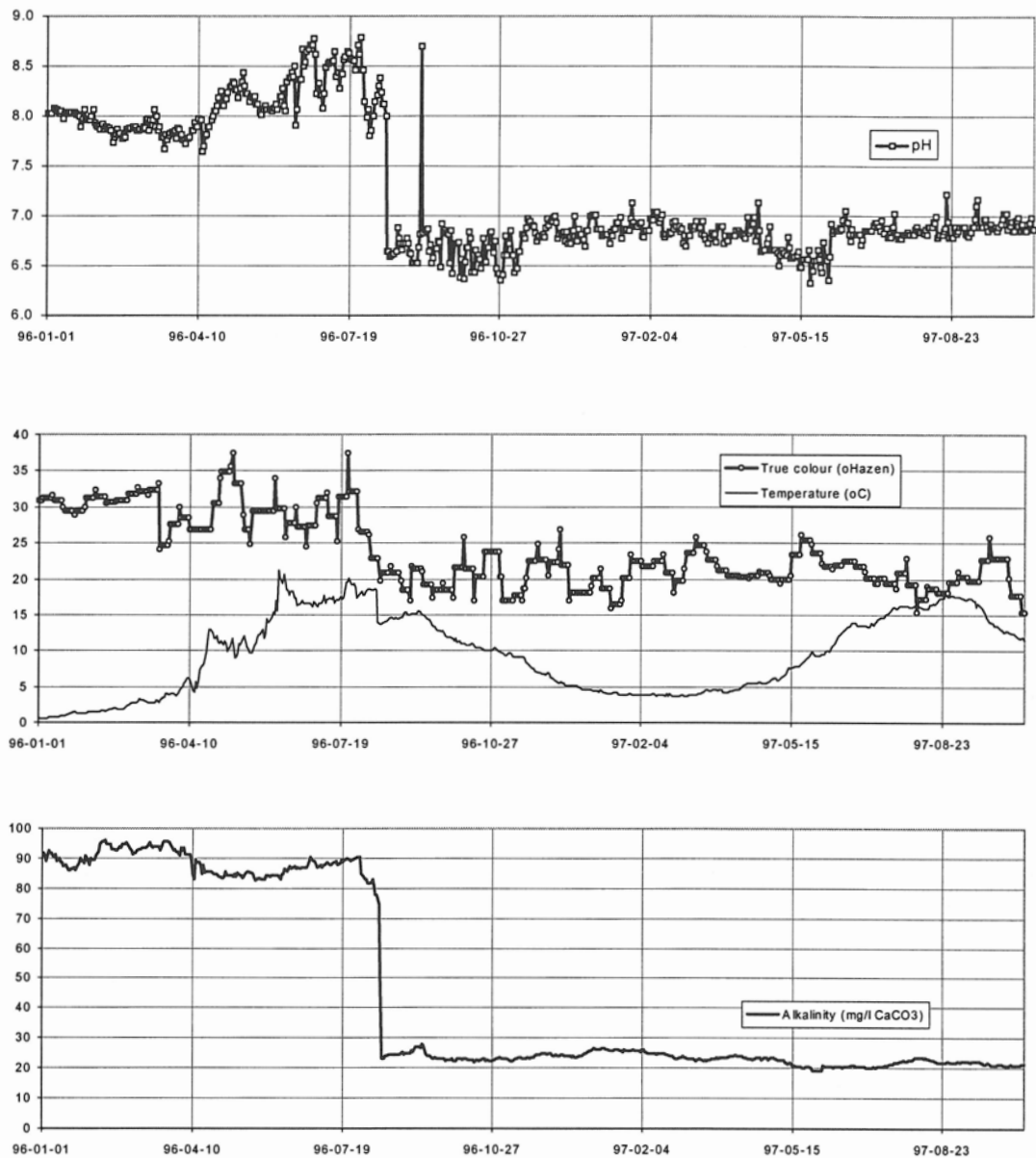
Tidsserier med råvattenkvalitetsdata från januari 1996 till i mitten av oktober 1997 har överförts till Weasel's databas. Upplösningen på data har varit ett värde per dag. Saknade värden har interpolerats från omgivande datapunkter. Under inmatningen har vissa uppenbart orimliga värden ("stansfel"?) korrigerats. Uppmätta variationer hos speciellt väsentliga vattenkvalitetsparametrar för att beskriva de här aktuella processerna har avbildats i Figur 89.

På grund av Weasel's speciella uppbyggnad av modellen för kemisk fällning, se det allmänna kapitlet om den kemiska fällningsmodellen (se avsnitt 2.3.3 Koagulering), har ett antal antaganden gjorts som är en följd av detta. Weasel har möjlighet att samtidigt beskriva reduktion av organiskt material för två olika uppsättningar av mätetal, med en "färg"-modell resp en "UV/TOC"-modell. Innebörden av detta är att den parameter som matas in som "färgvärde" reduceras i enlighet med en uppsättning modellkoefficienter och UV-absorbans respektive TOC med en annan.

De mätetal för halten organiskt material som utnyttjats för beskrivningen av råvattensammansättningen för Ringsjöverket är analyserad UV-absorbans samt COD<sub>Mn</sub> -värdet. Analyserade färgvärden har inte använts, av skäl som anges i koaguleringskapitlet. COD<sub>Mn</sub> existerar inte som mätetal hos Weasel, varför vissa omräkningar har gjorts för att få Weasel att trots allt producera trovärdiga modellresultat. Därför har som Weasel-parameter 'apparent colour' permanganattalet ( $\text{mg KMnO}_4/\text{l} = \text{COD}_{\text{Mn}} * 3.95$ ) matats in, samma värde dessutom i 'true colour-kolumnen'. TOC-analyser har inte funnits tillgängliga. Här har en provisorisk omräkning baserad på COD<sub>Mn</sub> ( $\text{COD}_{\text{Mn}} * 1.25$ ) tillämpats. DOC har antagits vara 90% av TOC.

Alkalinitet och hårdhet har räknats om till sina engelska motsvarigheter, så att t ex uppmätt alkalinitet omvandlats från "som mg HCO<sub>3</sub>" till "som mg CaCO<sub>3</sub>" dvs\*50/61. Analyserade värden på totalhårdhet har inte funnits tillgängliga, det dubbla alkalinitetsvärdet, har antagits.

Övriga analyserade råvattenparametrar som införts i databasen är grumlighet, suspenderade ämnen, temperatur, samt järn-, aluminiumhalt.

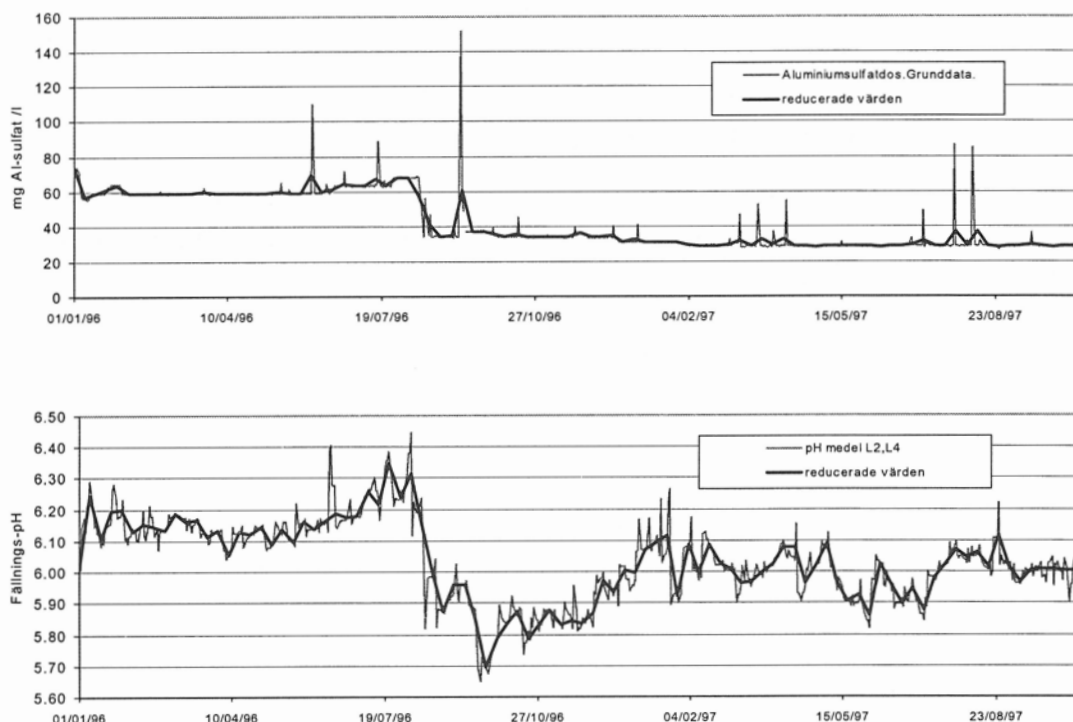


Figur 89 Exempel på råvattendata för Ringsjös vattenverk, väsentliga för redovisade modellresultat.

Exempel på råvattenkvalitetsvariationer finns i Figur 89. Uttryckt med Weasel's språkbruk återfinns pH, 'True colour' (omräknat  $COD_{Mn}$ -värde), temperatur och 'alkalinity'; den senare uttryckt "som mg  $CaCO_3/l$ ".

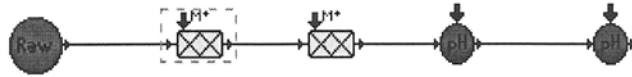
### 3.7.2.3 Beräkningsförutsättningar

Indata som under simuleringarna skulle användas som driftparametrar eller börvärden reducerades, från i grunden ett värde per dygn eller vardagsdygn, genom flytande medelvärdesbildning till ett värde per vecka, se exempel i Figur 90. De parametrar som berördes av detta var: aluminiumsulfatdos samt pH-värden i olika processteg (flockning, mellanalkalisering och renvatten). Orsaken till detta är att aktuell version av Weasel accepterar maximalt 100 värden i inmatade tidsserier för driftparametrar. Den aktuella beräkningsperioden 1/1 1996-17/10 1997 omfattar 96 veckor. Uppmätta fällnings-pH fanns tillgängliga både för linje 2 och linje 4. Medelvärdet för de två mätpunkterna utnyttjades vid beräkningarna.



**Figur 90** Vid simuleringarna utnyttjade driftdata (reducerade till veckovärden) för Al-sulfatdos och fällnings-pH jämfört med ursprungsdata.

Eftersom koaguleringsmodellen i Weasel endast tillåter en typ av pH-justerande kemikalie åt gången och förhållandena i Ringsjöverket under den aktuella tidsperioden innebär först en period med Ringsjövatten och pH-justering med syra följt av en period med Bolmenvatten, då behovet av pH-justerare snarare var en bas, gjordes ett modelltekniskt ”knep” med två koaguleringsmodeller i serie enligt Figur 91. Alternativt kunde de båda råvattenperioderna simuleras var för sig med varsin koaguleringsmodell. Den första fällningsprocessen användes för pH-justering med svavelsyra, den andra för ev kalkdosering. Aluminiumsulfatdosering gavs som en tidsserie tillsammans med ett börvärde för fällnings-pH enligt Figur 90, varvid erforderlig dos av pH-justerande kemikalie räknades ut av Weasel (samt humusreduktion enl angivna modellparametrar).



**Figur 91** Förenklad Weaselmodell för beskrivning av kemisk fällning med pH-justering antingen med svavelsyra eller kalk samt mellanalkalisering och slutalkalisering.

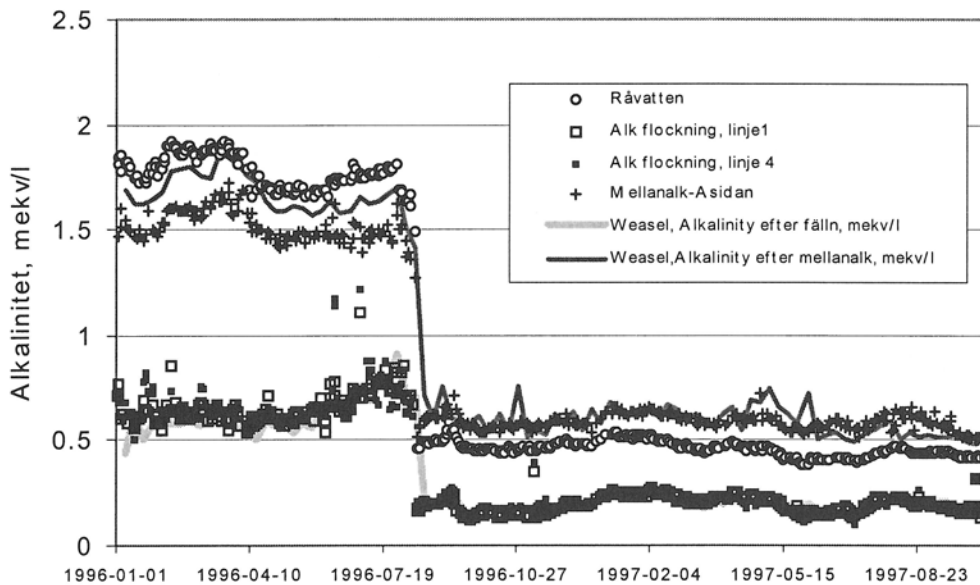
Mellanalkalisering och slutalkalisering förutsattes ske med kalk till ett börvärde = det uppmätta. I inget fall var doseringen av pH-justerande kemikalie känd, utan beräknades av Weasel.

Beräkningen utfördes med tidssteget 1 h (Weasel interpolerar mellan tillgängliga indatidpunkter) och resultaten sparades var 168:e timme (en gång per vecka). Beräkningsresultaten nedan redovisas också med denna frekvens. Det kan dock finnas en viss variation mellan dessa resultattidpunkter, som man missar då, eftersom råvattendata för vissa parametrar finns tillgängliga med dygnsupplösning.

Regleringen av pH-justerande kemikalie har, för att få snabbare beräkningar, utförts efter en förenklad variant (man kan också tillämpa mer avancerad PID-reglering), som innebär att doseringen vid behov förändras med ett fast värde varje beräkningssteg. Detta medför dels en något trögare reglering än man kanske har i verkligheten, dels att precisionen i regleringen är beroende av tidssteget i beräkningen.

### 3.7.2.4 Resultat

I Figur 92 redovisas de under angivna förutsättningar beräknade alkalinitetsvärdena efter olika processteg. Förloppet i flockningen stämmer mycket väl med uppmätta värden, medan beräknade alkalitetsvärden efter mellanalkaliseringen är något för höga under

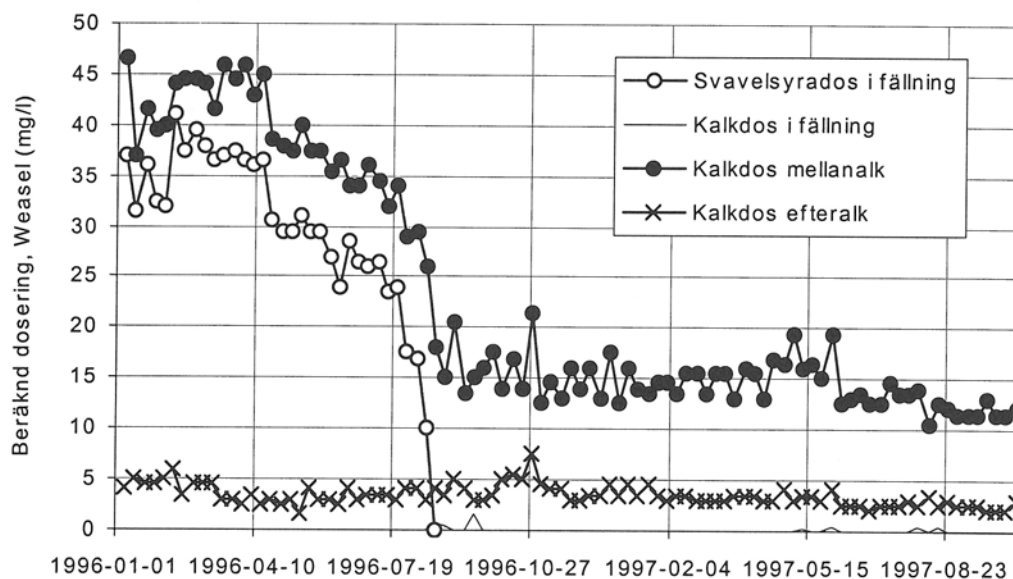


**Figur 92** Beräknad och uppmätt alkalinitet efter olika processteg i Ringsjöverket.



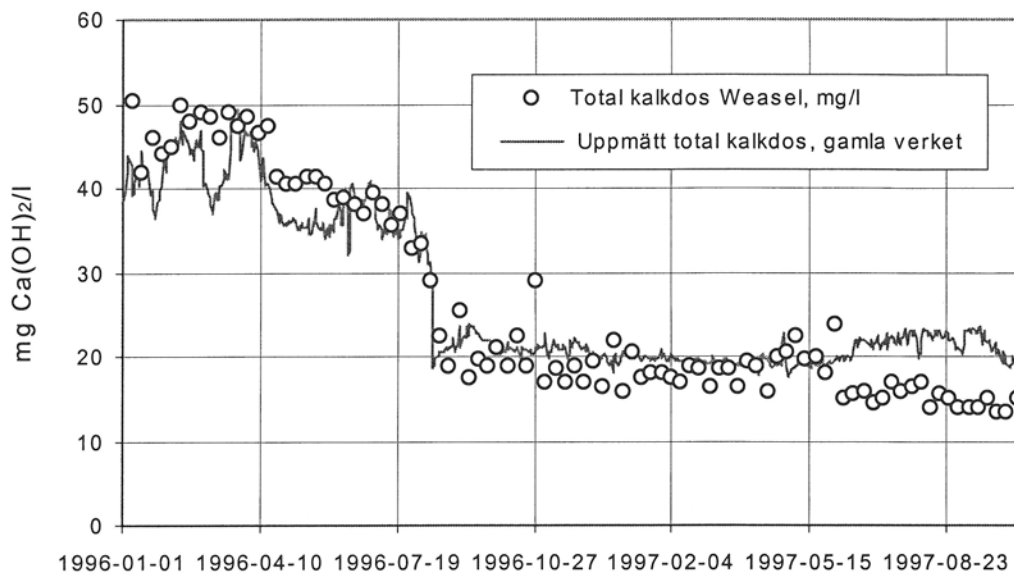
den inledande Ringsjöperioden. Efter råvattensskiftet stämmer beräknad alkalinitet efter mellanalkaliseringen väl, fram till någon gång i juni 1997, då man kan spåra en systematisk underskattning av uppmätta värden i någon mån. Avvikelserna kan bero på felaktiga beräkningsförutsättningar, t ex ett för högt börvärde för pH efter mellanalkalisering i början och någon av Weasel okänd faktor i slutet (förändrade driftförhållanden i samband med att det nya verket tas i drift?).

Under beräkningen har Weasel funnit nedanstående behov av dosering av pH-justerande kemikalier. Hur fördelningen har varit i verkligheten är inte känd.



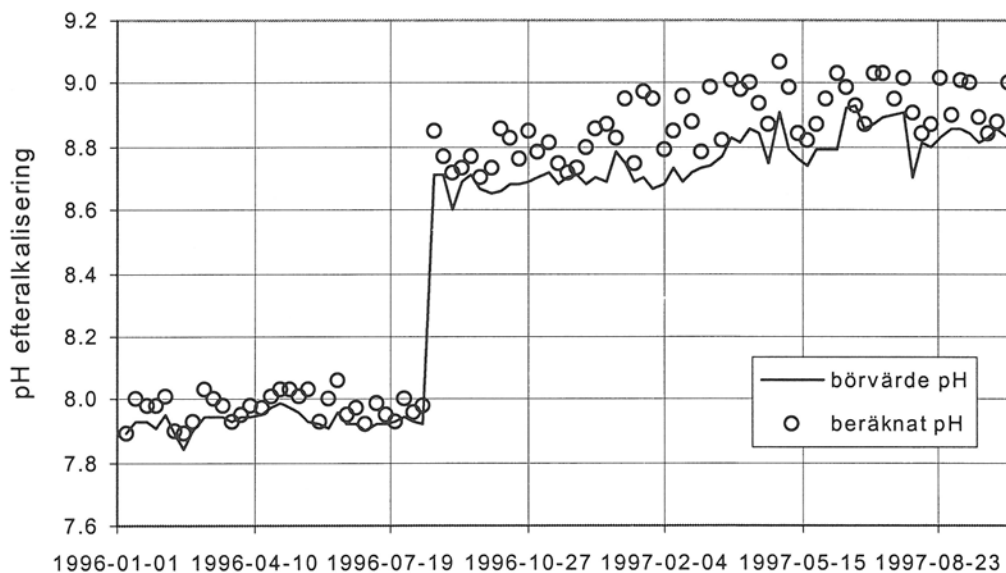
**Figur 93** Beräknad dosering av pH-justerande kemikalier i olika processteg , mg /l  $H_2SO_4$  resp  $Ca(OH)_2$ .

Behovet av svavelsyradosering försvinner naturligtvis vid bytet till Bolmenvatten, sedan är beräknad kalkdos för att uppnå bör-värdet för pH högst obetydlig. Man kan nästan misstänka att där inte skett någon kalkdosering alls. Delposterna i beräkningen ovan har det inte funnits underlag att kontrollera. Däremot finns data för total kalkdosering inom gamla verket, och i figuren nedan har summan av Weasels kalkdoseringar jämförts med dessa värden.



**Figur 94** Jämförelse mellan totalt beräknad kalkdos samt uppmätt total kalkdosering.

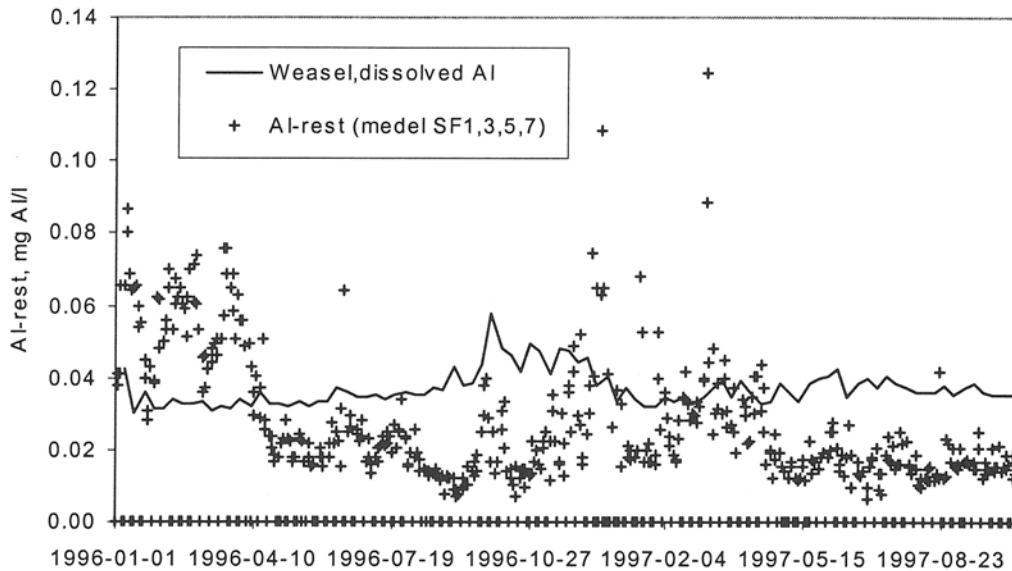
I Figur 94 finns samma tendenser som för alkalinitetsvärdena i Figur 92 en viss över-skattning av beräknad kalkdos i början samt en tydlig tendens till underskattning med början under juni 1997. Om detta beror på en tillämpad hårdhetskänning med kalkkolsyra, som inte finns med i modellbeskrivningen, eller har andra orsaker är oklart när detta skrivs.



**Figur 95** Jämförelse mellan beräknat pH efter slutalkalisering och börvärdet för pH.

En delförklaring till bristande överensstämmelse skulle kunna vara funktionen hos den vid beräkningarna använda förenklade pH-regleringen. I Figur 95 visas hur denna lyckats styra mot börvärdet vid slutalkaliseringen. Figuren antyder att det varit vissa problem i slutet av beräkningsperioden.

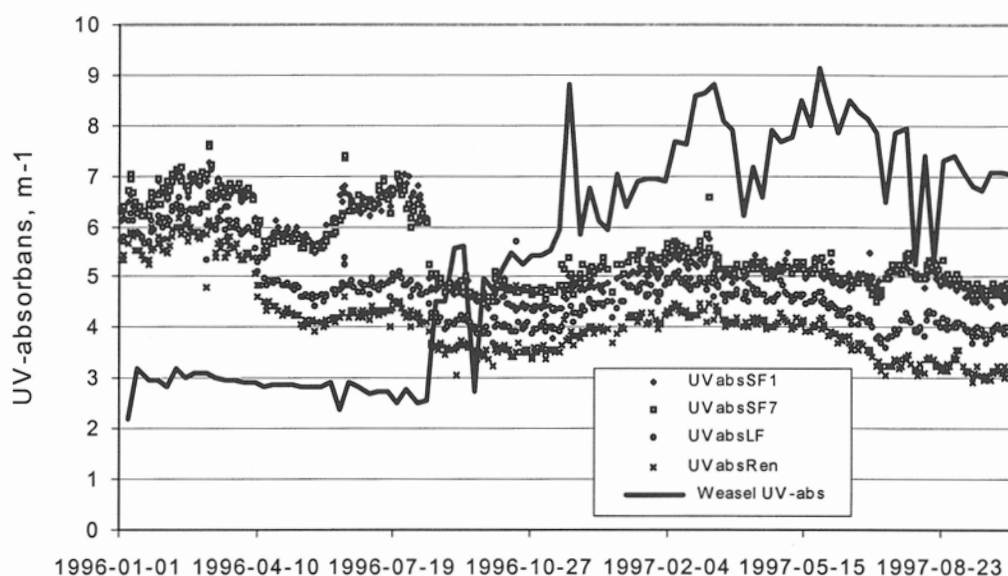
Beräkningen av restaluminiumhalt i Weasel baseras enbart på teoretiska kemiska jämvikter för utfällning av aluminium, och resultatet beror alltså på de kemiska förhållanden som påverkar dessa (som pH, temperatur och jonstyrka). Den del av en analyserad aluminiumhalt som t ex är partikulär eller komplexbunden till organiskt material innefattas alltså inte. I Figur 96 visas en jämförelse mellan beräknade och uppmätta restaluminiumhalter.



Figur 96 Jämförelse mellan av Weasel beräknad restaluminiumhalt och uppmätta värden efter snabbfiltrering.

Modellbeskrivningen i Weasel för reduktion av organiskt material mätt som UV-absorbans,  $COD_{Mn}$ /"True colour" (eller TOC), testades som vid andra vattenverkstillämpningar med en "standarduppsättning" av modellparametrar, utan kalibrering. Utgångsläget här var gynnsamt eftersom både UV-absorbans och  $COD_{Mn}$  fanns analyserade som ett mått på råvattnets humushalt, till skillnad från andra fall där enbart  $COD_{Mn}$  fanns tillgängligt.

Det är sällan i modellsammanhang som man ser att resultatet av en mer eller mindre misslyckad modellberäkning redovisas. I figuren nedan görs dock detta eftersom det kan finnas vissa lärdomar att dra av innehållet i figuren.



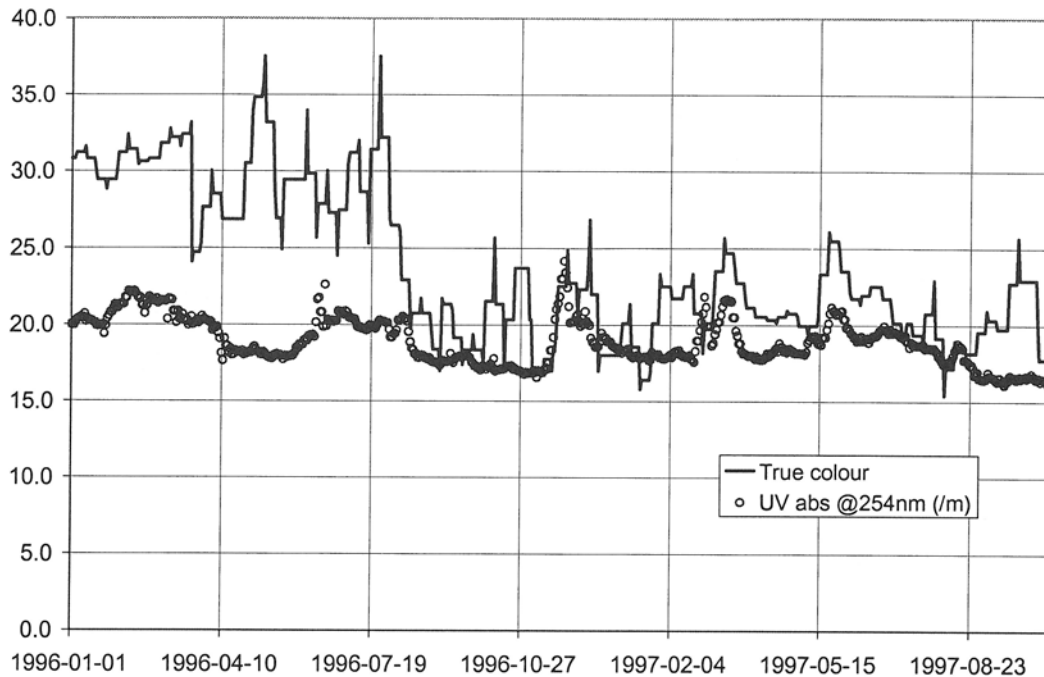
**Figur 97** Resultat av Weasels koaguleringsmodell (med okalibrerade "standardparametrar"). Analyserad UV-absorbans för råvatten som indata. Punkterna representerar analyserade värden efter snabbfilter, efter långsamfilter resp för renvatten.

I Figur 97 kan man urskilja tre punktskaror för analyserad UV-absorbans, vilka motsvarar snabbfiltrat, långsamfiltrat respektive renvatten. Avståndet mellan snabbfiltrat och långsamfiltrat indikerar en humusreduktion som sker i långsamfiltren. Denna tycks vara större sommartid, vilket också verkar rimligt. Reduktion av organiskt material i långsamfilter kan dock inte beskrivas med nuvarande version av Weasel. Vad som är mera svårförståeligt är att ytterligare lägre UV-absorbans genomgående analyserats för renvattnet. Tänkbar orsak är kanske viss oxidation av organiskt material under kloreningen eller ev att vattnets pH skulle kunna tänkas påverka analysvärdet. I slutet av tidsperioden tillkommer dessutom att analyserna av långsamfiltrat och renvatten också till en del innefattar vatten från det nya verket med järnkloridfällning, vilket försvårar jämförelsen.

Att Weasels beräknade värden inte förmår reproducera det uppmätta förloppet, ens kvalitativt, har vissa orsaker; inte bara att modellen är okalibrerad och förenklad utan att tidsserien för analyserad UV-absorbans i råvattnet (som tjänat som indata för modellen) kan ifrågasättas. Detta framgår om, som i figur  $COD_{Mn}$  (omräknat till permanganattal / "true colour") plottas samtidigt med UV. I UV-analyserna är det svårt att se bytet från Ringsjön till Bolmen, vilket dock tydligt framgår av den andra kurvan. Det finns också vissa historiska analysvärden<sup>1</sup> som visar en annan relation mellan  $COD_{Mn}$  och UV för Ringsjövatten.

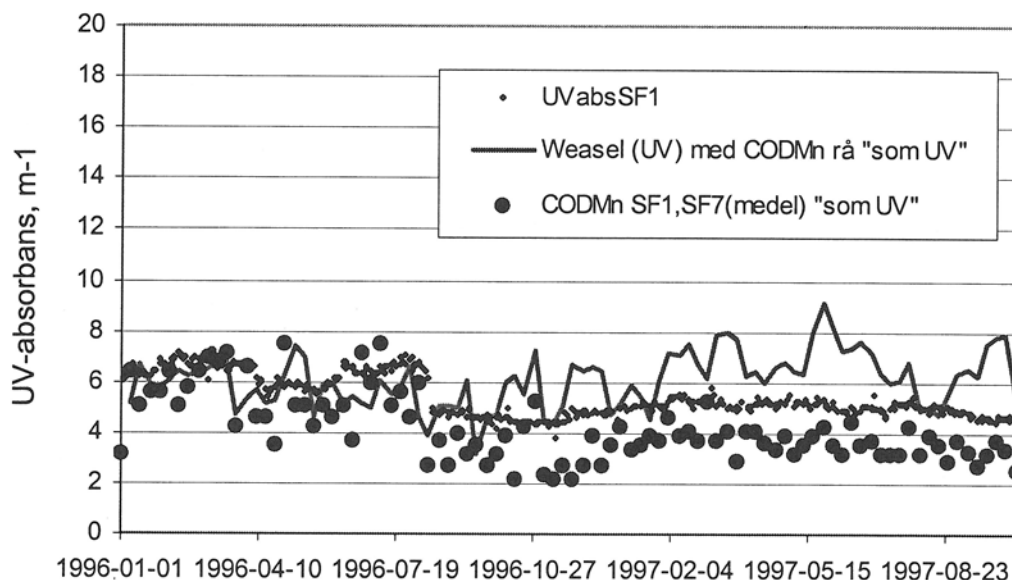
Effekten modellmässigt blir, när de aktuella värdena för råvatten-UV används som indata, en överdrivet hög humusreduktion under Ringsjöperioden. Att den sedan i fortsättningen är för låg och mycket känslig för störningar i indata kan också tillskrivas den enkla modellansatsen.

<sup>1</sup> Hernebring: Driftstudier av vattenverk med kemisk fällning. VA-teknik CTH. Publ B80:1



**Figur 98** Råvatten till Ringsjöns vattenverk. Analyserad UV-absorbans ( $m^{-1}$ ) resp permanganattal ( $mg\ KmnO_4/l$  – i figuren benämmt "true colour") omräknat från  $COD_{Mn}$ .

Eftersom det här inte är fråga om att redovisa väl kalibrerade "exakta" modellbeskrivningar, utan mera kvalitativa förlopp, skapades i stället en ny indataserie för mätetalet UV, baserad på  $COD_{Mn}$  enligt sambandet  $UV = ("True\ colour" - 3.9) / 25.7 * 25$ , vilket tillämpats på andra ställen i denna rapport, när inte annat varit känt.



**Figur 99** Resultat av Weasels koaguleringsmodell (något förändrade modellparametrar).  $COD_{Mn}$  råvatten omräknat till UV som indata. Punkterna representerar analyserad UV efter snabbfilter samt  $COD_{Mn}$  (omräknad).

Efter en viss förenkling av modellparametrarna i Weasels koaguleringsmodell och genomräkning av tidsserien erhöles resultat enligt Figur 99. Som jämförelse med modellresultatet har uppmätt UV efter snabbfilter inlagts tillsammans med  $COD_{Mn}$  "som UV", dvs enligt ovanstående samband. Det senare blir då en test hur det enkla omräknings-sambandet fungerar på analysvärden för behandlat vatten vid Ringsjöverket. Vid mycket låga  $COD_{Mn}$ -värden ska det nog tillämpas med försiktighet.

### 3.7.2.5 Diskussion

Weasel har visat sig väl kunna reproducera enkla grundläggande kemiska samband som alkalitetsförhållanden och t ex dosering av pH-justerande kemikalier. Beskrivningen av den kemiska fällningen kräver för att bli bra, tillgång på fällningsförsöksdata för kalibrering. Egentligen ska varje råvatten kalibreras för sig. Det speciella i det här fallet har varit att det under simuleringsperioden växlats mellan två mycket olika råvatten och det därmed ställer stora krav på modellbeskrivningen att fungera inom ett brett område.

Detta tillämpningsavsnitt har illustrerat något av vad man kan använda en datormodell till. Ofta är det så generellt vid modelltillämpningar att det är eventuella avvikelser mellan modellresultat och mätningar som väcker tankar att gå vidare för att söka orsaken och på så sätt kan leda till ökad kunskap. Vidare är det självklart att en modell bara vet det som ges till den som indata, brus och störningar och ev felaktigheter kommer att fortplantas till beräkningsresultatet.

I denna tillämpning har möjligheterna inom Weasel att hantera indata satts på prov. Eftersom många råvattenparametrar funnits tillgängliga med dygnsupplösning har detta också inneburit hantering av stora datamängder, vilket inte varit något större problem på grund av vattenkvalitetsdatabasens öppna Windows-gränssnitt, dvs värden kan klistras in från en kalkylark t ex i Excel. Ett praktiskt följdproblem har blivit att fylla i saknade värden för analyser med mindre frekvens, eftersom det måste finnas värden för relevanta parametrar på varje rad i databasen.

## 4 Allmänna synpunkter på modellering av vattenverk

Slutsatsen av denna rapport är att det går att modellera processer i vattenverk. Man ska dock vara medveten om de begränsningar som finns, och att alla problem eller del-aspekter inte kan beskrivas.

Det grundläggande syftet med projektet har uppnåtts (det tycker i varje fall författarna till denna rapport, läsaren får själv avgöra), nämligen att belysa hur modellering av behandlingsprocesser i vattenverk skulle kunna utgöra ett stöd i verksamheten t ex för driftsoptimeringar, för planeringsfrågor eller som ett utbildningshjälpmedel.

I rapporten har vi t ex visat att bristande överensstämmelse mellan modell och verklighet kan leda vidare till ökad kunskap under sökandet efter orsaken. En modellbeskrivning underlättar överblicken för en komplicerad helhet som ett vattenverk gärna blir även om det är sammansatt av kanske i sig enkla delprocesser.

En grundläggande svårighet (som man har i betydligt mindre grad vid avloppsverksmodeller) när det gäller modellbeskrivningar av processer vid vattenverk, baserade på verkliga uppmätta driftsdata, är att ett verkligt vattenverk aldrig får misslyckas med sin behandling, eller drivas till överbelastning i väsentliga processteg. Därför måste en kalibrering av modellbeskrivningar av vattenverksprocesser ofta grundas på resultat av laboratorieförsök eller drift av pilotanläggningar, eftersom det är väsentligt att i en modellbeskrivning även inkludera effekter av belastningsförändringar eller att ”det går snett” på olika sätt. Detta kan innebära problem om aktuella processbeskrivningar innehåller skaleffekter, så att resultat uppnådda i laboratoriet inte utan vidare kan översättas till en fullskaleanläggning. Låga belastningar, alternativt uttrycksätt: överdimensionerade vattenverk, dvs ”ostressade” processer har gjort att det varit svårt att ibland tillämpningarna ta med detaljstudier av separationsprocesser som t ex sedimentering, filtrering, pulsator och kontinuerliga filter som enskilda processteg.

En modellbeskrivning ersätter inte behovet av mätdata och att dessa avser relevanta mätetal. Under projektets gång har det visat sig att det i Sverige allmänt förekommande mätetalet för organiskt material,  $COD_{Mn}$ , varit ett problem i och med att det saknar tillräcklig precision. Övergången från tidigare praxis att analysera permanganatal har i praktiken inneburit att väsentlig information gått förlorad. Det är positivt att alternativa analyser som UV-absorbans börjar att förekomma även i Sverige. TOC(DOC) borde för framtiden vara ett alternativ, men har inte förekommit annat än sporadiskt bland de data som erhållits från de vattenverk som deltagit i studien, i ett fall i samband med pilotförsök.

Det är lämpligt att dela upp verket i delprocesser och studera en sak i taget. En hel modell som beaktar samtliga processer kan först bli resultatet av ett långsiktigt arbete.

För att förstå hur programmet hanterar olika processer måste man försöka sätta sig in i de bakomliggande teorierna, vilket ökar förståelsen. All sådan verksamhet som höjer kunskapen om den egna processen är positiv.

## 5 Sammanfattande synpunkter på Weasel

### 5.1 Allmänt

Weasel inkluderar många av de tänkbara processvarianter och de vattenkvalitetsaspekter som kan bli aktuella vid simulering av behandlingsprocesser i vattenverk. Att processerna är ”färdigförpackade” kan både innebära fördelar och nackdelar. Nackdelen kan vara att flexibiliteten minskar; att skraddarsy en modell till ett specifikt problem kan vara krångligt. Fördelen är att i modelluppbyggnaden finns en erfarenhet inlagd hur relevanta modellsamband ska se ut. Detta innebär inte att arbetet med att kalibrera modellen eller att behovet av bra mätdata behöver minska.

Programmet är utvecklat för den brittiska vattenindustrin, vilket innebär vissa skillnader i t ex analys- och behandlingspraxis jämfört med svenska förhållanden. Detta har fått till följd att man ur svensk synpunkt skulle önska vissa förändringar och tillägg betr vattenkvalitetsparametrar och processbeskrivningar enl följande kapitel 5.2 och 5.3.

Under arbetet med detta projekt har programmet visat sig vara flexibelt och mycket användbart i flera avseenden. På indatasidan har utbyte med indatainformation, som ofta föreligger i kalkylbladsform visat sig vara mycket smidig. På utdatasidan kan, på samma sätt om man inte är nöjd med Weasels egna inbyggda möjligheter att skapa grafer, mycket enkelt data exporteras till kraftfullare grafikverktyg. Vidare innebär resultat-hanteringen inom Weasel att, om man vill, mycket omfattande resultatdokumentation kan erhållas. Är man endast intresserad av någon delaspekt, kan man slippa att se resten av resultatdatamängden. Sorteringen av vattenkvalitetsresultaten i delgrupper är mycket genomtänkt och tidsbesparande.

Det är mycket positivt att det finns tillgång till generella processer av typen ”generic separator”, där det finns möjlighet att styra separation av partiklar med många frihetsgrader.

Vissa delproblem (t ex syra-basjämvikter, pH-beräkningar) kanske kunde ha beskrivits på ett enklare sätt med andra verktyg, av typen kalkylark eller jämviktsprogram etc, men frågan är: gör man det? Det kan också innebära vissa fördelar för förståelsen av en delprocess att helheten, som i Weasel, finns med i beskrivningen.

### 5.2 Synpunkter på befintliga modellbeskrivningar och programutformning

Det fungerar utmärkt, vilket noterats ovan, att ”klippa” och ”klistra in” resultat respektive indatafilerna från och till kalkylblad i andra windowstillämpningar (t ex Excel). Detta har i själva verket varit förutsättningen för att genomföra de flesta av de i denna rapport redovisade tillämpningarna. Dessa har ibland inneburit hantering av mycket stora datamängder. I Weasels indataark finns också internt, dock inte ”fullfjädrade”, redigeringsfunktioner. Om man emellertid blandar ”intern” och ”extern” redigering kan det hända att det kommer skräp i klippbordet, som inte går att få bort på annat sätt än att starta om Weasel.



Det kan vara ett önskemål vid ”klippning” och ”klistring”, vilket skulle minska fel­möj­ligheter och underlätta arbetet, att även rubrikerna för vattenkvalitetsparametrarna följde med, inte bara som det nu är siffervärdena.

Det kan vara en begränsning att tidsserier för driftparametrar, börvärden etc endast kan anges som genomlupen tid (”elapsed time”), dvs tid från simuleringens början. När en simulering genomförs med råvattendata som en tidsserie, skulle det också vara önskvärt att kunna ange förändringar i driftparametrar i realtid. Sedan är det en smaksak om det högsta antalet förändringar som kan anges för en driftparameter under en simulering, nämligen 100 st, ska anses som en begränsning i programmet. I praktiken kanske man inte behöver så många förändringsmöjligheter eller enkelt kan hitta en väg runt detta problem.

De styrningsmöjligheter som finns baserar sig på information inom respektive delprocess. Det skulle vara önskvärt att kunna finna styrsignaler för reglering från valfri plats i verksmodellen, t ex styrning av dosering av fällningskemikalie beroende på vattenkvalitetsparametrar i snabbfiltrat.

Med den version av Weasel som användes i början av projektet var tillåtet pH-intervall pH 5.0 – 10.0, vilket då ibland kunde upplevas som en begränsning, eftersom vissa pH-justerande processer kan temporärt inom verket resultera i pH-värden utanför detta intervall. Denna begränsning har försvunnit under projektets gång, eftersom med nuvarande version har tillåtet pH-intervall ökat till pH 4-11.

Det saknas en möjlighet att särskilja olika typer av partikulärt material i snabbfilterprocessen på samma sätt som i en allmän separator.

Man skulle också vilja ha möjligheten att beskriva restkoagulanthalter (Al, Fe) empiriskt för att på så sätt kunna inkludera effekter av t ex komplexbildning med organiskt material. Som det nu är, är man hänvisad till den oorganiska utfällningskemin som finns inbyggd och inte går att påverka.

Vid kemikaliedoseringar uppdateras inte anjonhalten (bortsett från de för syrabasjämvikt väsentligaste:  $\text{OH}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  och  $\text{CO}_3^{2-}$ ). Vid t ex dosering av Al-sulfat ökas inte råvattnets halt av sulfat i motsvarande grad, inte heller konduktiviteten. En förändring av programmet i denna riktning skulle vara önskvärd, eftersom man då får ett ytterligare sätt att kontrollera effekten av kemikaliedoseringar etc.

Vissa parametrar kontrolleras rimligheten av vid inmatning i råvattenschemat, t ex TOC (får inte vara=0). Dock kontrolleras inte andra, som t ex grumlighet, vilken tydligen måste ha värden som ej är 0, annars fungerar inte koaguleringsmodellen .

Aciditeten för t ex Al-sulfat antas av Weasel vara enligt teorin (”två moler doserad aluminium svarar mot tre moler svavelsyra”) – i praktiken är inte detta helt korrekt, i varje fall inte för den Al-sulfat som för det mesta används i Sverige (Kemira ALG), där den praktiska aciditeten är ca 85% av det teoretiska värdet. Därför skulle det vara önskvärt att i programmet ha en möjlighet att precisera aktuell koagulantaciditet, om den avviker från den teoretiska.

Feed-forward dosering i Weasel fungerar inte som man kanske först kan förledas att tro, dvs att koagulantdoseringen ej anges av användaren utan styrs av någon råvattenparameter. Det har visat sig att när denna beräkningsvariant används gäller inte längre de

modellparametrar som preciserats i beskrivningen inom koaguleringsmodellen utan ett lågt konstant värde sätts på halten organiskt material, t ex "färg"=5.

För ozonprocessen har beräkningstiden varit besvärande, beroende på det interna tidssteget som inte går att påverka.

Det saknas möjlighet att beskriva desinfektionseffektens eventuella pH-beroende.

Ur svensk synpunkt kan önskemål framställas om vissa förändringar av de enheter som används för vattenkvalitetsdata. T ex skulle alkaliniteten lämpligen uttryckas som "mg  $\text{HCO}_3^-/\text{l}$ " eller "mekv/l" samt totalhårdhet antingen som de verkliga huvudkomponenterna mg Ca resp Mg/l, eller som ekvivalent mängd Ca.

### 5.3 Processmodeller som saknas

Nedan räknas de processer upp som vi ur svensk horisont har saknat i Weasels processbibliotek under projektets gång. I det flesta fall går det dock att komma runt detta problem genom att utnyttja en snarlik process eller ett generellt processverktyg.

- Lamellsedimentering
- Lovöbassänger
- Pulsator
- DynaSandfilter
- Långsamfilter (kvalitetpåverkan)
- Membranmetoder.
- Oxidationsmetoder, t ex för järn och manganreduktion.
- Klordioxid som desinfektionsmedel.
- UV som desinfektionsmetod.
- Avhärdning

Avhärdningsförlopp skulle delvis kunna beskrivas om det inom Weasel introducerades en typ av partikulärt material som inte finns i nuvarande version: utfällning av kalciumkarbonat i partikulär form.

### 5.4 Förslag till fortsatt arbete med Weasel

För oss som har arbetat i detta projekt, vilket till största delen varit baserat på redan tillgängliga data och till sin karaktär i huvudsak mycket översiktligt, skulle det vara intressant om det gick att finna nya detaljtillämpningar, där man började från rätt ända. Med detta menar vi att man utifrån den kunskap som detta projekt gett beträffande vattenverksmodellering och användarerfarenhet av Weasel väljer ut en delprocess att studera. Ur modellsynpunkt (vilka indata behöver modellbeskrivningen för att en bra kalibrering skall kunna utföras?) utformas sedan ett försöksprogram i lab- eller pilotskala, varefter modellkalibrering och beräkningar utförs.









## Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien fr o m 1995

- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Clæs Hemebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledningar. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Stål, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofströms kommun, *Carl-Johan Legeth*
- 1996-01 Organiskt avfall som växtnäingsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*
- 1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningspåverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Clæs Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunnande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlagring för grundvatten i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrensutsättning av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skepnad – Om konkurrens och strukturomvandling i Vaxholm, *Ola Mattisson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läckökningsmetoder med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattningslaguner med naturliga metoder – Erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger, *Daniel Hellström, Elisabeth Kvarnström*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*



## Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course"  
*José-Ignacio Ramírez*
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*
- 1998-08 Toluen i avloppsslam – En studie av Lingsheds reningsverk, *Thomas Hellström, Hans Hedvall*
- 1998-09 Långtidseffekter av storskalig avloppsinfiltration – Erfarenheter från Berlin-Brandenburg,  
*Per-Arne Malmqvist, Viveka Ramstedt, Hans Björkman*
- 1998-10 Struktur för ledningssystem VA, *Gunnar Mellström, Jan Adamsson*
- 1998-11 Ozonbehandling följt av långsamfiltrering vid dricksvattenframställning, *Anette Seger*
- 1998-12 Nitrifikationshämning i svenska kommunala avloppsvatten – Undersökningar med screeningmetoden och renkulturer av nitrifikationsbakterier, *Karin Jönsson, Camilla Grunditz*
- 1998-13 Katjoniska polyakrylamider – Inverkan på markens mikrobiologi, *Mats Johansson, Nicklas Paxéus, Cajsa Wahlberg, Lennart Torstensson*
- 1998-14 Miljöledningssystem för avloppssystem – En handledning, *Ann-Carin Andersson, Ann-Charlotte Bauer*
- 1998-15 Dricksvattensituationen i Sverige, *Anders Hult*
- 1998-16 Systemanalys VA – Hygienstudie, *Ann Albiñ, Thor Axel Stenström*
- 1998-17 Hur tolkas en LCA-rapport? *Göran Svensson*
- 1999-01 Internationell sammanställning av erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering,  
*Janusz Niemczynowicz*
- 1999-02 Miljöföroreningar i dricksvatten, *Olof Bergstedt, Nicklas Paxéus, Henrik Rydberg*
- 1999-03 Processmodell för vattenverk – Tillämpning av Weasel på sju svenska vattenverk,  
*Claes Hernebring, Bengt Zagerholm*