

STRUKTURIDENTIFIERING AV AKTIVSLAMPROCESSEN

KENNETH NILSSON

DEPARTMENT OF AUTOMATIC CONTROL
LUND INSTITUTE OF TECHNOLOGY

NOVEMBER 1984

TILLHÖR REFERENSBIBLIOTEKET
UTLÄNAS EJ

LUND INSTITUTE OF TECHNOLOGY DEPARTMENT OF AUTOMATIC CONTROL Box 725 S 220 07 Lund 7 Sweden	Document name Master thesis	
	Date of issue November	
	Document number CODEN: LUTFD2/(TFRT-5314)/14052/(1984)	
Author(s) Kenneth Nilsson	Supervisor Gustaf Olsson	
	Sponsoring organization	
Title and subtitle Strukturidentifiering av aktivslamprocessen. (Structural Identification of the Activated Sludge Process.)		
Abstract <p>In this report, the possibilities to identify unknown model parameters are studied, using real measurements. The actual model describes the biological reactor in a wastewater treatment plant. The model contains many unknown parameters, which makes it awkward to simulate and adapt all of them at the same time. For that reason the model is divided into smaller parts.</p> <p>First the differential equation of dissolved oxygen has been studied. The dissolved oxygen model is simulated using two input signals, the air flow and the influent water flow rates. The output signal (dissolved oxygen) from the model is compared with the real output. This gives an estimation of the oxygen uptake rate OUR of the microorganisms, and of the oxygen transfer rate.</p> <p>Further the suspended solids concentration is studied, using the calculated OUR. From the OUR the specific growth rate for zoogical organisms is calculated.</p> <p>It is difficult to verify the mass balance of the substrate due to insufficient measurements.</p> <p>At last some simulations are made with an expanded model.</p>		
Key words		
Classification system and/or index terms (if any)		
Supplementary bibliographical information		
ISSN and key title		ISBN
Language Swedish	Number of pages 52	Recipient's notes
Security classification		

DOCUMENT DATABASE

STRUKTURIDENTIFIERING AV AKTIVSLAMPROCESSEN

KENNETH NILSSON

Examensarbete utfört på institutionen för reglerteknik på Lunds Tekniska
Högskola under tiden juni till augusti 1984.

Handledare: Gustaf Olsson

SAMMANFATTNING

I detta examensarbete studeras möjligheterna att identifiera okända parametrar i en olinjär modell med hjälp av verkliga mätdata. Modellen som behandlas, beskriver en luftningsbassäng i ett avloppsreningsverk. Modellen innehåller många okända variabler, vilket gör det ohanterligt att simulera och anpassa alla på samma gång. Därför delas modellen upp i mindre delar.

Den första del som studeras är differentialekvationen för syrekoncentrationen. Med hjälp av två verkliga insignaler, insprutad luft och inkommande vatten, simuleras syremodellen. Utsignalen (syrekoncentrationen) från modellen jämförs med mätdata. Detta i sin tur ger en uppskattning av bakteriernas syreupptagningsförmåga OUR (oxygen uptake rate), samt överföringskonstanten från gasformigt till löst syre.

Vidare studeras koncentrationen av bakterier och här används den tidigare beräknade OUR, ur vilken bakteriernas specifika tillväxt μ_z beräknas.

Massbalansen för substratkoncentrationen är besvärlig att verifiera beroende på otillräckliga mätdata.

Avslutningsvis görs en del simuleringar med en utökad modell.

ABSTRACT

In this report, the possibilities to identify unknown model parameters are studied, using real measurements. The actual model describes the biological reactor in a wastewater treatment plant. The model contains many unknown parameters, which makes it awkward to simulate and adapt all of them at the same time. For that reason the model is divided into smaller parts.

First the differential equation of dissolved oxygen has been studied. The dissolved oxygen model is simulated using two input signals, the air flow and the influent water flow rates. The output signal (dissolved oxygen) from the model is compared with the real output. This gives an estimation of the oxygen uptake rate OUR of the microorganisms, and of the oxygen transfer rate.

Further the suspended solids concentration is studied, using the calculated OUR. From the OUR the specific growth rate for zoogical organisms is calculated.

It is difficult to verify the mass balance of the substrate due to insufficient measurements.

At last some simulations are made with an expanded model.

INNEHALLSFÖRTECKNING

	sid.
1. INLEDNING	4
2. EXPERIMENT PÅ KÄPPALA	5
2.1 Justering av mätdata	
2.2 Problem	
3. MODELLER	6
3.1 Kort processbeskrivning	
3.2 Modellekvationer	
3.2.1 Allmänt om aktivslammodeller	
3.2.2 En reaktortank	
3.2.3 Två reaktortankar i serie	
4. METODER FÖR MODELLANPASSNING	10
4.1 Allmänt	
4.2 Manuell parameterjustering i olinjära modeller	
4.2.1 Anpassning med konstant syreupptagningsförmåga	
4.2.2 Anpassning med variabel syreupptagningsförmåga	
4.2.3 Anpassning av slamkoncentrationen	
4.2.4 Kalibrering av slamkoncentrationen	
4.2.5 Beräkning av substratkoncentrationen	
4.3 Utökade modeller	
4.3.1 Variabel syreöverföringskonstant	
4.3.2 Modell med två reaktortankar i serie	
5. RESULTAT	17
5.1 Simulering med en reaktortank	
5.1.1 Experiment 1	
5.1.2 Experiment 2	
5.1.3 Experiment 3	
5.1.4 Experiment 4	
5.1.5 Experiment 5	
5.2 Variabel syreöverföringskonstant	
5.2.1 Experiment 6	
5.3 Simulering med två reaktortankar i serie	
5.3.1 Experiment 7	
6. SLUTSATSER	45
7. REFERENSER	45
8. APPENDIX	
A.1 Redovisning av simnonprogram	
A.2 Nomenklatur	

1. INLEDNING

Syftet med denna rapport är att undersöka hur bra man med hjälp av verkliga mätdata kan anpassa en modell av en process till den verkliga processen. Ett problem med aktivslamprocessen är att många intressanta parametrar ej kan mätas direkt. Man har därför många okända parametrar att variera då man försöker simulera sin modell. Detta innebär att modellen måste delas upp, anpassas och simuleras i mindre delar.

Rapporten är uppdelad enligt följande. I kapitel två beskrivs mätdata från Käppala samt några problemställningar i samband med insamling av data i reningsverk. Vidare beskrivs modellekvationerna i kapitel 3. I kapitel 4 behandlas hur modellen delas upp i mindre delar och hur man i ett antal steg kan anpassa till verkligheten. Resultatet av strukturidentifieringen redovisas och diskuteras i kapitel 5.

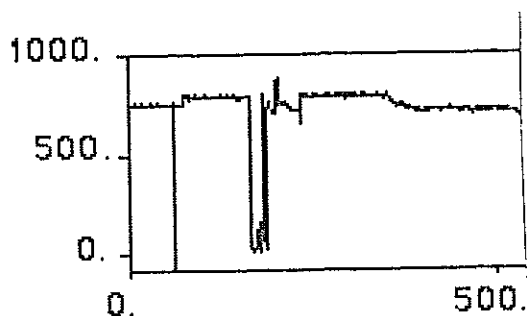
2. EXPERIMENT PÅ KÄPPALA

De utförda experimenten grundar sig på mätdata insamlade vid Käppala, ett reningsverk på Lidingö. Det finns från samtliga mätpunkter mätdata insamlade en gång i timmen. Från många mätpunkter finns data insamlade var sjätte minut. De sistnämnda är en förutsättning för att kunna studera en del snabba förlopp som uppträder i aktivslamprocessen.

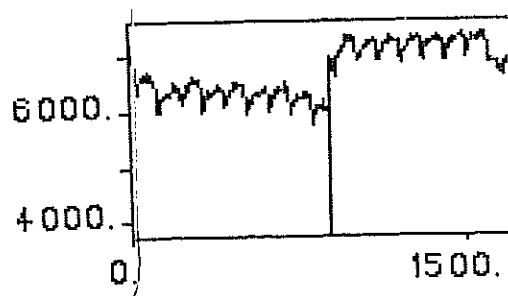
2.1 Justering av mätdata

Det finns en del praktiska problem i samband med användandet av Käppala-data. Ett av dessa är förekomsten av s.k. outliers, se figur 2.1, det vill säga spikar som uppstår på grund av att mätgivarna missar data. Detta problem kan lösas med hjälp av IDPAC, med vars PLMAG-kommando man lätt avlägsnar enstaka spikar, se referenslista. Vid stora förekomster av outliers kan man skriva ett litet program som rensar bort spikarna.

Ett annat problem är givarna för slamkoncentrationerna. Dessa är inte samkalibrerade, och dessutom driver givaren för returslamkoncentrationen. Det sistnämnda innebär att man på Käppala gör stora omkalibreringar ett par gånger i månaden. En sådan visas i figur 2.2. Detta märks i simuleringarna och måste avhjälpas med en speciell kalibreringsfaktor som ändrar sig från dag till dag.



Figur 2.1 Outliers.



Figur 2.2 Kalibrering av mätgivare.

2.2 Problem

Ett allmänt problem vid analys av avloppsreningsverk är de bristfälliga kunskaperna om inkommande vatten. Speciellt i mitt fall var problemet att inkommande substrat var okänt.

Ett annat problem är att det är glest med mätpunkter, exempelvis i en x meter lång luftningsbassäng finns enbart två mätpunkter för syrekonzentrationen. Detta innebär att det är svårt att kontrollera en modell som tar hänsyn till förändringar i bassängens längdsled.

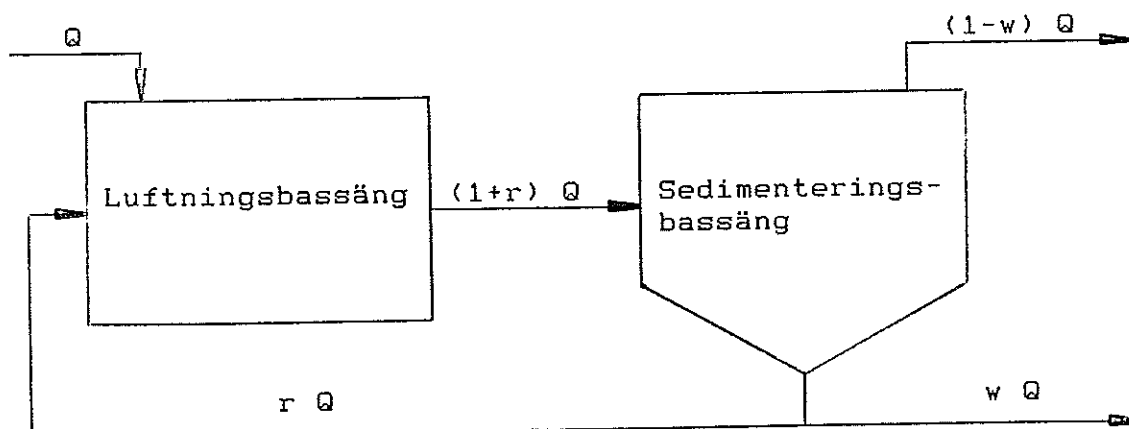
En anledning till att man använder få mätgivare är att reglering av avloppsreningsverk är en ganska ny företeelse. Man måste alltid ställa kostnaden för fler mätgivare mot det förbättrade resultatet, vilket kan vara svårt att värdera i pengar.

3. MODELLER

I detta kapitel ges först en kort processbeskrivning och sedan ställs de ekvationer upp som beskriver en luftningsbassängs dynamik, även en modell med två tankar beskrivs. En lista på vilka värden de olika modellparametrarna hade vid simuleringarna finns i appendix A.3.

3.1 Kort processbeskrivning

I en luftningsbassäng i ett avloppsreningsverk finns en kultur av mikroorganismer vars uppgift är att bryta ned de föroreningar som finns i det inkommande vattnet. Förutom föda (substrat) i form av inkommande föroreningar kräver dessa mikroorganismer syre för att kunna växa. Syret tillförs med luftkompressorer och det är önskvärt att syrenivån ligger konstant. Mikroorganismerna bildar flockar som sedan separeras i en sedimenteringsbassäng. Från denna returneras en del slam och substrat tillbaka till luftningsbassängen, men för att hålla slammängden på en rimlig nivå avskiljs också en del slam, se figur 3.1.



Q = inkommande vatten

r = returflödeskoefficient

w = överskottsslamflödeskoefficient

Figur 3.1 Flödesbeskrivning av aktivslamprocessen.

3.2 Modellekvationer

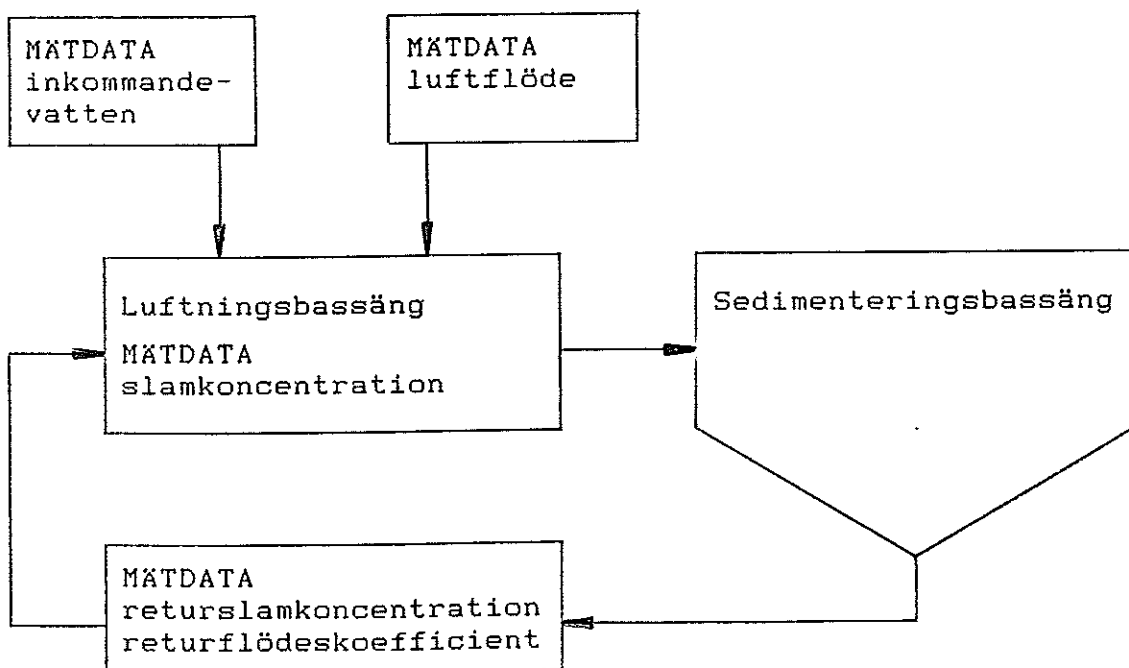
3.2.1 Allmänt om aktivslam modeller

De grundläggande modellekvationerna är hämtade ur ASCL (An activated sludge process control language) av Andrews Olsson Hill, (1981).

I ASCL nämns att man kan klassificera reaktortank-modeller efter hur blandningen i tanken sker. De två huvudtyperna är plug flow reactor och complete mixing reactor. I den förstnämnda antas koncentrationerna av syre, substrat och mikroorganismer variera både i tid och i längdriktningen av bassängen. I den andra reaktortypen gör man den förenklingen att variationen i längdriktningen försummas. I kapitel 3.2.2 beskrivs en modell med en reaktortank som antas vara av den sistnämnda typen, mer specificerat används Reaktor Modell 1 ur ASCL.

För att simulera en modell som ligger mellan de två huvudtyperna kopplar man samman ett antal reaktortankar av complete mixing typ. Det är en modell av detta slag som beskrivs i kapitel 3.2.3.

Efter luftningsbassängen kommer en sedimenteringsbassäng som bland annat returnerar en del slam och substrat. Jag gör följande förenkling av sedimenteringen i min modell, ingående substratkoncentration är lika med utgående substratkoncentration. I stället för slamretur används verkliga mätdata som insignal, se figur 3.2.



Figur 3.2 Här visas hur olika mätdata påverkar modellen.

3.2.2 En reaktortank

Massbalans för löst syrekoncentrationen C erhålles

$$V \frac{dC}{dt} = Q C_{in} + r Q C_r - (1+r) Q C + V \text{Air } \alpha (C_s - C) - V \text{OUR} \quad (3.1)$$

De tre första termerna är flödestermerna, returflödeskoncentrationen C_r brukar sättas till noll vilket gör att term två försvinner. Term fyra motsvarar mängden gasformigt syre som övergår i löst syre, där α är syreöverföringskonstanten. Ett annat sätt att teckna $\text{Air } \alpha$ är.

$$\text{Air } \alpha = K_L a \quad (3.2)$$

I den sista termen ingår OUR (oxygen uptake rate) som är mikroorganismernas syreupptagningsförmåga, definitionen av denna är.

$$\text{OUR} = X_Z \mu_Z \frac{Y_{OS}}{Y_Z} + X_Z d_Z Y_{OX} (1 - Y_I) \quad (3.3)$$

Första termen i OUR anger syreförbrukning vid mikroorganismernas tillväxt och den andra syreförbrukning vid deras sönderfall.

I definitionen ingår μ_Z som är mikroorganismernas tillväxt.

$$\mu_Z = \hat{\mu}_Z \left(\frac{S_d}{K_{ZS} + S_d} \right) \left(\frac{C}{K_{ZC} + C} \right) \quad (3.4)$$

Mikroorganismernas sönderfall anges av d_Z .

$$d_Z = d_{mZ} \left(\frac{C}{K_{ZC} + C} \right) \quad (3.5)$$

För att beskriva slamkoncentrationen finns två tillstånd, dels X_Z som betecknar levande (aktiva) mikroorganismer och dels X_I som betecknar döda (inaktiva) mikroorganismer. Summan av dessa betecknas hädanefter susp , som kommer av engelskans suspended solids concentration.

Slammet beskrivs av följande ekvationer.

$$V \frac{dX_Z}{dt} = r Q X_{Zr} - (1+r) Q X_Z + V X_Z (\mu_Z - d_Z) \quad (3.6)$$

Här har inkommande koncentration satts till noll vilket normalt gäller. De två första termerna är flödestermerna och den tredje anger skillnaden mellan tillväxt och sönderfall hos mikroorganismerna.

$$V \frac{dX_I}{dt} = Q X_{Ii} + r Q X_{Ir} - (1+r) Q X_I + V Y_I X_Z d_Z \quad (3.7)$$

De tre flödestermerna följs av en term som anger hur många mikroorganismer som dör eller med andra ord som överförs mellan de två tillstånden.

Koncentrationen av substrat, som är bakteriernas föda, ges av följande ekvation.

$$V \frac{dS_d}{dt} = Q S_{di} + r Q S_{dr} - (1+r) Q S_d - V \frac{X_Z \mu_Z}{Y_Z} \quad (3.8)$$

I den sista termen finns ett Y_Z som anger förhållandet mellan den mängd mikroorganismer som bildas och den substratmängd som konsumeras av mikroorganismerna.

3.2.3 Två reaktortankar i serie

Den tidigare beskrivna modellen med en tank motsvarar en complete mixing reactor, och denna tar inte hänsyn till förändringar i bassängens längdsled. Genom att seriekoppla flera tankar kan man erhålla en modell som i takt med växande antal tankar tar hänsyn till variationen i längdsled.

Följande förändringar krävs för att få en modell med två tankar, varje tank måste ha egna versioner av differentialekvationer, och därtill hörande parametrar. De två tankarna förbinds med hjälp av flödestermier. Som exempel visas hur ekvation 3.7 ser ut i uppdelad form.

Reaktortank 1.

$$V_1 \frac{dX_{I1}}{dt} = Q X_{I1i} + r Q X_{I1r} - (1+r) Q X_{I1} + V_1 Y_I X_{z1} d_{z1} \quad (3.9)$$

Samband mellan ekvationerna $X_{I1} = X_{I2i}$

Reaktortank 2

$$V_2 \frac{dX_{I2}}{dt} = (1+r) Q X_{I2i} - (1+r) Q X_{I2} + V_2 Y_I X_{z2} d_{z2} \quad (3.10)$$

Samtliga ekvationer finns beskrivna i simnonprogrammet för två tankar, se appendix. Vissa förenklingar görs för att underlätta simulering, dessa redovisas i kapitel 4.3.2.

4. METODER FÖR MODELLANPASSNING

I det här kapitlet ges en beskrivning av det praktiska arbetet med att anpassa en modell så att den överensstämmer med mätdata.

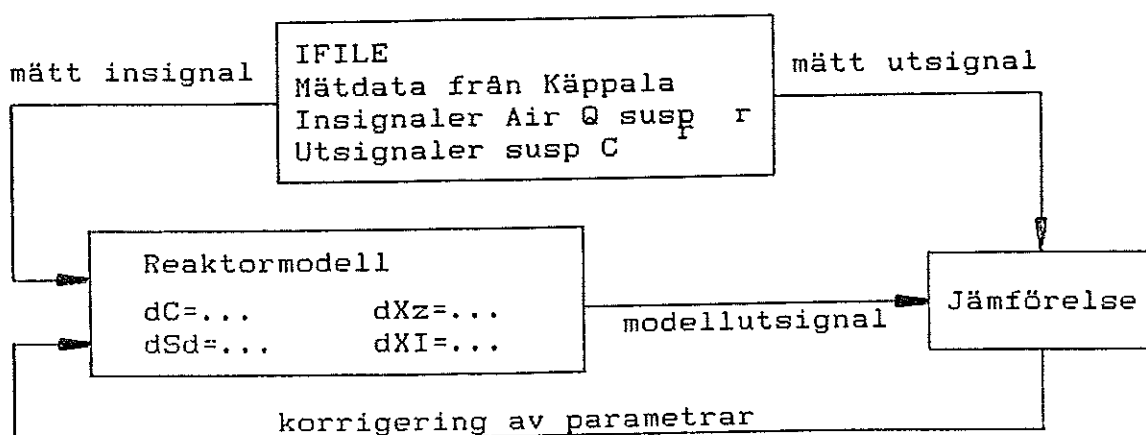
4.1 Allmänt

Med data från Käppala som beskrevs i kapitel två och en modell av aktivslamprocessen som beskrevs i kapitel tre skall en modellanpassning göras. Två oumbärliga hjälpmedel är simuleringspaketet Simnon och datahanterings-systemet Idpac. Se referenslista.

Med Simmons hjälp beskrivs modellen programmässigt och möjliggör datorsimulering av denna. Simnonprogrammen finns redovisade i appendix. För att kunna använda mätdata i simuleringarna måste en Ifile (se Simnon) skapas. Ifile gör att man kan använda en diskret mätvariabel i en kontinuerlig modell.

Eftersom data är insamlade via 12-bitars AD-omvandlare, innehåller datafilerna tal mellan 0 och 4095. Filerna, en för varje mätpunkt, skall sedan omvandlas till ingenjörstorheter och sättas samman till en Ifile. Denna filhantering sker smidigt med hjälp av Idpac. Följande sex variabler innehåller min Ifile.

Air = luftflöde
 susp = slamkoncentration i luftningsbassäng
 Q = inkommande vatten
 susp_r = slamkoncentration i returflödet
 C = syrekoncentration
 r = förhållandet mellan utgåendeflöde och returflöde



Figur 4.1 Här visas schematiskt hur modellanpassning görs. Ifile används som modellinsignal och för jämförelse med modellutsignalen. Efter jämförelsen görs en parameterkorrigerig, och modellen simuleras på nytt.

4.2 Manuell parameterjustering i olinjära modeller

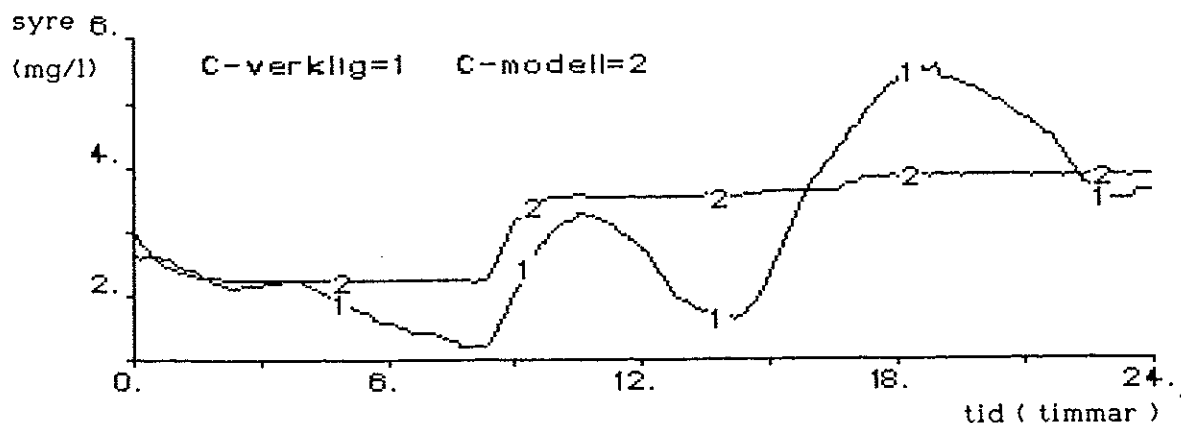
Modellanpassning måste ske i flera steg därför att modellen innehåller många okända parametrar.

4.2.1 Anpassning med konstant syreupptagningsförmåga

Differentialekvationen för syrekonzentrationen, ekvation 3.1, simuleras med följande förenkling, syreupptagningsförmågan OUR sättes konstant = OUR_{konst}

$$\frac{dC_1}{dt} = \frac{Q}{V} C_{in} + \frac{Q}{V} r C_r - \frac{Q}{V} (1+r) C_1 + Air \alpha (C_s - C_1) - OUR_{konst} \quad (4.1)$$

Modellens syrekonzentration C_1 kan sedan nivåanpassas till mätdata $C_{mät}$ genom att anpassa syreöverföringskonstanten α och OUR_{konst} , se figur 4.1.



Figur 4.1 Modellanpassning av syreöverföringskonstanten α , då syreupptagningsförmågan OUR antagits vara konstant. Här är $\alpha = 0.02$ och $OUR_{konst} = 9$. Kurvan (1) visar mätdata och (2) modellutsignal C_1 .

4.2.2 Anpassning med variabel syreupptagningsförmåga

Om man gör antagandet, att skillnaden (se figur 4.1) mellan mätdata på syrekonzentrationen, och utsignalen C_1 från modellen med konstant syreupptagningsförmåga, förklaras helt av att OUR i verkligheten är variabel, dvs den varierar kring den konstanta OUR_{konst} . Denna variation kallar jag dOUR. Uttrycket för denna härleds nedan.

$$\frac{dC_{mät}}{dt} = \frac{dC_1}{dt} \quad (4.2)$$

Flödestermerna kan tas bort eftersom dessa är lika i båda modellerna.

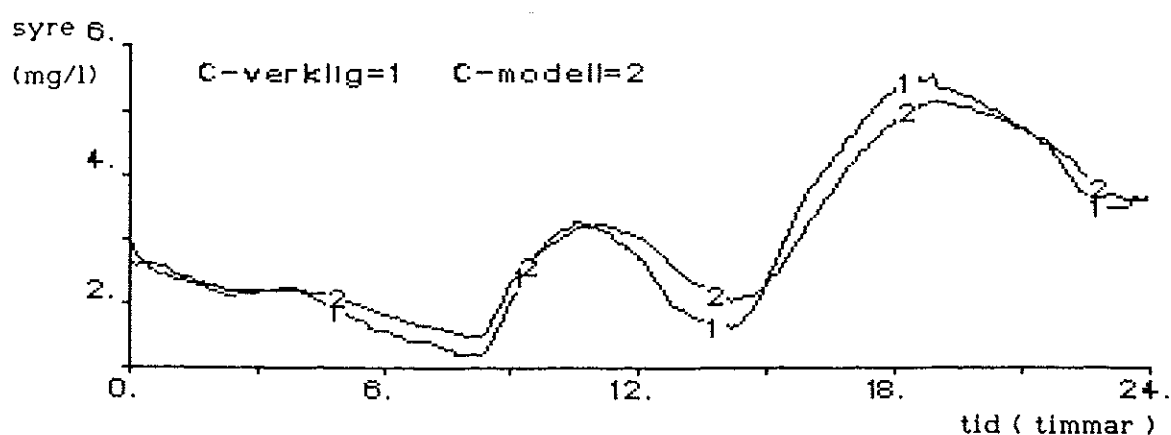
$$Air \alpha (C_s - C_{mät}) - OUR = Air \alpha (C_s - C_1) - OUR_{konst} \quad (4.3)$$

Om OUR löses ut erhålls följande:

$$OUR = OUR_{konst} + Air \alpha (C_1 - C_{mät}) = OUR_{konst} + dOUR \quad (4.4)$$

$$dOUR = Air \alpha (C_1 - C_{mät}) \quad (4.5)$$

Denna variabla OUR är en bättre modell av verklighetens OUR än OUR_{konst} . För att kunna använda OUR enligt ekvation 4.4 måste först modellen med konstant OUR simuleras. Resultatet ger ett variabelt OUR som sedan används i en andra simulering av massbalansen för syrekonzentrationen. Resultatet C_2 av en sådan dubbelsimulering visas i figur 4.2.



Figur 4.2 Modellanpassning av syreöverföringskonstanten α , då OUR är variabelt. Här är $\alpha = 0.02$ och $OUR_{konst} = 9$. Kurvan (1) visar mätdata och (2) modellutsignal C_2 .

4.2.3 Anpassning av slamkoncentrationen

Nästa steg är att simulera massbalansen för slamkoncentration. Mätdata finns på returslamkoncentrationen susp_r och slamkoncentrationen susp . Grundläggande ekvationer vid simuleringen är 3.6 och 3.7. I dessa ingår d_z som erhålles med ekvation 3.5.

En känslig parameter i modellen är μ_z och för att kunna uppskatta denna används den variabla syreupptagningsförmågan OUR som beräknades vid simuleringen av syreekvationen. Ekvation 4.6 har erhållits genom att lösa ut μ_z ur ekvation 3.3.

$$\mu_z = \frac{\text{OUR} Y_z}{X_z Y_{os}} - \frac{d_z Y_{ox} (1 - Y_I) Y_z}{Y_{os}} \quad (4.6)$$

Eftersom förhållandet mellan levande och döda mikroorganismer inte är känt, antas detta vara konstant och fördela sig enligt följande ekvationer:

$$X_{Ir} = p \text{susp}_r \quad (4.7)$$

$$\frac{X_I}{X_z} = \frac{X_{Ir}}{X_{zr}} \quad (4.9)$$

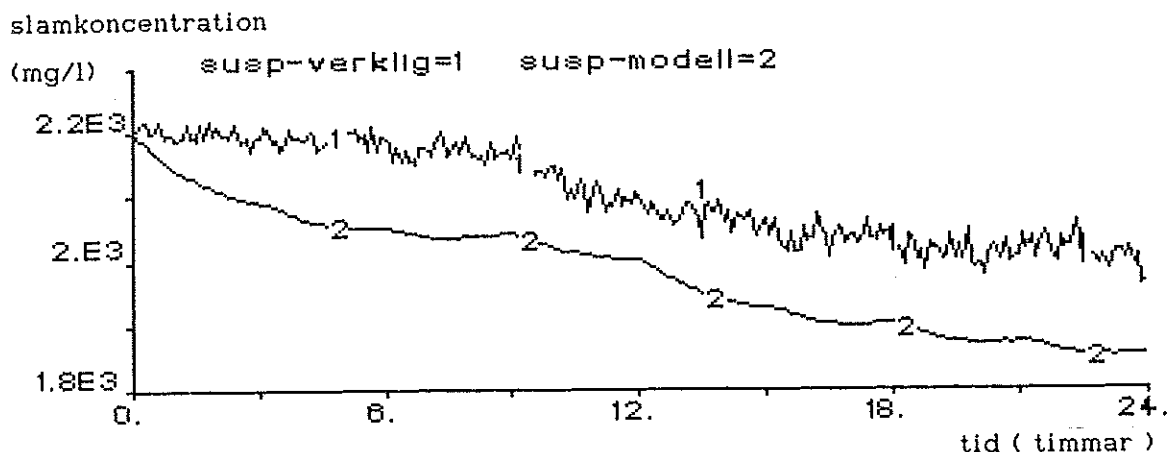
$$X_{zr} = (1-p) \text{susp}_r \quad (4.8)$$

Konstanten p har genom simuleringar funnits vara i storleksordningen 0.7. I figur 4.4 visas resultatet av en kontrollberäkning av p .

Nu kan man simulera modellen av slamkoncentrationen och som utsignal från modellen väljs summan av de båda tillstånden:

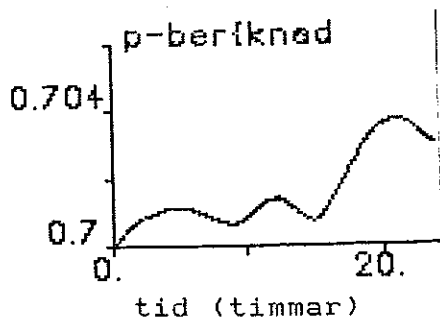
$$\text{susp} = X_z + X_I$$

Vid simuleringen jämförs mätdata med modellens utsignal susp , och det visar sig att modellens utsignal alltid har lägre värde än mätdata, se figur 4.3. En förklaring kan vara, vilket berördes i kapitel två, att mätgivarna för susp och susp_r inte är samkalibrerade. Ett sätt att nivå-reglera susp i modellen är att införa en egen kalibrering.



Figur 4.3 Modellanpassning av tillväxtfaktorn μ_z , som beräknas med hjälp av den variabla syreupptagningsförmågan. Denna beräknades, enligt ekvation 4.4, vid en tidigare simulering av syreekvationen. μ_z används vid simulering av slamkoncentrationen. Kurvan (1) visar mätdata och (2) modellutsignal.

För att bekräfta att p , i ekvationerna 4.7 och 4.8, håller sig relativt konstant, görs vid simuleringen av slamkoncentrationen en beräkning enligt ekvation 4.10 av förhållandet mellan XI och slamkoncentrationen. Figuren nedan visar att så är fallet.



$$P_{\text{beräknad}} = \frac{XI}{\text{susp}} \quad (4.10)$$

Figur 4.4 Kontrollberäkning av p vid simulering av slamkoncentrationen.

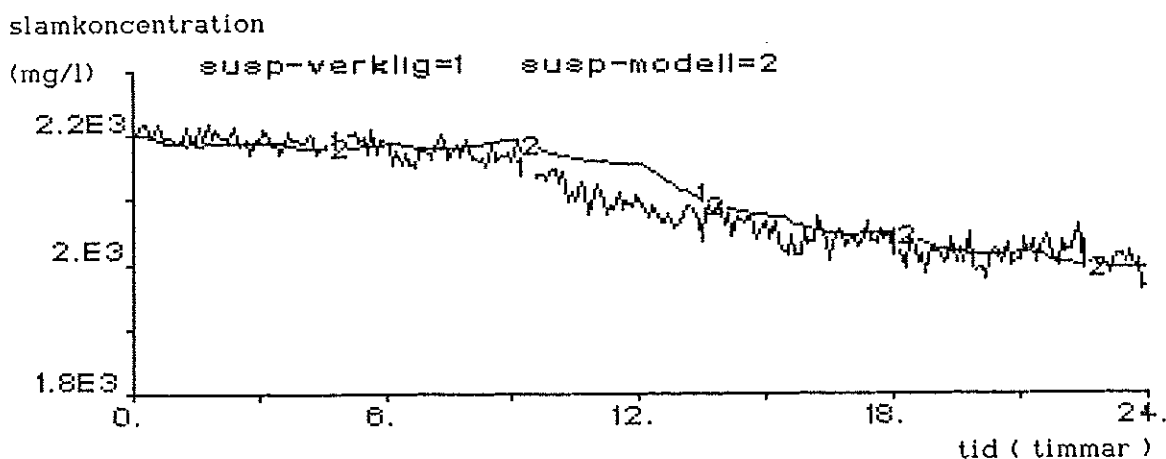
4.2.4 Kalibrering av slamkoncentrationen

Eftersom modell och mätdata inte följs åt, se figur 4.3, införs en kalibreringsfaktor kalib. Den införs i modellen i samband med beräkning av returkoncentrationerna. Jämför ekvation 4.4 och 4.5.

$$X_{Ir} = p \text{ susp}_r \text{ kalib} \quad (4.11)$$

$$X_{zr} = (1-p) \text{ susp}_r \text{ kalib} \quad (4.12)$$

Nedan visas resultatet av en simulering av slammodellen. I denna simulering var kalib= 1.08.



Figur 4.5 Modellanpassning av tillväxtfaktorn μ_z med en åtta procents uppkalibrering av returslamkoncentrationen.

4.2.5 Beräkning av substratkoncentrationen

Den första parameter som anpassades var syreöverföringsförmågan OUR. Dess definition är.

$$\text{OUR} = X_Z \mu_Z \frac{Y_{\text{OS}}}{Y_Z} + X_Z d_Z Y_{\text{OX}} (1 - Y_I) \quad (3.3)$$

Ur denna kunde sedan tillväxtfaktorn μ_Z beräknas eftersom övriga delar av ekvationen var kända. Detta har också möjliggjort simulering av slamkoncentrationen. Nu återstår bara ett tillstånd i aktivslamprocessen nämligen substratkoncentrationen.

Jag påminner om ekvationen för μ_Z .

$$\mu_Z = \hat{\mu}_Z \left(\frac{S_d}{K_{ZS} + S_d} \right) \left(\frac{C}{K_{ZC} + C} \right) \quad (3.4)$$

Ur denna kan substratkoncentrationen S_d lösas ut, men problemet är att det finns ytterligare en obekant, $\hat{\mu}_Z$ som är konstant.

Vid simuleringförsök av massbalansen för substratkoncentrationen blir problemen ännu större, ty inkommande substrat S_{di} är en okänd parameter. Detta, tillsammans med att det inte finns mätdata på S_d , leder till att massbalansen inte kan verifieras.

4.3 Utökade modeller

För att utröna om avvikelserna i den föregående modellen kan minskas med en kraftfullare modell, provas två olika utökningar av modellen.

4.3.1 Variabel syreöverföringskonstant

I den föregående modellen används ett konstant α vilket är en approximation. I verkligheten är α omvänt proportionell mot luftflödet på ett olinjärt sätt, men tyvärr är det exakta förhållandet inte känt. Ett sätt att undersöka detta förhållande är att göra följande antagande. Den skillnad som uppstår, mellan mätdata och modellen i kapitel 4.2.2, förklaras helt av en variation $d\alpha$ kring det konstanta α , som används i kapitel 4.2.2.

Om man sätter differentialekvationen för modellen i 4.2.2 lika med differentialekvationen för den nya modellen med variabelt α , samt stryker flödestermerna, då erhålles följande ekvation.

$$\text{Air } \alpha (C_s - C) - \text{OUR} = \text{Air } (\alpha + d\alpha)(C_s - C_{\text{mät}}) - \text{OUR} \quad (4.13)$$

Ur denna ekvation löses $d\alpha$.

$$d\alpha = \frac{\alpha (C_{\text{mät}} - C)}{C_s - C_{\text{mät}}} \quad (4.14)$$

4.3.2 Modell med två reaktortankar i serie

Vid simulering med två reaktortankar är problemet att alla mätdata är hämtade från bakre delen av den verkliga luftningsbassängen. Detta medför att kunskapen om den andra modelltanken är god medan kunskapen om den första är mindre god.

Följande förenkling görs, syrekoncentrationen i den första tanken antas vara låg och konstant (0.5 mg/l). Vidare antas första tankens volym vara 2/3 av den ursprungliga. Alla tidigare inkommande flöden och retur flöden kommer att passera genom tank 1. Den andra tanken simuleras på samma sätt som beskrevs i kapitel 4.2, med undantag för att volymen är 1/3 och att alla inkommande flöden kommer från tank 1.

5. RESULTAT

Uppläggningsen av detta kapitel följer kapitel fyra, det vill säga först redovisas experiment gjorda med modellen som beskrevs i kapitel 4.2. Sedan redovisas resultaten från experimenten med utökade modeller enligt kapitel 4.3.

5.1 Simulering med en reaktortank

De två första experimenten uppfyller vart och ett en tidsrymd av tio dagar för att ge en översiktlig bild av hur modellen uppför sig. Sedan följer mer detaljerade experiment som är utförda dygnsvis.

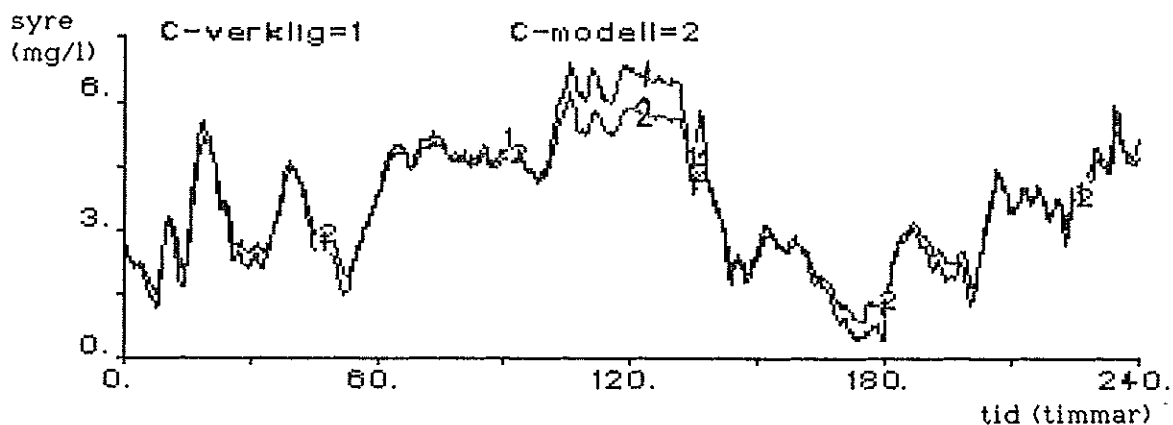
5.1.1 Experiment 1

Utfördes: Den 4:e till 13:e januari 1984

Val av data: Det finns en del outliers under de första dagarna vilket gör dessa olämpliga, dessutom kalibrerades $susp_r$ om den 3:e januari.

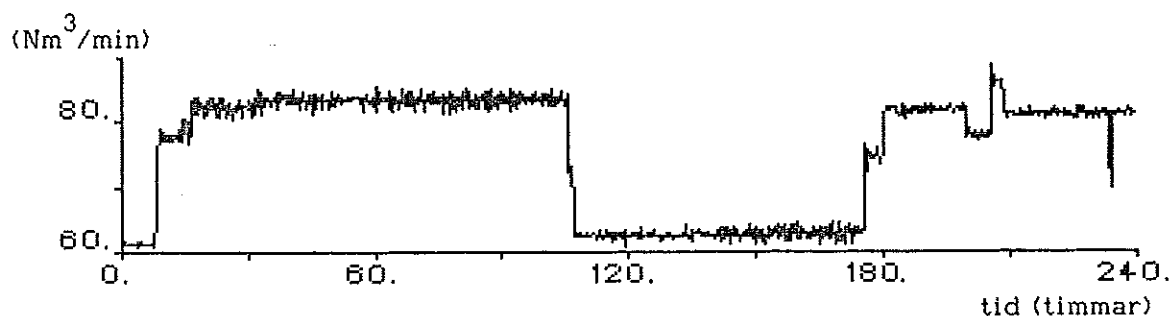
Kommentar: Experimentet följer uppläggningsen i kapitel 4.2. I den första simuleringen anpassas syreöverföringskonstanten $\alpha = 0.02$ och $OUR_{konst} = 9$, detta möjliggör en anpassning med variabel syreupptagningsförmåga OUR . I figur 5.1 jämförs modellens utsignal, syrekonzentrationen, med mätdata. Den insignal som påverkar syrekonzentrationen mest är luftflödet och mätdata för denna visas i figur 5.2. Vid den sista simuleringen används variabel OUR , och en beräkning av denna visas i figur 5.3.

Experiment 1 forts.



Figur 5.1 Modellanpassning av syreöverföringskonstanten α , då syreupptagningsförmågan OUR är variabel. Jämförelse görs mellan mätdata, kurva (1), och modellutsignal (2). Modellens syre följer mätdata bra. Avvikelse finns vid 110-130 timmar (8:e - 9:e jan) och efter 175 timmar (11:e jan). Orsaken kan vara de stora ändringarna i luftflödet se figur 5.2.

luftflöde



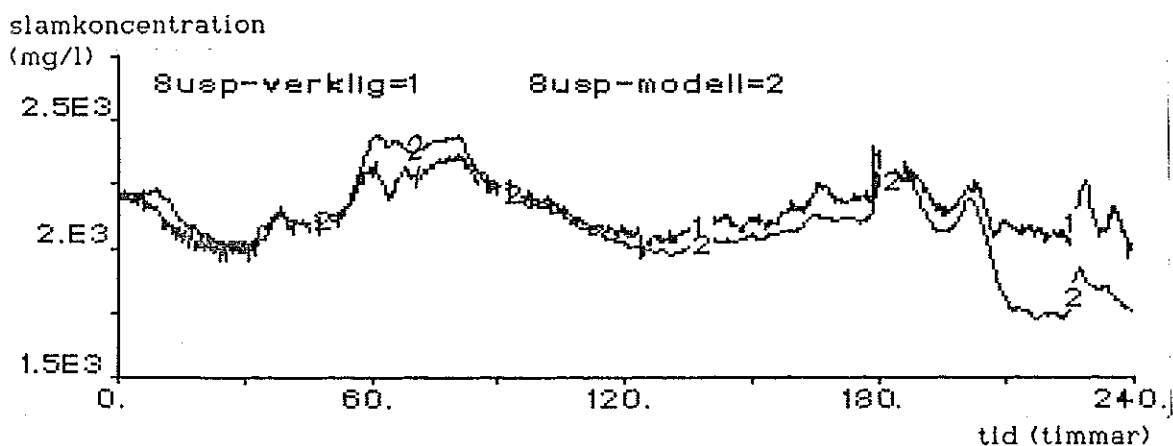
Figur 5.2 Mätdata på luftflöde. Man kan se att de snabba variationerna i luftflödet inte påverkar syrekoncentrationen direkt utan att den följer långsamt efter.



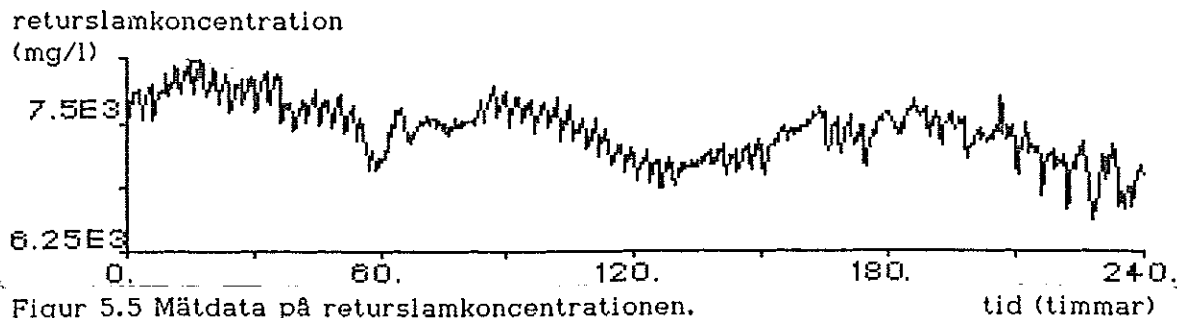
Figur 5.3 Beräkning av syreupptagningsförmågan OUR. Om man jämför med syrekoncentrationen ser man att OUR varierar på motsatt sätt.

Experiment 1 forts.

Kommentar: Med hjälp av resultatet från föregående simulering kan man simulera slamkoncentrationen. För att erhålla ett vettigt resultat har modellens returslamkoncentration uppkalibrerats med tio procent, resultatet av simuleringen visas i figur 5.4. En insignal som starkt påverkar slamkoncentrationen är returslamkoncentrationen och den visas i figur 5.5. Vid simuleringen används en variabel tillväxtfaktor μ_z , beräkningen av detta visas i figur 5.6. I figurerna 5.7 och 5.8 visas beräkningar av tillstånden X_z och X_l . I samtliga simuleringar används insignalerna Q och r , dessa redovisas i figur 5.9 och 5.10.

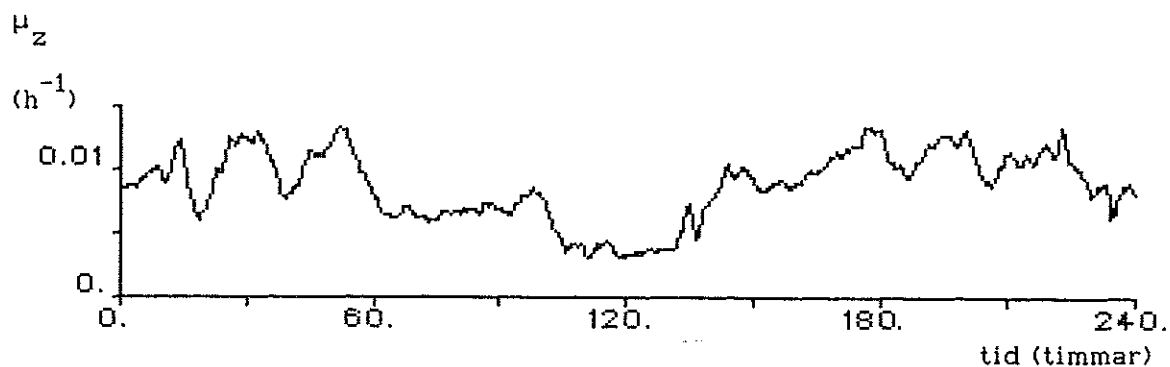


Figur 5.4 Jämförelse mellan mätdata, kurva (1), och resultatet av en simulering av slamkoncentrationen (2). Returslamkoncentrationen är uppkalibrerad med tio procent. Efter denna justering följer modellens slamkoncentration den verkliga kurvan bra. En liten försämring sker under tiden 60-80 timmar, men efter 200 timmar (12:e) sker en dramatisk försämring. I experiment 4 undersöks denna dag närmare. En orsak till försämringen, kan vara att den stora flödesändring som sker vid denna tidpunkt, se figur 5.9, ger upphov till hydrauliska störningar. En del av försämringen kan förklaras av den drivande returslamkoncentrationsgivaren. Man ser en gradvis försämring som börjar efter ca 110 timmar.

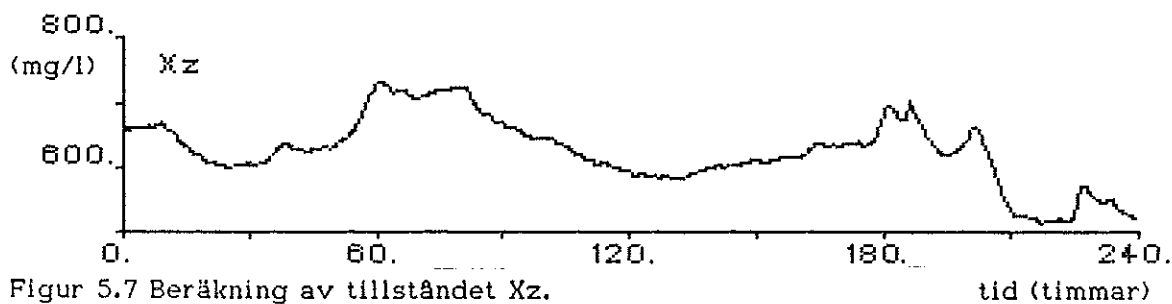


Figur 5.5 Mätdata på returslamkoncentrationen.

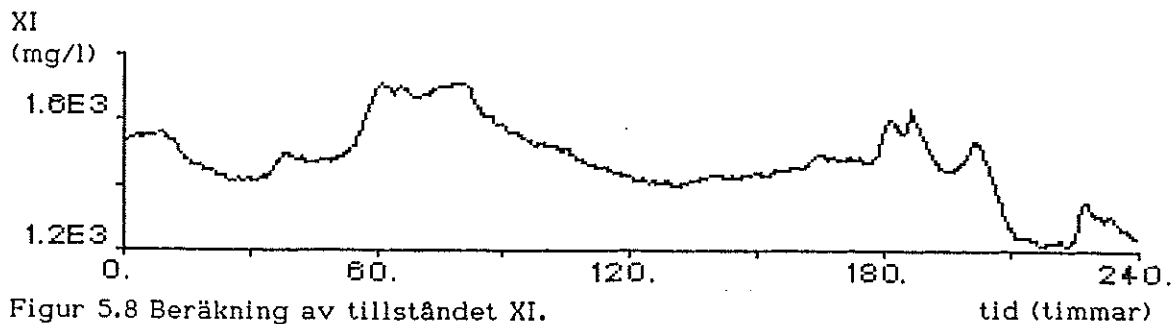
Experiment 1 forts.



Figur 5.6 Beräkning av tillväxtfaktorn μ_z . Denna är beräknad ur syreupptagningsförmågan OUR, vilket man ser om man jämför med figur 5.3.



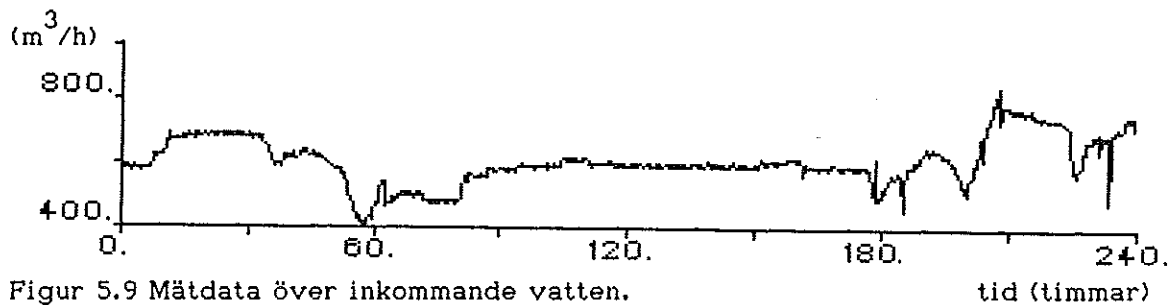
Figur 5.7 Beräkning av tillståndet X_z .



Figur 5.8 Beräkning av tillståndet X_I .

Experiment 1 forts.

Inkommande vatten Q



Returflödeskoefficient r

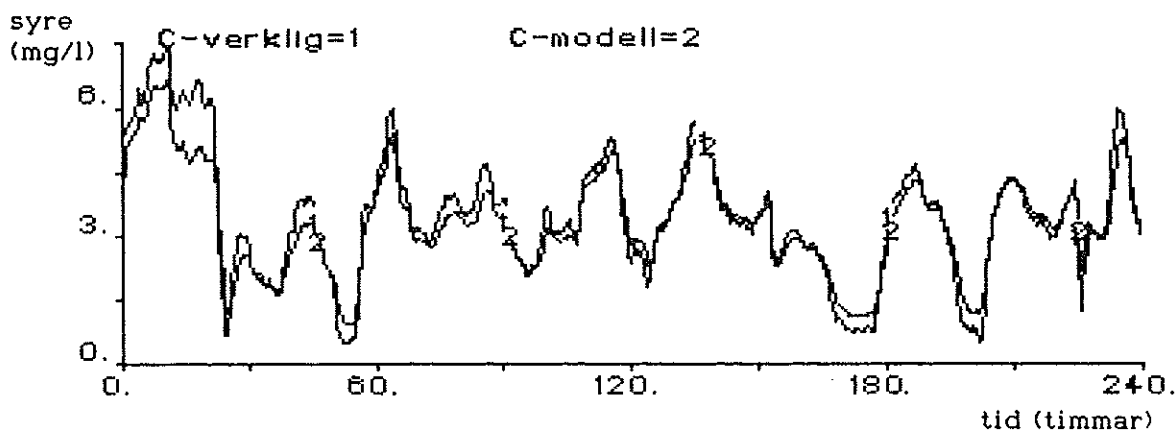


5.1.2 Experiment 2

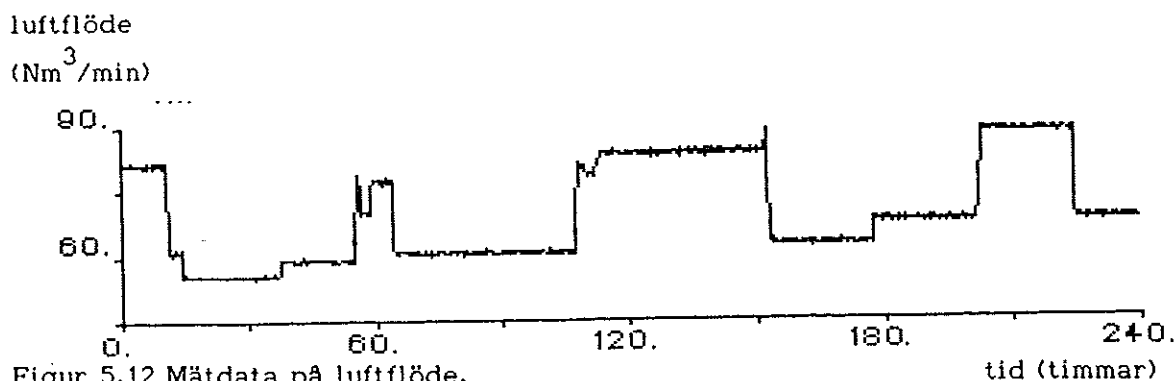
Utfördes: Den 14:e till den 23:e januari 1984

Val av data: Lämplig fortsättning på experiment 1. I slutet av januari försämras kvaliteten på mätdata vilket syns redan den 23:e.

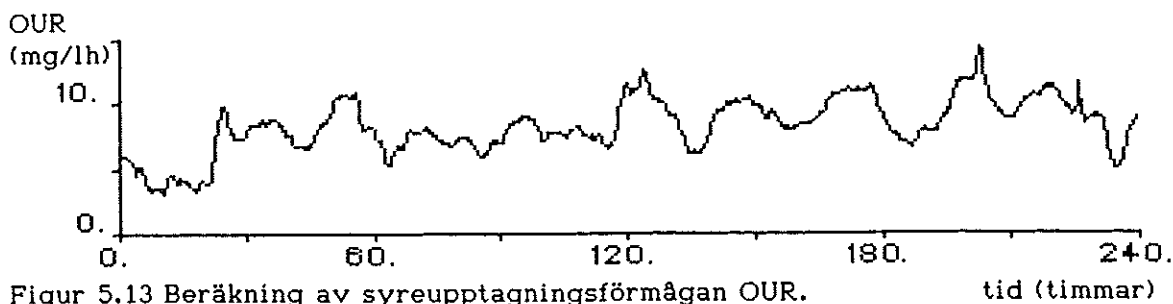
Kommentar: Syremodellen simuleras på samma sätt som i experiment 1. Parametrar $\alpha = 0.02$ och $OUR_{konst} = 9$.



Figur 5.11 Jämförelse mellan mätdata och modellutsignal vid simulering av syrekonzentrationsmodellen. Syremodellen visar bra följsamhet, utom vid 10-25 timmar. En allmän iakttagelse är att vid stora förändringar i luftflödet, jämför figur 5.12, uppstår en skillnad som troligtvis beror på att α varierar (se även experiment 6).



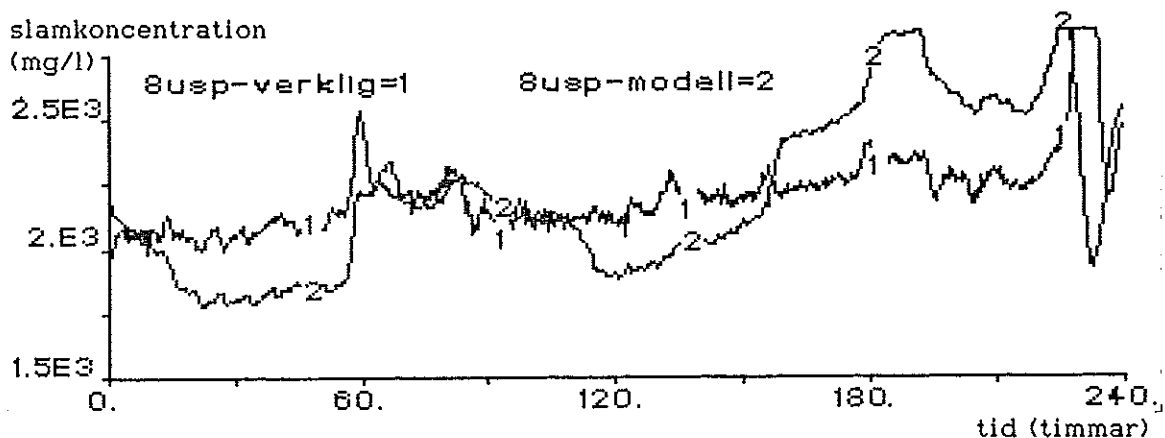
Figur 5.12 Mätdata på luftflöde.



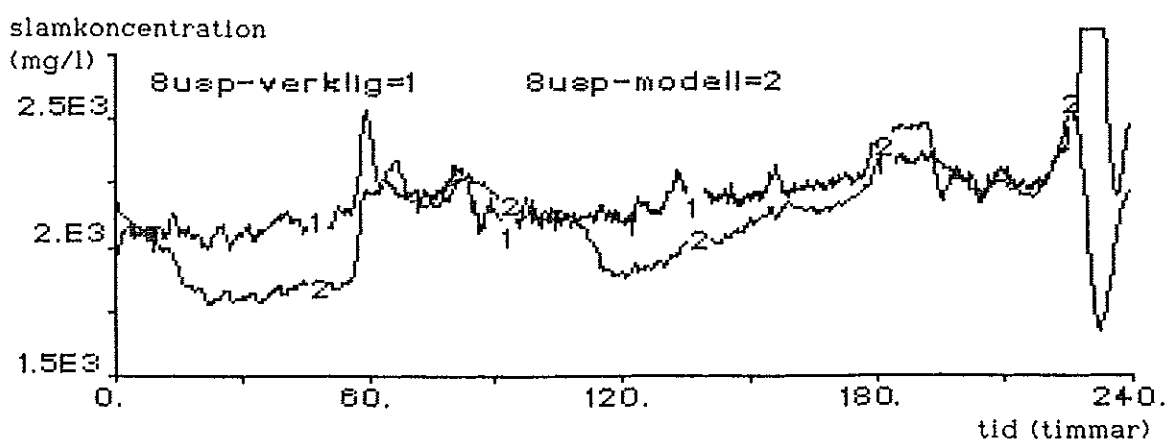
Figur 5.13 Beräkning av syreupptagningsförmågan OUR.

Experiment 2 forts.

Kommentar: Slammodellen simuleras med samma förutsättningar som i experiment 1, men med undantag för kalibreringsfaktorn, som är 1.3 i den första simuleringen av slammodellen. Resultatet av denna simulering visas i figur 5.14. Eftersom returslamkoncentrationsgivaren uppkalibreras, kompenserar jag för detta genom att sänka min kalibreringsfaktor till 1.13 i den andra simuleringen, se figur 5.15.



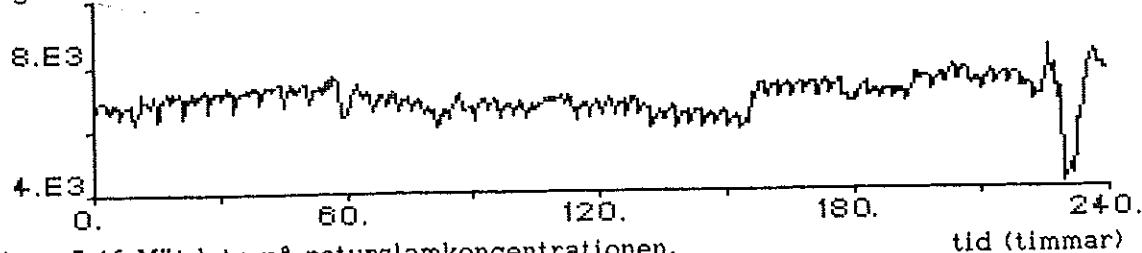
Figur 5.14 Resultatet av en simulering av slamkoncentrationen kurva (2) jämförs med mätdata (1). Returslamkoncentrationen är uppkalibrerad med 30 procent. Trots detta är avvikelsen stor i början, den troliga orsaken till denna är den stora flödesändringen efter 10 timmar, den kan ge upphov till hydrauliska störningar. Efter en period med stor avvikelse som startar efter 110 timmar, förändras bilden efter 155 timmar (20:e), då modellens utsignal plötsligt blir större än mätdata. I experiment 5 studeras denna förändring närmare. Dess orsak är returslamkoncentrationen, se figur 5.16, som uppkalibreras just här.



Figur 5.15 Jämförelse mellan mätdata, kurva (1), och en simulering av slamkoncentrationen (2). Här kompenserar jag för kalibreringen av returslamgivaren genom att minska kalibreringsfaktorn från 1.3 till 1.13 efter 155 timmar.

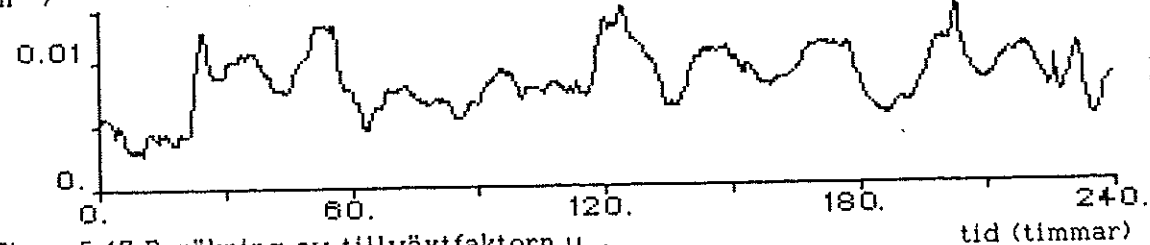
Experiment 2 forts.

returslamkoncentration
(mg/l)



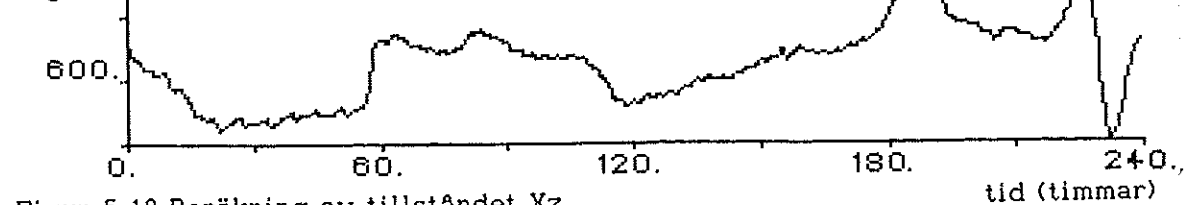
Figur 5.16 Mätdata på returslamkoncentrationen.

μ_z
(h^{-1})



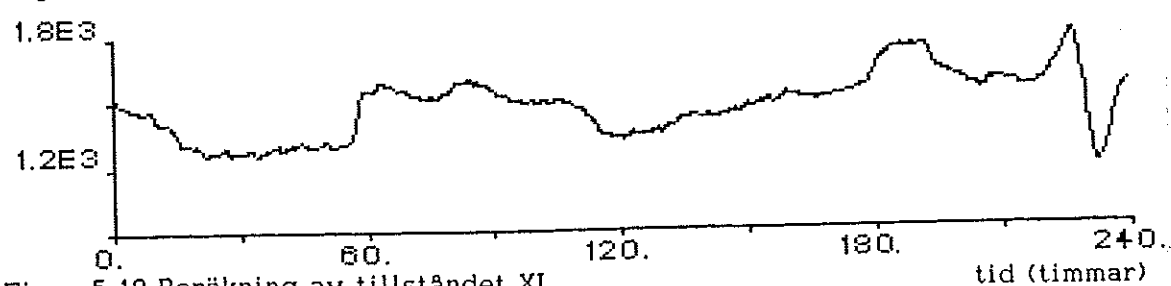
Figur 5.17 Beräkning av tillväxtfaktorn μ_z .

X_z
(mg/l)



Figur 5.18 Beräkning av tillståndet X_z .

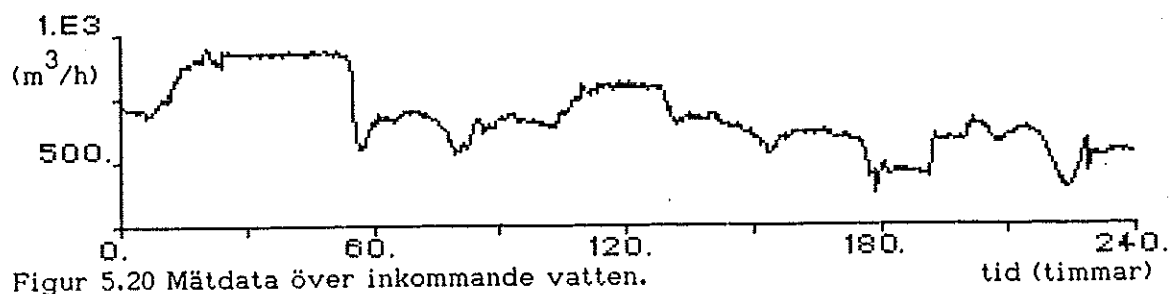
XI
(mg/l)



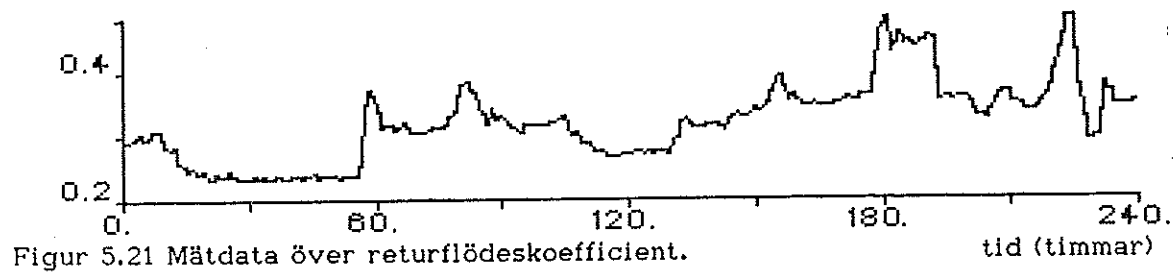
Figur 5.19 Beräkning av tillståndet XI.

Experiment 2 forts.

Inkommande vatten Q



Returflödeskoefficient r

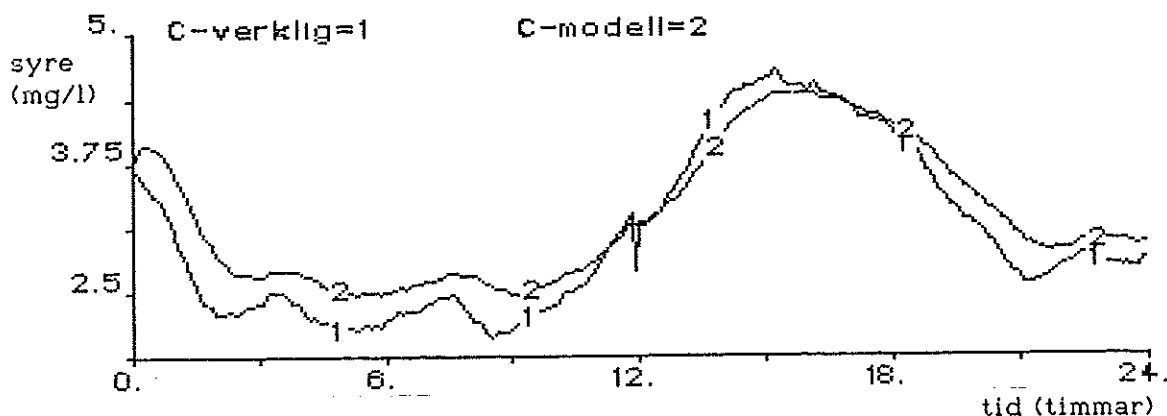


5.1.3 Experiment 3

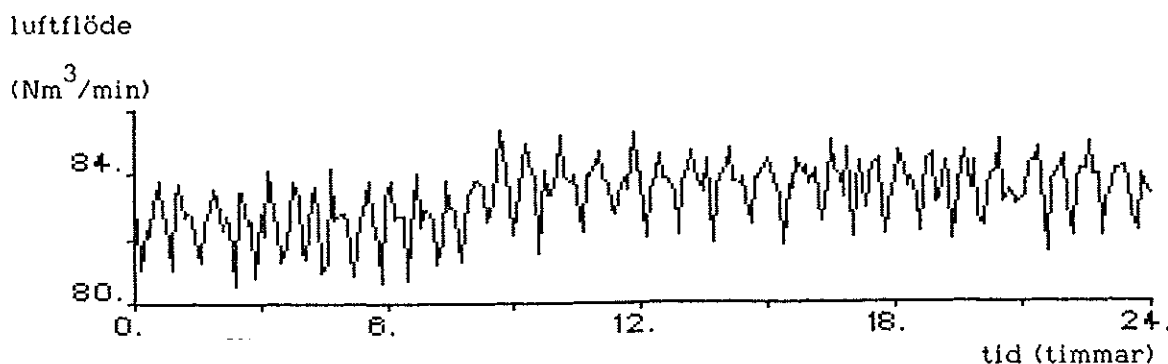
Utfördes: 5:e januari 1984

Val av data: Som första detaljerade experiment valdes en dag med små variationer i returslamkoncentrationen, i luftflödet och i inkommande vatten flöde. Dessutom är returslam-givaren nyligen kalibrerad, nämligen den 3:e.

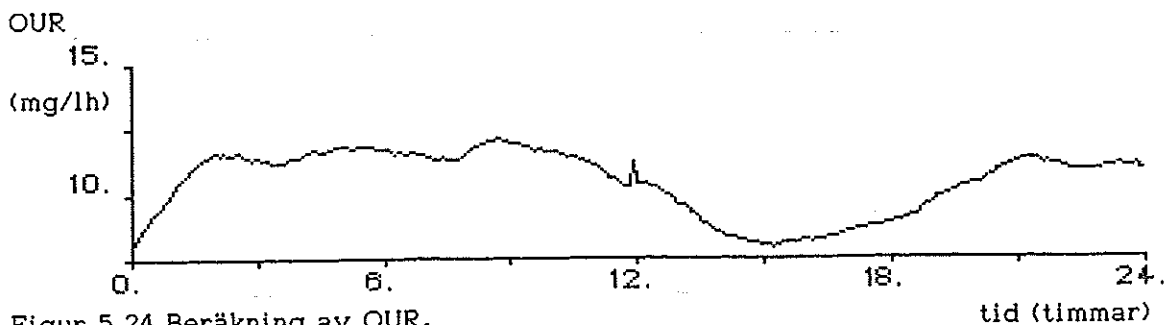
Kommentar: Först simuleras syreekvationen med en konstant syreupptagningsförmåga OUR. Anpassning sker också av syreöverföringskonstanten α . Skillnaden mellan mätdata och modell av syrekoncentrationen antas bero på att OUR i verkligheten är variabel. Detta utnyttjas i den andra simuleringen, vars resultat visas i figur 5.22. I figur 5.24 visas resultatet av beräkningen av den variabla OUR.



Figur 5.22 Jämförelse mellan mätdata av syrekoncentrationen, kurva (1), och en simulering av syrekoncentrationsmodellen (2). Modellen hänger med bra, dock kan en liten tidsfördröjning iakttagas.



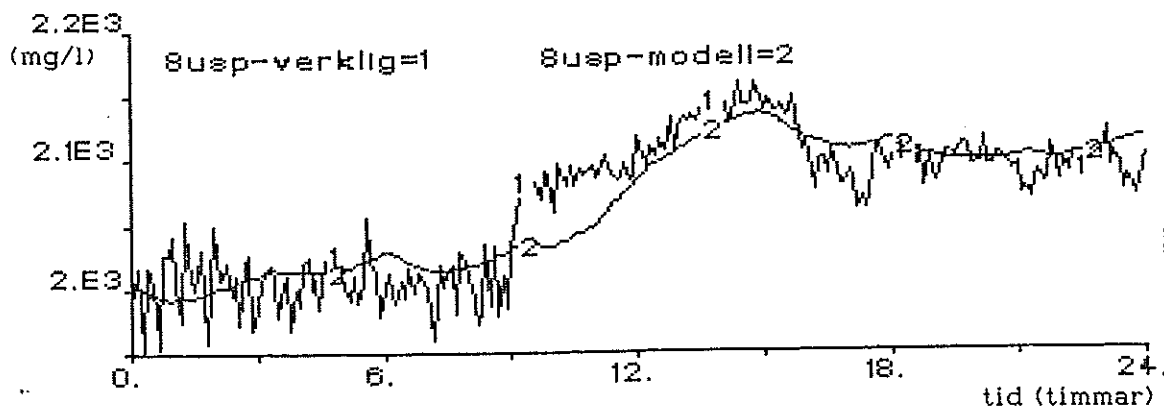
Figur 5.23 Mätdata på luftflöde. Flödet varierar snabbt kring ett relativt konstant medelvärde.

Experiment 3 forts.

Figur 5.24 Beräkning av OUR.

Kommentar: Med hjälp av de två föregående simuleringarna kan man beräkna tillväxtfaktorn, se figur 5.27, som används vid simulering av slamkoncentrationen. Denna påverkas starkt av returslamkoncentrationen som finns tillgänglig i form av mätdata, se figur 5.26. Som man kan se finns det en störning i denna, som har en periodtid på tre timmar. Dessutom är givarna för returslamkoncentrationen och slamkoncentrationen inte helt samkalibrerade, vilket medför att modellen måste uppkalibreras tio procent för att stämma överens med mätdata. Resultatet visas i figur 5.25.

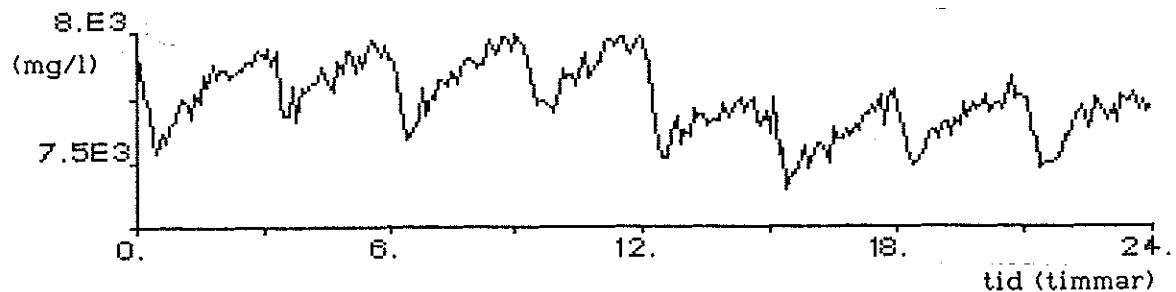
slamkoncentration



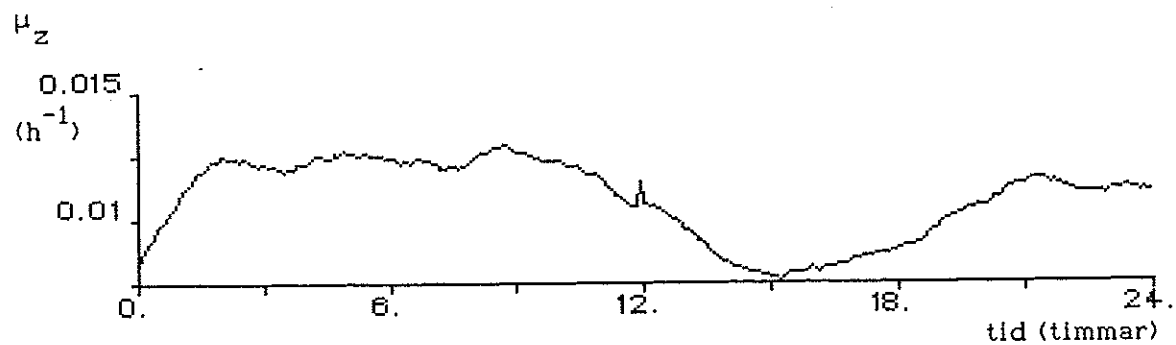
Figur 5.25 Resultatet av en simulering av slammodellen. Kurva (1) visar mätdata och (2) utsignalen från modellen. Skillnaden mellan dessa är liten utom efter nio timmar. Trolig orsak är att modellen reagerar långsammare än verkligheten på den flödesminskning som sker, se figur 5.30.

Experiment 3 forts.

returslamkoncentration

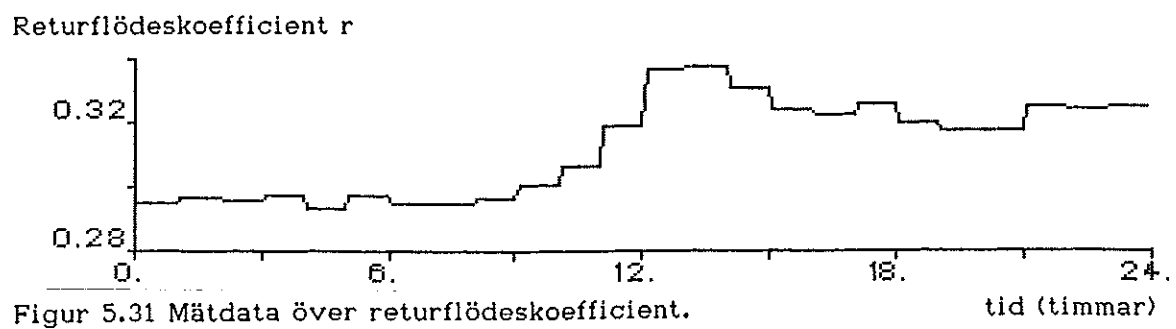
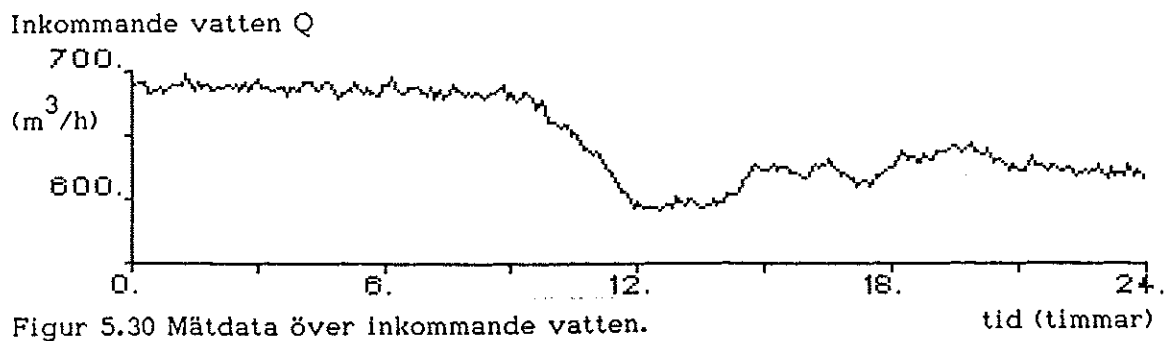
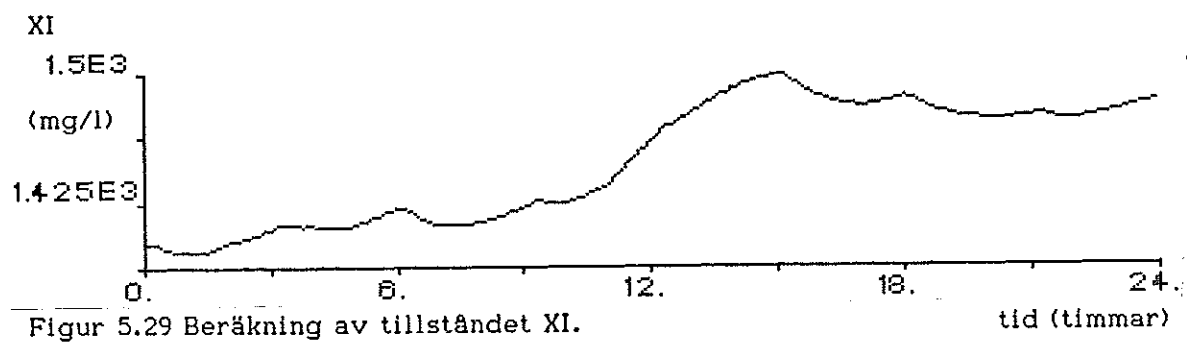
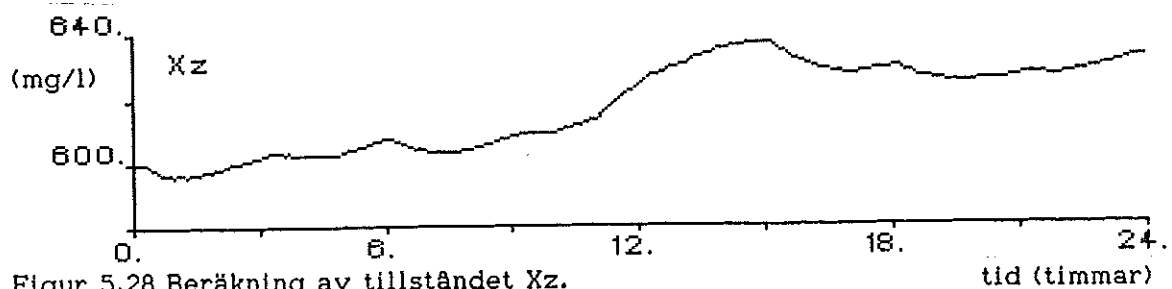


Figur 5.26 Mätdata på returslamkoncentrationen. Denna uppvisar en oscillation med periodtid tre timmar.



Figur 5.27 Beräkning av tillväxtfaktorn μ_z . Som är beräknad med hjälp av OUR, vilket man iaktta om man jämför kurvořna. OUR visas i figur 5.24.

Experiment 3 forts.

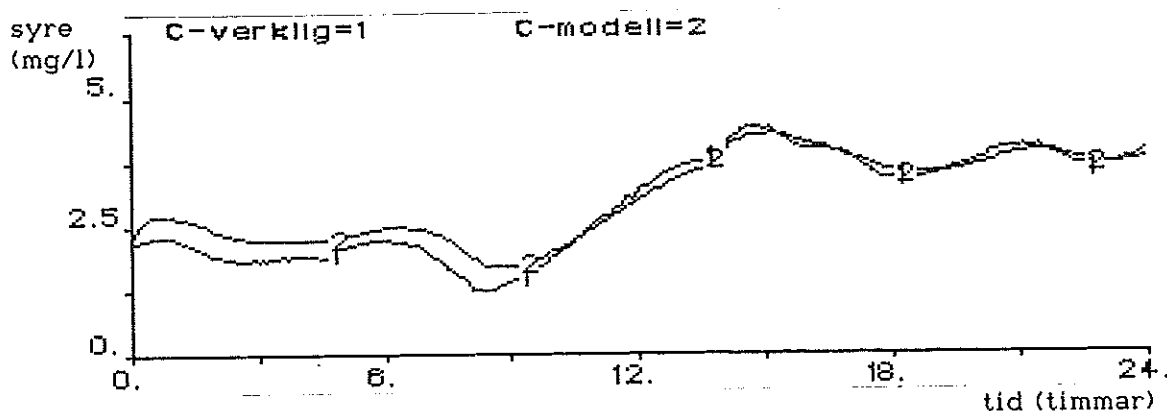


5.1.4 Experiment 4

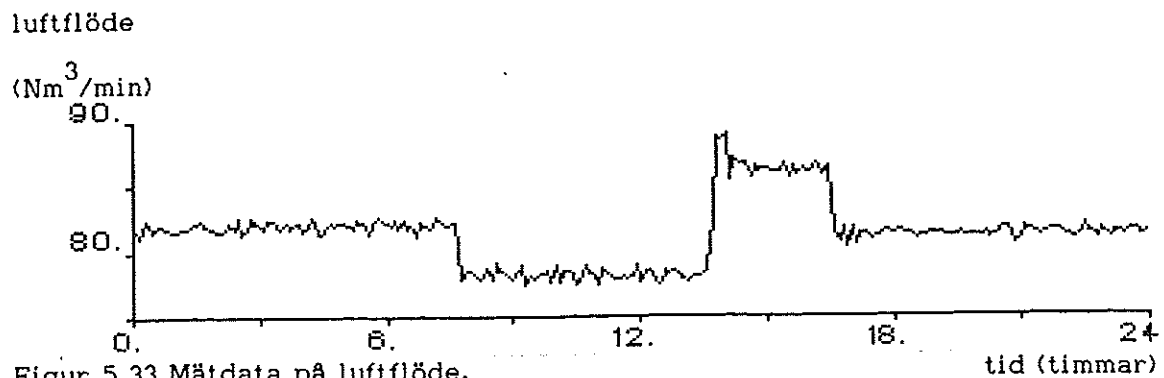
Utfördes: 12:e januari 1984

Val av data: Det är stora variationer i insignalerna och i experiment 1 var det denna dag som skillnaden, mellan modell och mätdata, var störst. Därför valdes den, för att sätta modellen på prov.

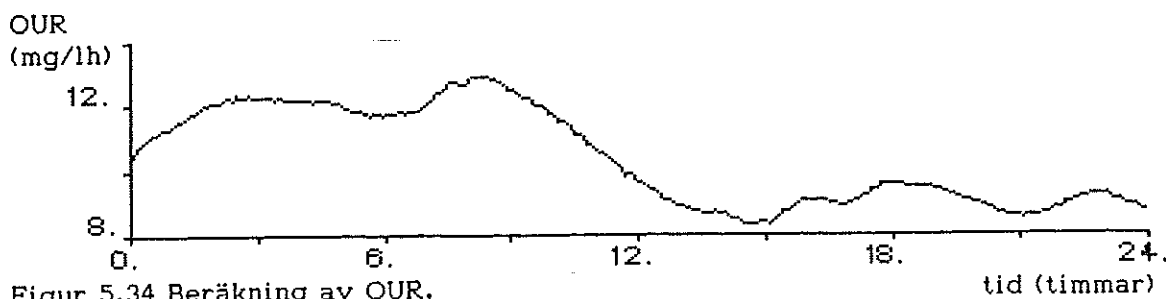
Kommentar: Syremodellen har simulerats på samma sätt som i tidigare experiment. I det här experimentet syns det tydligt hur de olika parametrarna i modellen beror av varandra.



Figur 5.32 Modellanpassning av syreöverföringskonstanten α , då OUR är variabel. Jämförelse mellan mätdata av syrekonsentrationen, kurva (1), och simulering av densamma (2). Trots stora variationer i luftflödet är syremodellens utsignal en bra approximation av den verkliga utsignalen.



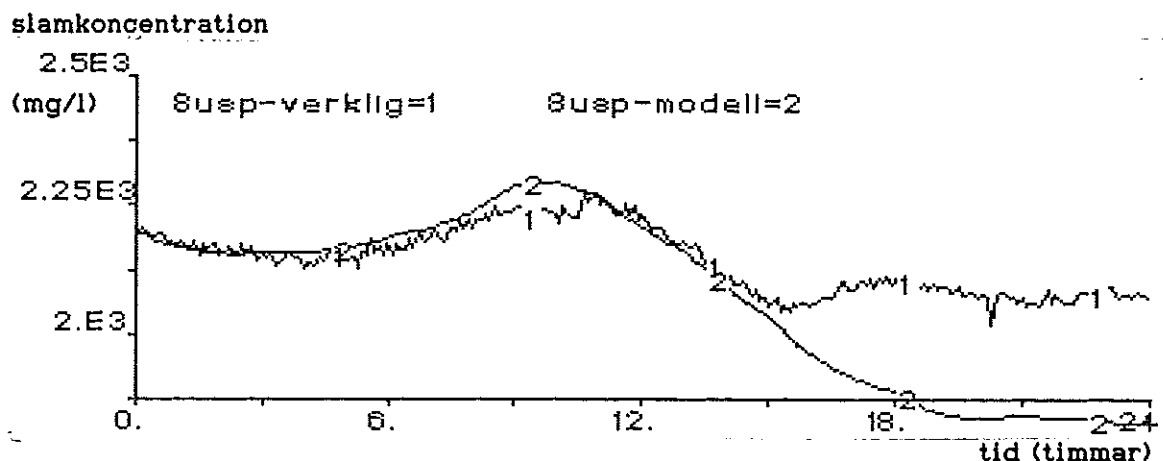
Figur 5.33 Mätdata på luftflöde.



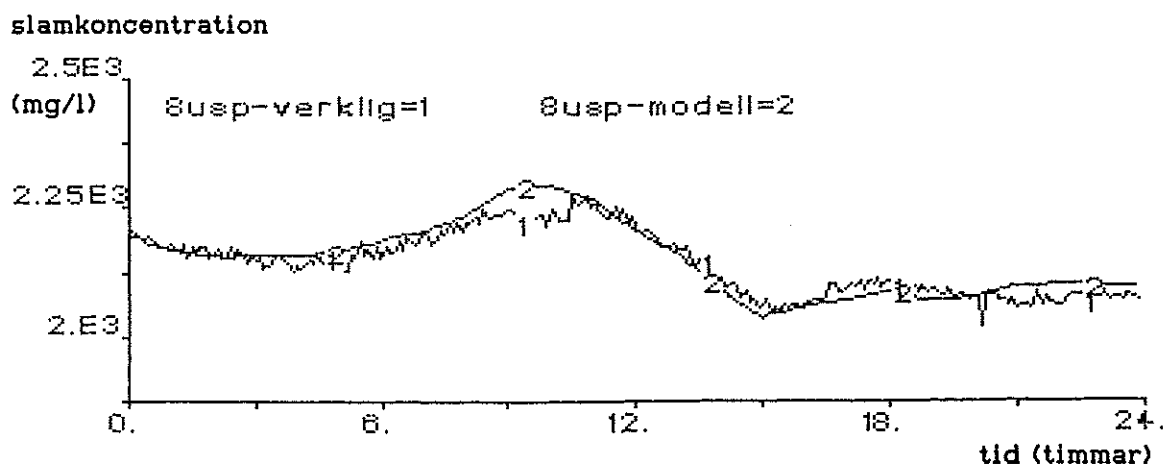
Figur 5.34 Beräkning av OUR.

Experiment 4 forts.

Kommentar: I figur 5.35 visas resultatet av en simuleringen av slammodellen, i vilken returslamkoncentrationen är uppkalibrerad med 15 procent, i övrigt gäller samma förutsättningar som i experiment 3. I den andra simuleringen är kalibreringsfaktorn höjd till 1.33 efter 15 timmar.



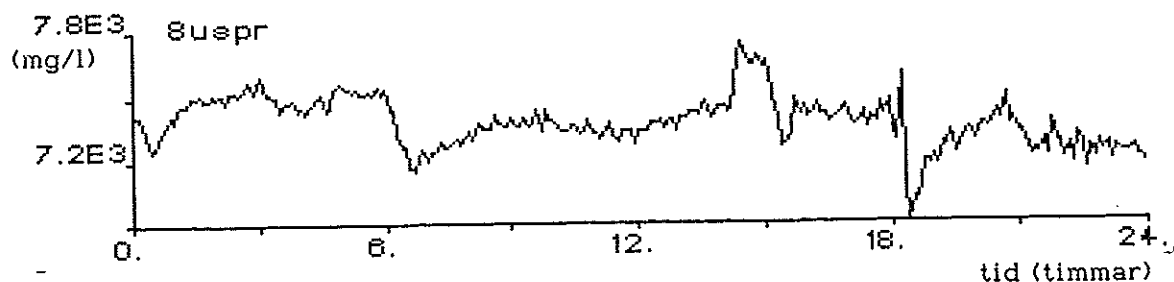
Figur 5.35 Jämförelse, mellan mätdata (1) och modellutsignal (2), vid simulering av slamkoncentrationen. Efter en uppkalibrering med 15 procent följer slammodellen den verkliga kurvan bra, men efter 15 timmar avviker modellen kraftigt. Avvikelsen beror troligtvis på oroligheter i returslamkoncentrationen, se figur 5.37.



Figur 5.36 I denna simulering av slammodellen är kalibreringsfaktorn höjd till 1.33 efter 15 timmar. Resultat blir att avvikelsen kompenseras.

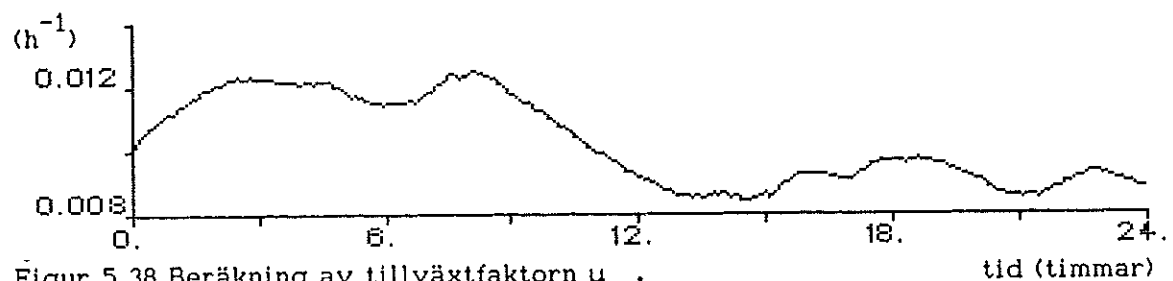
Experiment 4 forts.

returslamkoncentration

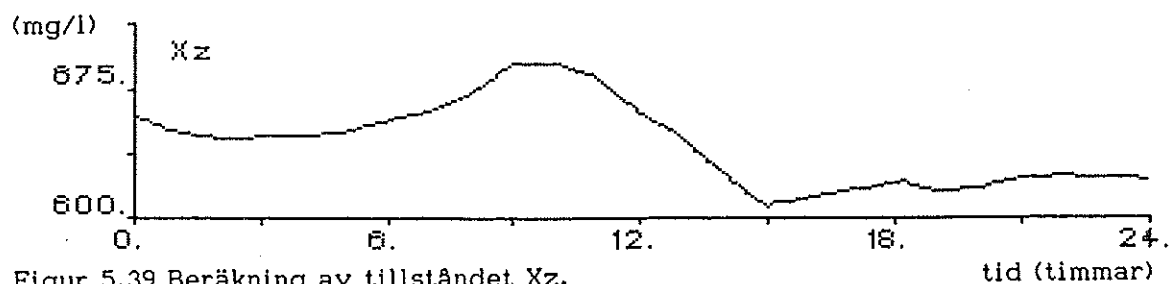


Figur 5.37 Mätdata på returslamkoncentrationen. Kurvan har två ovanliga variationer, vid 15 timmar och vid 18 timmar.

μ_z

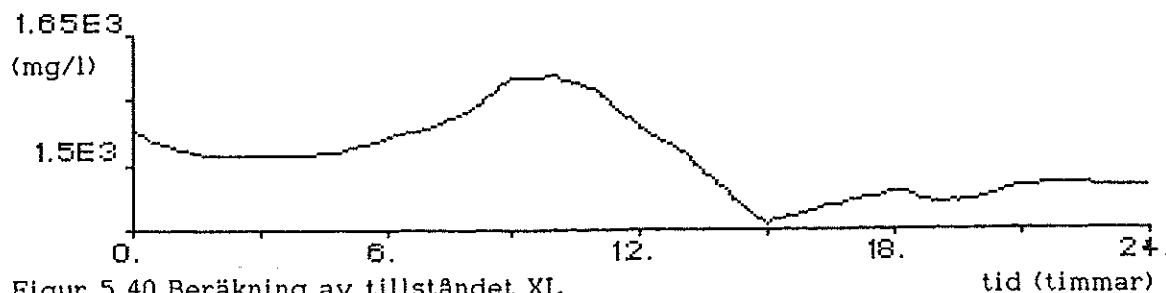


Figur 5.38 Beräkning av tillväxtfaktorn μ_z .



Figur 5.39 Beräkning av tillståndet X_z .

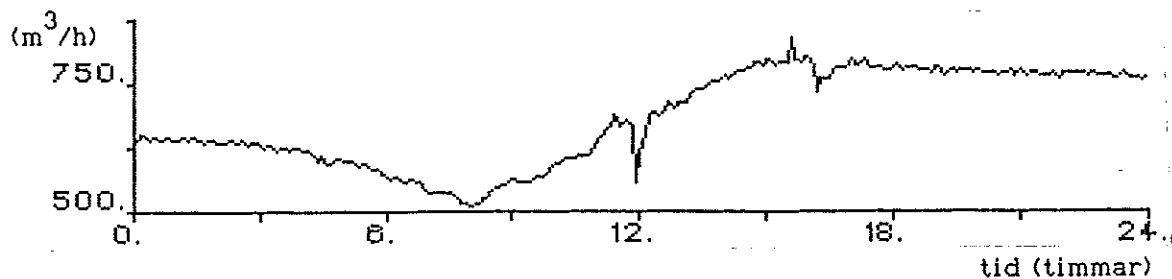
XI



Figur 5.40 Beräkning av tillståndet XI.

Experiment 4 forts.

Inkommande vatten Q



Figur 5.41 Mätdata över inkommande vatten. Observera hur syrekonzentration och slamkonzentration påverkas av det sakta ökande flödet Q .

Returflödeskoefficient r 

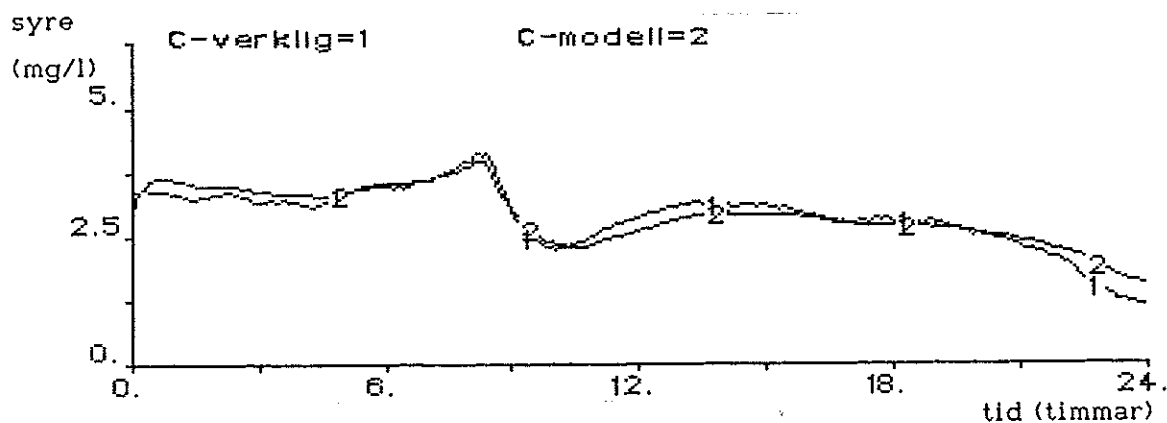
Figur 5.42 Mätdata över returflödeskoefficient.

5.1.5 Experiment 5

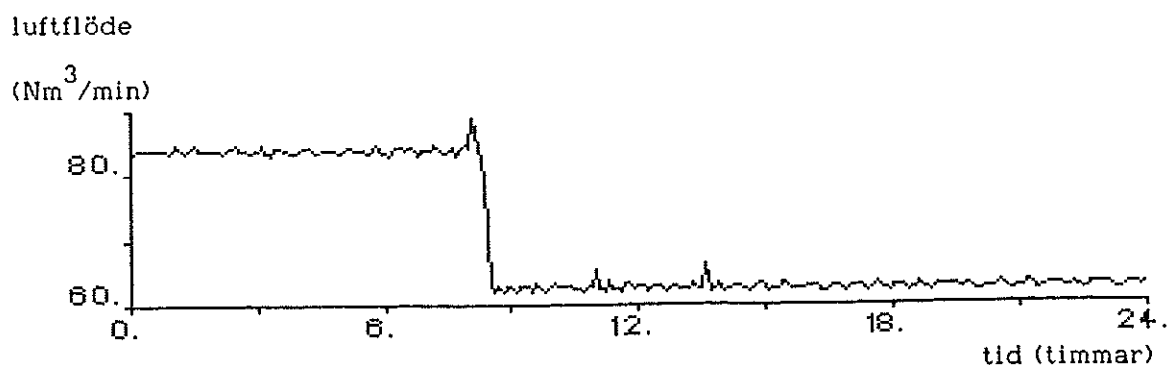
Utfördes: 20:e januari 1984

Val av data: Precis som i tidigare experiment sker det denna dag stora variationer i insignalerna. Det är också en av de dagar, i experiment 2, som avvikelserna var störst. Orsak till dessa är returslamgivaren, som omkalibreras efter 11.5 timmar, se figur 5.48.

Kommentar: Precis som i tidigare experiment anpassas först syreupptagningsförmågan. Detta sker genom att jämföra, mätdata med en simulering med konstant OUR. Ur denna beräknas en variabel OUR, se figur 5.45. Denna används sedan i en ny simulering av syrekonsentrationen, resultatet av denna visas i figur 5.43.

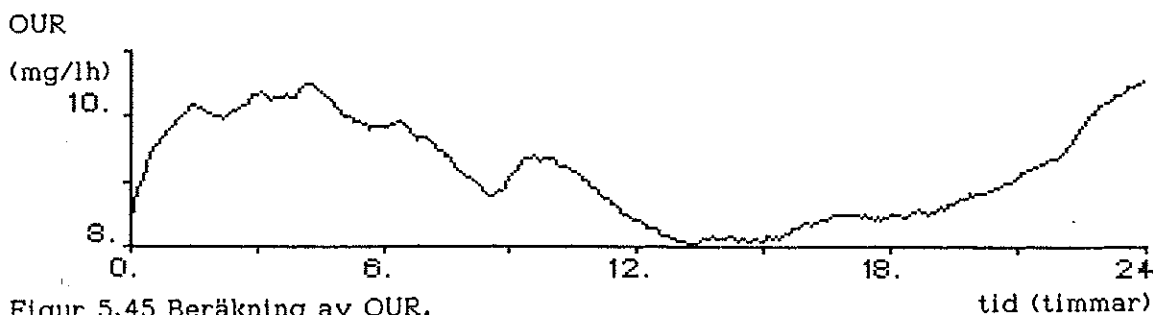


Figur 5.43 Jämförelse mellan mätdata av syrekonsentrationen, kurva (1), och modellutsignal (2). Fast den verkliga syrekonsentrationen varierar kraftigt har modellen inga problem att följa med. Observera hur syrekonsentrationen varierar i förhållande till luftflödet.



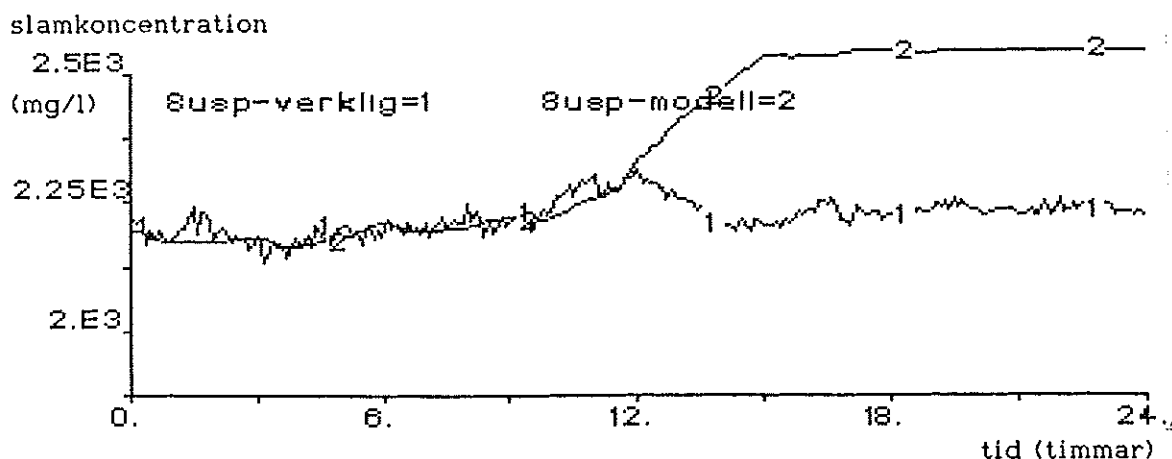
Figur 5.44 Mätdata på luftflöde. Flödet varierar snabbt kring ett relativt konstant medelvärde.

Experiment 5 forts.



Figur 5.45 Beräkning av OUR.

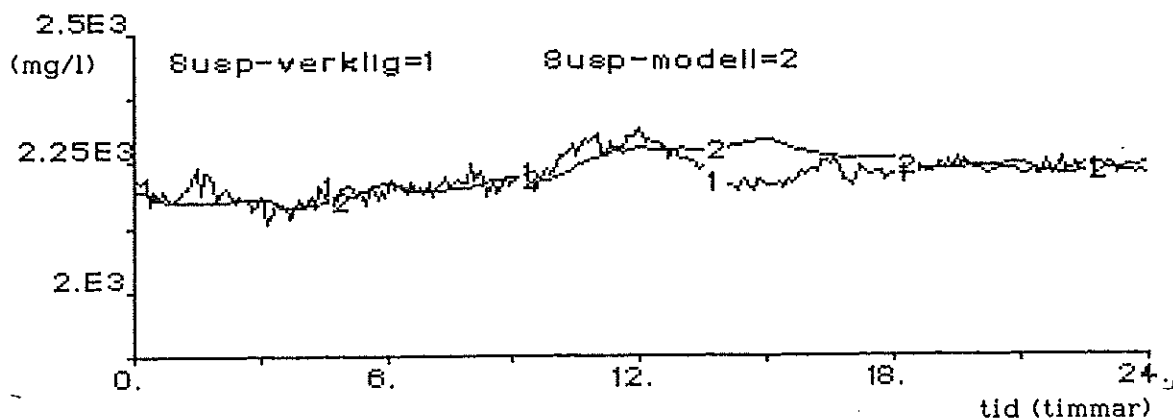
Kommentar: I det här experimentet finns en bra möjlighet att se hur kalibreringen av returslamkoncentrationen påverkar modellen. I figur 5.46 visas en simulering i vilken kalibreringsfaktorn har värdet 1.36 och då följs kurvorna åt, fram till uppkalibreringen. Om man mäter i figur 5.48, kan man uppskatta uppkalibreringen till omkring 15 procent. För att kompensera för detta minskar jag min kalibreringsfaktor från 1.36 till 1.18. Detta är en minskning motsvarande de 15 procenten. Ett sätt att räkna är $1.15 \cdot 1.18 = 1.36$.



Figur 5.46 Resultatet av en simulering av slammodellen. Slammodellen har uppenbara problem och det krävs en kalibreringsfaktor på 1.36 för att hamna på rätt nivå. Då returslamgivaren omkalibreras sticker modellen iväg.

Experiment 5 forts.

slamkoncentration



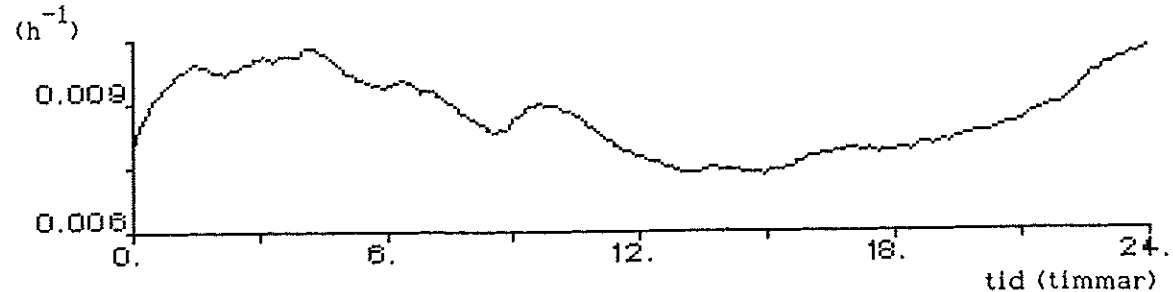
Figur 5.47 Mätning i figur 5.48 ger att returslamkoncentrationen omkalibreras med 15 procent. För att kompensera för omkalibreringen minskar jag min kalibreringsfaktor till 1.18 vilket resulterar i en bättre följsamhet. Av detta kan man dra den slutsatsen att skillnaden på 18 procent inte beror på den drivande givaren för returslamkoncentration. Trots ovan kompensering finns det fortfarande kvar en avvikelse under tiden 13 till 18 timmar.

returslamkoncentration



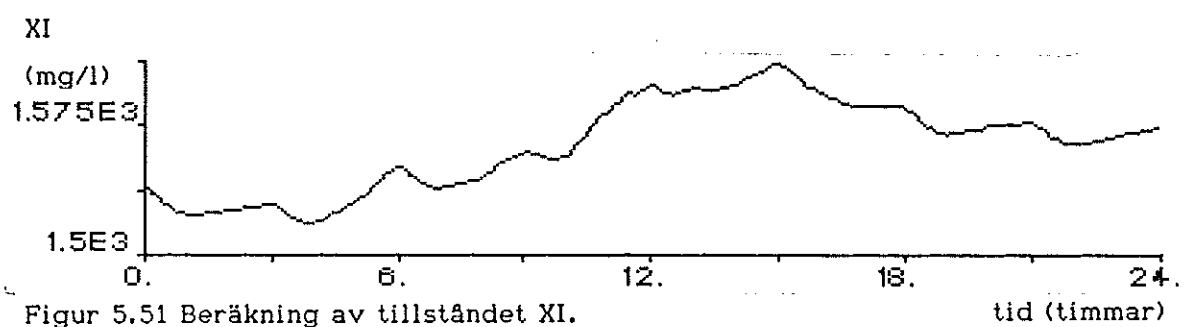
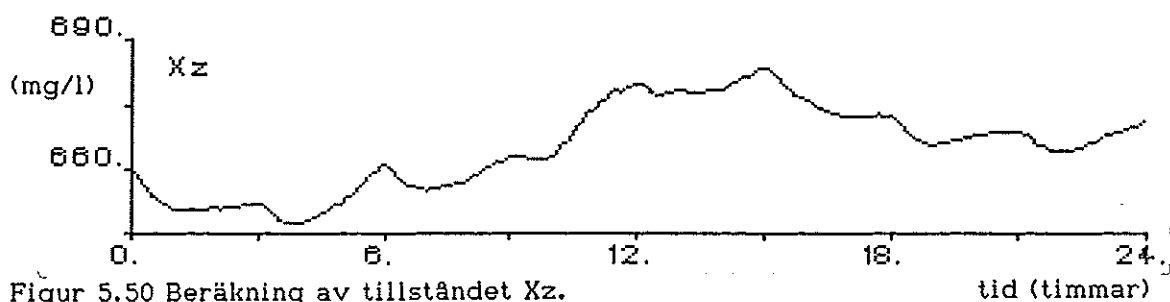
Figur 5.48 Mätdata på returslamkoncentrationen. Man ser, omkring klockan 12, en omkalibreringen, denna kan uppskattas till cirka 15 procent.

μ_z

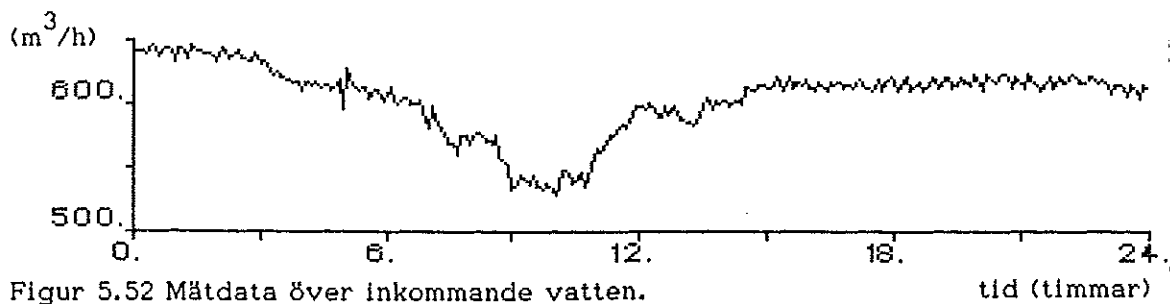


Figur 5.49 Beräkning av tillväxsfaktorn μ_z . Som är beräknad med hjälp av syreupptagningsförmågan.

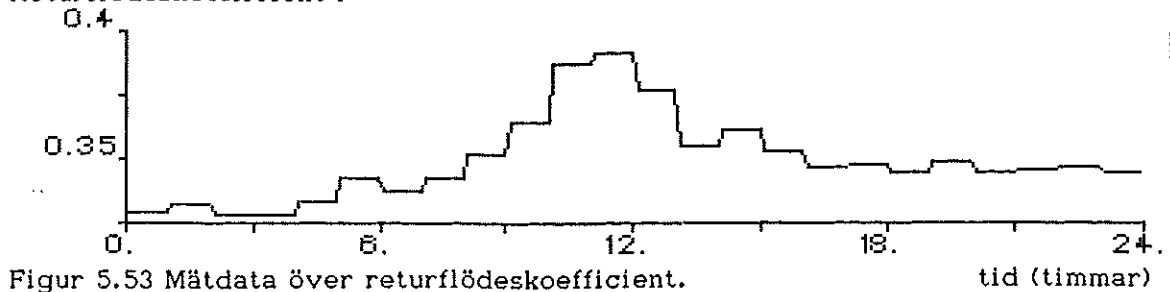
Experiment 5 forts.



Inkommande vatten Q



Returflödeskoefficient r



5.2 Variabel syreöverföringskonstant

I experiment 1 till 5 används en konstant syreöverföringskonstant α . I experiment 6, som är en direkt fortsättning på experiment 1, beräknas en variabel syreöverföringskonstant, enligt kapitel 4.3.1.

5.2.1 Experiment 6

Utfördes: Den 4:e till 13:e januari 1984

Kommentar: Den skillnad som uppstod mellan mätdata och modellens syrekoncentration, i experiment 1, antas bero på att α inte är konstant. I figur 5.54 visas resultatet av beräkningen av α , som skall jämföras med luftflödet i figur 5.55. Om antagandet ovan stämmer, då skulle ett tydligt samband mellan luftflödet och den variabla α synas. Men endast på ett ställe, luftflödesförändringen efter 115 timmar, reagerar α på rätt sätt. För att göra ytterligare en kontroll av antagandet ovan, plotas $K_L a$ mot luftflödet. Denna plot visas i figur 5.56. $K_L a$ beräknas enligt ekvation 3.2.

$$\text{Air } \alpha = K_L a$$

Inte heller denna plot styrker antagandet att skillnaden mellan mätdata och modellen med konstant α , skulle bero endast på att α i verkligheten inte är konstant. Slutsats av experimentet är att antagandet inte stämmer. Troligtvis kan skillnaden mellan mätdata och syremodell förklaras av de orsaker som nämndes i experiment 1.

Man måste dock betänka att modell är i det här skedet hårt styrd på grund av många på varandra gjorda antaganden. Genom att tvinga OUR att variera med konstant α har variationen av α låst. Om man istället låtit α variera med Air på föreskrivet sätt hade dOUR fått ett annorlunda utseende.

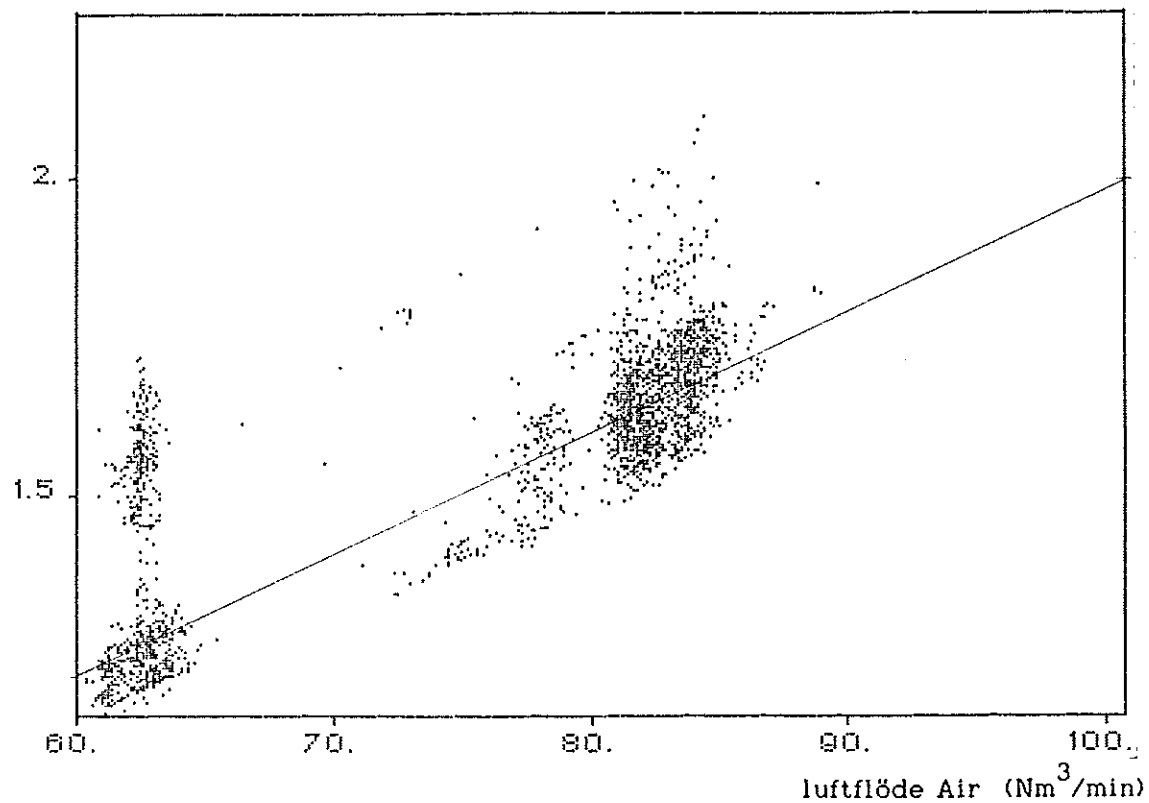
Experiment 6 forts.Figur 5.54 Beräkning av en variabel syreöverföringskonstant α .

Figur 5.55 Mätdata på luftflödet.

Experiment 6 forts.

$$K_L a = \text{Air } \alpha$$

(Nm³/min)



Figur 5.56 Plot av $K_L a$ mot luftflödet. $K_L a$ är beräknat med det variabla α som visas i figur 5.54. Den heldragna linjen är den kurva man får då α är konstant ($\alpha = 0.02$).

5.4 Simulering med två reaktortankar i serie

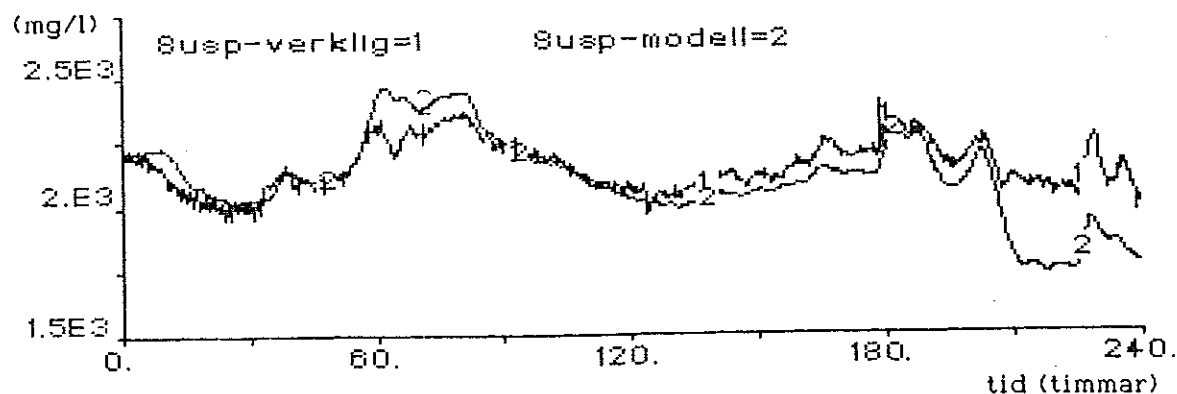
För att om möjligt reducera störningar i inkommande vatten, i returflödeskoefficient och i returslamkoncentration, används en modell med två reaktortankar i serie. Modellen finns beskriven i kapitel 3.2.3 och tillvägagångssättet i kapitel 4.3.2. Samma mätdata som i experiment 1 har använts.

5.4.1 Experiment 7

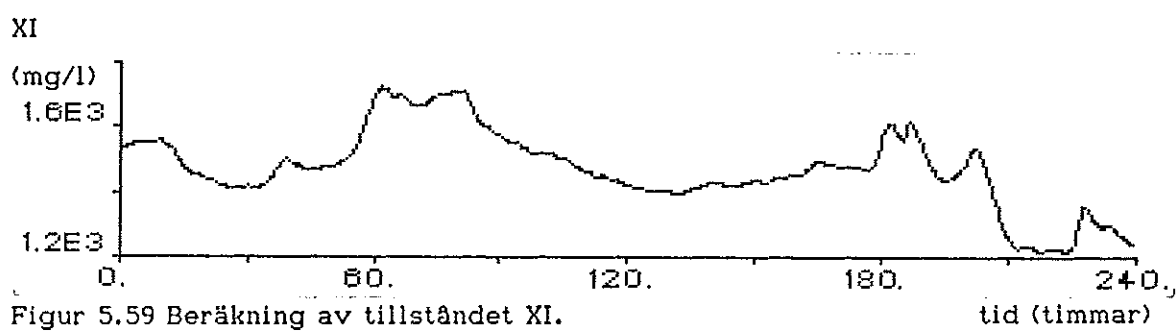
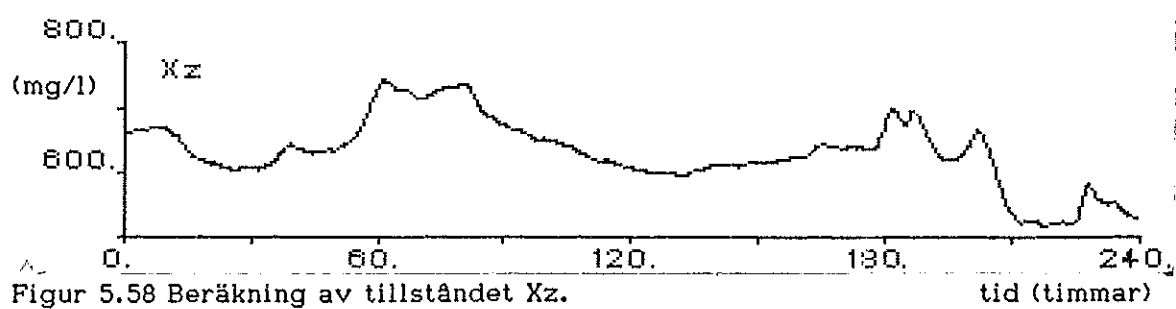
Utfördes: Den 4:e till 13:e januari 1984

Kommentar: I detta experiment används samma syremodell som i experiment 1, därför redovisas inte de kurvor som tillhör syremodellen. Om man jämför kurvan för slamkoncentrationen i experiment 1 med figur 5.57 finner man att den sistnämnda är något jämnare, det syns dock tydligare om man ser på de enskilda tillstånden, se figur 5.58 och 5.59. Att skillnaderna inte blir större beror på att de två tillstånden i slammodellen är långsamma i förhållande till störningarna.

slamkoncentration



Figur 5.57 Resultatet av en simulering av slammodellen med två reaktortankar i serie.

Experiment 7 forts.

6. SLUTSATSER

Experimenten har visat att det är möjligt att succesivt anpassa en strukturerad aktivslammodell till verkligheten.

Speciellt syremodellen är väl utforskad och med en bra syrekonzentrationsgivare får man en god anpassning.

Slammodellen är lite svårare att anpassa, främst eftersom de två tillstånden inte är mätbara. Det är också lite sämre kvalitet på de mätdata som finns på slamkoncentrationen och returslamkoncentrationen. Men genom att införa en kalibreringsfaktor har de flesta avvikelserna kunnat minimeras. Simulering av modellen med två reaktortankar i serie gav inget nytt, men den visar att modellen med en tank är bra.

Massbalansen för substratkoncentrationen är besvärlig att verifiera beroende på bristfälliga mätningar. Substratkoncentrationen går dock att beräkna, vilket beskrevs i kapitel fyra.

7. REFERENSER

Andrews, J.F., G. Olsson and R.D. Hill, 1981, An Activated Sludge Process Control Language ASCL. Research report, W. company, Tacoma, Washington, USA.

Olsson Gustaf, 1975, Activated Sludge Dynamics I, Report 7511(C), Lund Institute of Technology, Department of Automatic Control, Lund.

Wieslander Johan, 1980, Idpac Commands, User's Guide, Lund Institute of Technology, Department of Automatic Control, Lund.

Aström Karl Johan, 1982, A Simnon Tutorial, Lund Institute of Technology, Department of Automatic Control, Lund.

APPENDIX

A.1 Redovisning av simnonprogram

Continuous system asmod1

```

"
"Simulation of a step loaded activated sludge aerator.
"The model corresponds to Reactor Model 1 in:
"Andrews, J.F., G. Olsson, R.D. Hill, (1981),
"ASCL. An activated sludge process control language.
"-----
"Associated system:
"           Control inputs from Ifile.
"           Connecting system Cmod1.
" Input variables
" from Ifile:   Air=Air flow
"               Susp =Xz+XI
"               Q=influent flow
"               Suspr= Xzr + XIr
"               Cverk=dissolved oxygen
"               r=return flow coefficient
" Output variables:
"               Sdo=dissolved substrate
"               Xzo=zooglear organisms
"               XIo=inert mass
"               Suspo= Xzo + XIo
"               Co=dissolved oxygen
"               Qo=influent flow
" State variables:
"               Xz=zooglear organisms
"               XI=inert mass
"               C=dissolved oxygen
"
"All state variables are scaled. The states are denoted AAs
"for the true variable AA.
"Initial conditions are given with PAR-command.
"Output (and Input) values are given in engineering units.
"-----

```



```

-----
input Air Q Suspr Cverk r
output Xzo XIo Co Qo Suspo
state Xzs XIs Cs CCs
der dXz dXI dC dCC
time t
"-----
"
initial
"scaling of initial values
Xzs=Xzscal*Xz
XIs=XIscal*XI
Cs=Cscal*C
CCs=Cscal*CC
"
"constants
h1=Sdscal*Kzs
h2=Cscal*Kzc
h3=Sdscal/(Yz*Xzscal)
h4=XIscal*YI/Xzscal
h5=Cscal*KCs
h6=Cscal*Yos/(Yz*Xzscal)
h7=Cscal*Yox*(1-YI)/Xzscal
"-----
"
output
"
"output variables
Xzo=Xzs/Xzscal
XIo=XIs/XIscal
Suspo=XIo+Xzo
Co=Cs/Cscal
Qo=(a+r)*Q
"-----
"
dynamics
"
"dilution variables
DA=a*Q/V
DR=r*Q/V
DO=Qo/V
"
kalib= if t<tid then kalib1 else kalib2
"
"
dz=dmz*Cverk/(h2+Cverk)
".....
"Oxygen-model
"material balance on dissolved oxygen
dC=Cscal*(Ci*DA+Cr*DR)-Cs*DO+Air*alfa*(h5-Cs)-OURmean
dOUR= -Air*alfa*(Cverk - Cs)
OUR=OURmean+dOUR
dCC=Ci*DA-CCs*DO+Air*alfa*(h5-CCs)-OUR
"utikad modell
dalfa= alfa * (Cverk - CCs) / (h5 - Cverk)
alfaber= alfa + dalfa
KLa = alfaber * Air
".....

```

```

"Susp-model
Xzr= (1-p)*Suspr*kalib
myz=(OUR/XZS-h7*dz)/h6
"material balance on zooglear organisms
dXz=Xzscal*Xzr*DR-Xzs*(DO-myz+dz)
"
XIr= p*Suspr*kalib
"material balance on inert mass
dXI=XIscal*(XIi*DA+XIr*DR)-DO*XI+h4*Xzs*dz
"-----
"constants in the oxygen-model
OURmean:9
Ci:1
Cr:0
alfa:0.02
"constants in the susp-model
XIi:50
"XIr = p * Suspr      Xzr = (1-p)*Suspr      0 < p < 1
p:0.7
tid:25
kalib1:1.1
kalib2:1.1
"
"constants
a:1
V:2400
Kzs:50
Kzc:2
dmz:0.005
"
"dissolved substrate

Yz:0.5
"
"inert mass
YI:0.5
"
"dissolved oxygen
Yos:0.75
Yox:0.5
KCs:10
"
"scaling factors
Xzscal:0.01
XIscal:0.01
Cscal:1
"
"initials (use par-command to set initial values)
Xz:700
XI:1300
C:3
CC:3
end

```

Continuous system asmod2

"
"Simulation of two step loaded activated sludge aerators.
"The model corresponds to Reactor Model 1 in:
"Andrews, J.F., G. Olsson, R.D. Hill, 1981,
"ASCL. An activated sludge process control language.
"

"Associated system:

" Control inputs from Ifile.
" Connecting system Cmod2.

" Input variables tank 1

" from Ifile: Air=Air flow
" Q=influent flow
" Suspr= Xzr + XIr
" r= return flow coefficient

" Output variables:

" (to tank 2) Xz1o=zoogleal organisms
" XI1o=inert mass
" C1o=dissolved oxygen
" Q1o=influent flow

" State variables:

" Xz1=zoogleal organisms
" XI1=inert mass
"

" Input variables tank 2

" from Ifile: Air=Air flow
" Cverk=dissolved oxygen
" r= return flow coefficient

" Output variables:

" (from tank 2) Xzo=zoogleal organisms
" XIo=inert mass
" Suspo= Xzo + XIo
" Co=dissolved oxygen
" Qo=influent flow

" State variables:

" Xz=zoogleal organisms
" XI=inert mass
" C=dissolved oxygen

"All state variables are scaled. The states are denoted AAs
"for the true variable AA.

"Initial conditions are given with PAR-command.

"Output (and Input) values are given in engineering units.
"

input Air Q Suspr Cverk r
output Co Suspo
state Xz1s XI1s Xzs XI1s Cs CCs
der dXz1 dXI1 dXz dXI dC dCC
time t
"

initial

"scaling of initial values

Xz1s=Xzscal*Xz1

XI1s=XIscal*XI1

Xzs=Xzscal*Xz

XI1s=XIscal*XI1

Cs=Cscal*C

CCs=Cscal*CC
"

"constants

```

h1=Sdscal*Kzs
h2=Cscal*Kzc
h3=Sdscal/(Yz*Xzscal)
h4=XIscal*YI/Xzscal
h5=Cscal*KCs
h6=Cscal*Yos/(Yz*Xzscal)
h7=Cscal*Yox*(1-YI)/Xzscal

```

```

"-----
"

```

```

output
"
"output variables
Xzo=Xzs/Xzscal
XIo=XIs/XIscal
Suspo=XIo+Xzo
Co=Cs/Cscal
Qo=(a+r)*Q

```

```

"-----
"

```

```

dynamics
"
"
kalib= if t<tid then kalib1 else kalib2

```

```

"tank 1
"dilution variables
V1= 2/3 * V
DA1= a*Q/V1
DR1= r*Q/V1
DO1= Qo/V1

```

```

"Oxygen-model tank 1
"Cs1=Ci1=Co1=Ci=0.5
Cs1= Ci1
"OUR1: 11.5

```

```

".....

```

```

"Susp-model tank 1
dz1= dmz*Cs1/(h2 + Cs1)
Xz1r= (1-p)*Suspr*kalib
myz1= (OUR1/Xz1s - h7*dz1)/h6
"material balance on zooglaeal organisms
dXz1= Xzscal*Xz1r*DR1 - Xz1s*(DO1 - myz1 + dz1)
Xz1o= Xz1s/Xzscal

```

```

"
XI1r= p*Suspr*kalib
"material balance on inert mass
dXI1= XIscal*(XI1i*DA1 + XI1r*DR1) - DO1*XI1s + h4*Xz1s*dz1
XI1o= XI1s/XIscal

```

```

".....

```

```

"tank 2
"dilution variables
V2= 1/3 * V
DA= Qo/V2
DO= Qo/V2
dz= dmz*Cverk/(h2 + Cverk)

```

```

".....

```

```

"Oxygen-model tank 2
"Ci=Co1=0.5
"material balance on dissolved oxygen
dC= Cscal*Ci*DA - Cs*DO + Air*alfa*(h5 - Cs) - OURmean

```

```

dOUR= -Air*alfa*(Cverk - Cs)
OUR= OURmean + dOUR
dCC= Ci*DA - CCs*DO + Air*alfa*(h5 - CCs) - OUR
"
.....
" Susp-model tank 2
Xzi= Xz10
myz= (OUR/Xzs - h7*dz)/h6
"material balance on zoogleal organisms
dXz= Xzscal*Xzi*DA - Xzs*(DO - myz + dz)
"
XIi= XI10
"material balance on inert mass
dXI= XIscal*XIi*DA - DO*XIi + h4*Xzs*dz
"
-----
"constants in oxygen-model tank 1
OUR1: 11.5
Ci1:0.5
"constants in susp-model tank 1
XI1i:50
"XI1r = p * Suspr      Xzir = (1 - p)*Suspr      0 < p < 1
p:0.7
"kalib:1.1
"tid:25
kalib1:1.1
kalib2:1.1
"
"constants in oxygen-model tank 2
OURmean:9
Ci:0.5
Cr:0
"constants in susp-model tank 2
"
"constants
a:1
V:2400
Kzs:50
Kzc:2
dmz:0.005
"
" dissolved substrate
Yz:0.5
"
" inert mass
YI:0.5
"
" dissolved oxygen
Yos:0.75
Yox:0.5
KCs:10
alfa:0.02
"
" scaling factors
Xzscal:0.01
XIscal:0.01
Cscal:1
"
" initials (use par-command to set initial values)
Xz1:700
XI1:1300
Xz:700
XI:1300
C:3
CC:3
end

```

A.2 Nomenklatur

Parametrar

V = reaktortanksvolym (2400 m^3)

r = returflödeskoefficient

w = överskottsslamflödeskoefficient

α = syreöverföringskonstant (0.02)

Y_{OS} = yield faktor (0.75)

Y_Z = yield faktor (0.5)

Y_{OX} = yield faktor (0.5)

Y_I = yield faktor (0.5)

K_{zs} = mättnadskonstant, substrat (50 mg/l)

K_{zC} = mättnadskonstant, syre (2 mg/l)

d_{mZ} = sönderfallskonstant (0.005 1/h)

μ_Z = specifik tillväxt

Variabler

Air = luftflöde (Nm^3/min)

OUR = syreupptagningsförmåga (mg/lh)

μ_Z = tillväxtfaktor ($1/\text{h}$)

d_Z = Sönderfallsfaktor ($1/\text{h}$)

Tillstånd

C = syrekoncentration (mg/l)

X_Z = koncentration av levande bakterier (mg/l)

X_I = koncentration av döda bakterier (mg/l)

S_d = koncentration av substrat (mg/l)