

JÄMFÖRELSE AV OLIKA DYNAMISKA MODELLER  
FÖR SEDIMENTERINGEN I BIOLOGISK VATTENRENING

GÖSTA GUSTAFSSON

Inst. för Reglerteknik  
Lunds Tekniska Högskola  
Januari 1977

Dokumentutgivare  
Lund Institute of Technology  
Handläggare Dept of Automatic Control  
Gustaf Olsson  
Författare  
Gösta Gustafsson

Dokumentnamn  
REPORT LUTFD2/(TFRT-5190)/1-081/(1977)  
Utgivningsdatum  
Jan. 1977  
Ärendebeteckning  
0816

1074

Dokumenttitel och undertitel

Jämförelse av olika dynamiska modeller för sedimenteringen i biologisk vattenrening  
(Comparison of different dynamical models of secondary sedimentation in biological  
wastewater treatment)

Referat (sammandrag)

Different models of the solids-liquid separation in an activated sludge system are presented. The influence from the solids-liquid separator on the biological activities in the aeration tank is examined. The dynamics of the different separator models is discussed. Two simple control strategies for sludge removal have been tried out.

Referat skrivet av  
Author

Förslag till ytterligare nyckelord  
wastewater treatment

Klassifikationssystem och -klass(er)

Indextermer (ange källa)

Environmental control, Wastewater (Thesaurus of Engineering and Scientific Terms,  
Engineers Joint Council, N Y, USA)

Omfång  
81 pages

Övriga bibliografiska uppgifter

Språk  
Swedish

56T2

Sekretessuppgifter

60T0

ISSN

60T4

ISBN

60T6

Dokumenter kan erhållas från

Department of Automatic Control  
Lund Institute of Technology  
P O Box 725, S-220 07 LUND 7, Sweden

Mottagarens uppgifter

62T4

Pris

45:-

DOKUMENTATABLAD enligt SIS 62 10 12

Blankett LU 11:25 1976-07

JÄMFÖRELSE AV OLIKA DYNAMISKA MODELLER FÖR SEDIMENTERINGEN I  
BIOLOGISK VATTENRENING

Gösta Gustafsson

ABSTRACT

Different models of the solids-liquid separation in an activated sludge system are presented. The influence from the solids-liquid separator on the biological activities in the aeration tank is examined. The dynamics of the different separator models is discussed. Two simple control strategies for sludge removal have been tried out.

SAMMANFATTNING

Olika modeller för sedimenteringen i en aktiv-slam process presenteras. Dynamiken hos de olika sedimenteringsmodellerna undersöks och diskuteras. Sedimenteringens inverkan på de biologiska aktiviteterna i luftningsbassängen undersöks. Dessutom prövas två enkla styrlagar på systemet vid olika typer av störningar.

Ansvarig handledare: Gustaf Olsson

# JÄMFÖRELSE AV OLIKA DYNAMISKA MODELLER FÖR SEDIMENTERING I BIOLOGISK VATTENRENING

## Innehåll

1. Inledning
2. Modellbeskrivningar
  - 2.1. Biologisk modell och massbalans
  - 2.2. Modeller för sedimenteringen
  - 2.3. Bufferten, sedimenteringens massbalans
3. Översikt över simuleringarna
4. Hydrauliska störningar
  - 4.1. Stegstörningar i inflödet vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$
  - 4.2. Stegstörningar i inflödet vid styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$
  - 4.3. Stegstörningar i returflödet  $Q_r$
  - 4.4. Förhållanden under ett regnväder
  - 4.5. Sinusformade variationer i inflödet
5. Koncentrationsstörningar
  - 5.1. Stegstörningar i substratkoncentrationen i inflödet
  - 5.2. Stegstörning i koncentrationen av inerta bakterier
  - 5.3. Sinusformade variationer i substratet i inflödet
6. Slutsatser

Referenser

Appendix: Programlistor

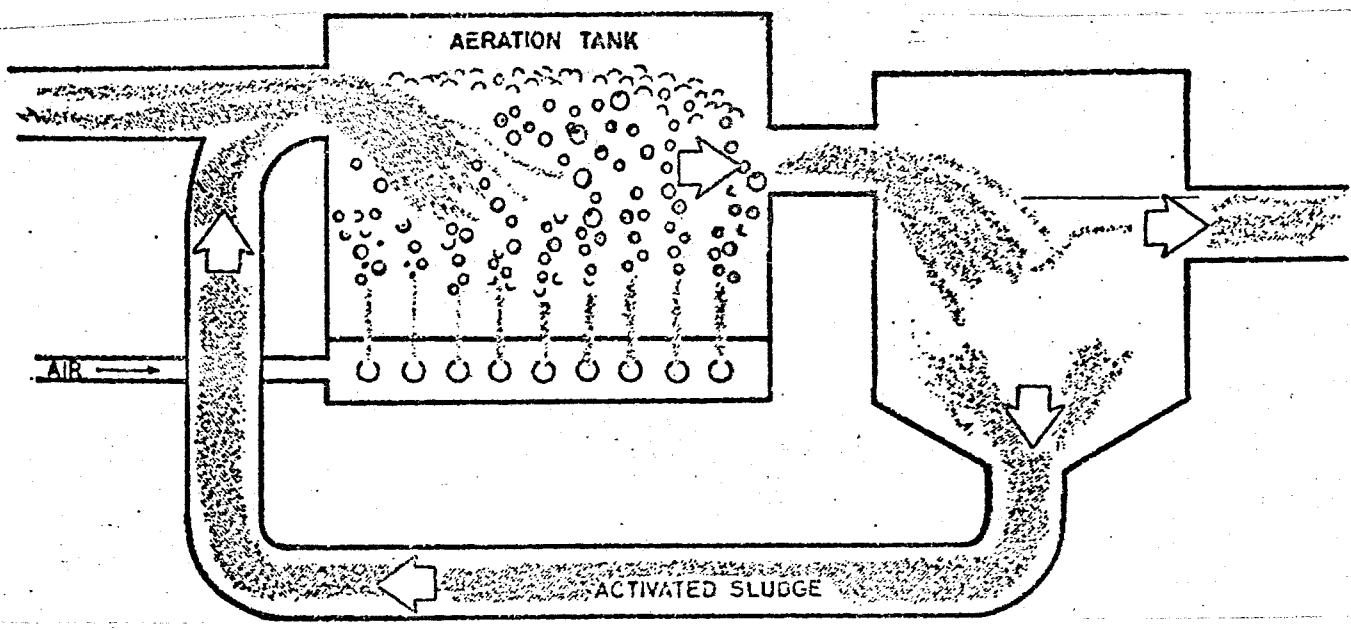


Fig.1. Aktiv-slam process

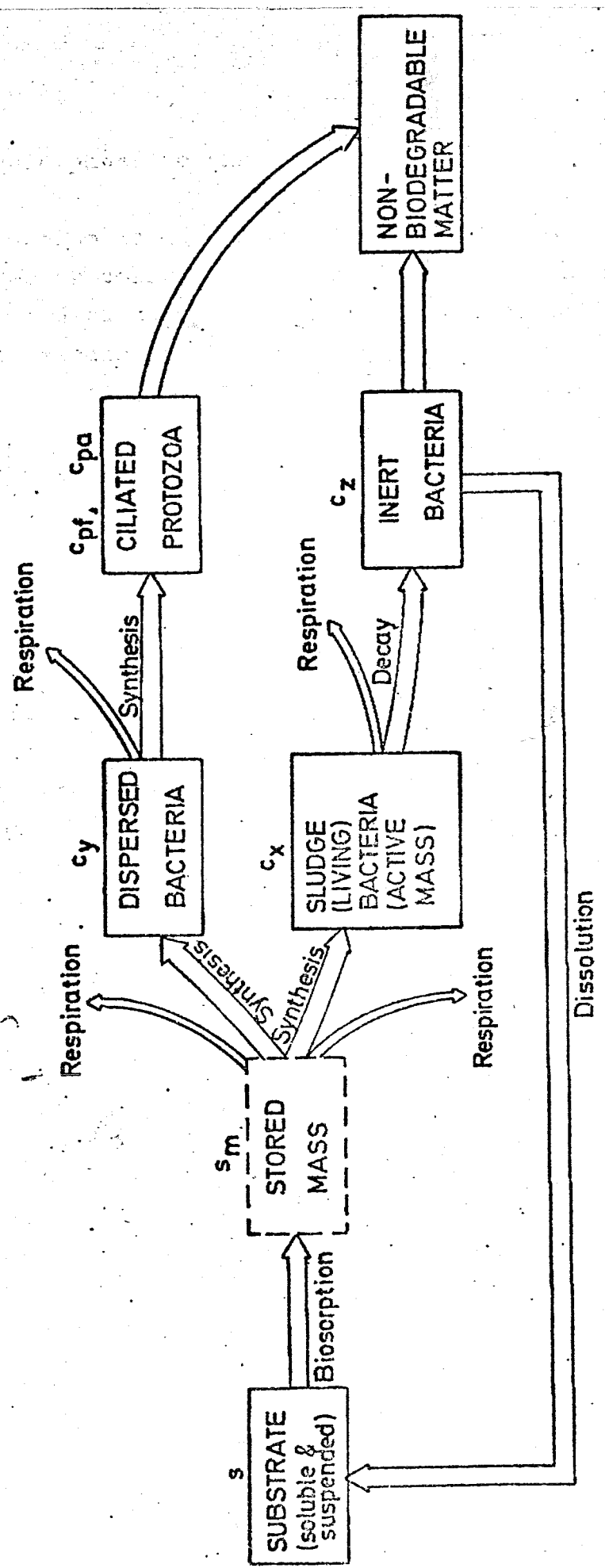


Fig.2. Schematisk bild över de biologiska reaktionerna i aktiv-slam processen.

## 2. MODELLBESKRIVNINGAR

### 2.1. Biologisk modell och massbalans

Aktiv-slam-processen kan förenklat beskrivas som en omvandling av organiskt substrat till flockbildande mikroorganismer. De viktigaste typerna av mikroorganismer som förekommer i smutsvatten är alger, fungi, protozoa och bakterier. Alger utnyttjar solenergi för sin tillväxt, medan de tre senare typerna förbrukar kemisk energi som erhålles genom nedbrytning av kemiska sammansättningar. Mikroorganismerna använder organiska föroreningar som råmaterial vid celluppbyggnaden. Organismernas förmåga att överleva är starkt beroende av sådana faktorer som syre- och kvävetillförsel, pH-värde och temperatur. Denna rapports målsättning är dock inte att studera dessa faktorerers inverkan på systemet, varför jag i fortsättningen bortser från dem och antar att de har gynn-samma värden för systemet. En viktig faktor är dock organismernas förmåga att flockbilda. Det är huvudsakligen ett par typer av bakterier som har denna förmågan, varför jag i fortsättningen begränsar analysen till denna typ av mikroorganismer.

Processens dynamik kan beskrivas enligt fig.2. För att organismerna ska kunna utnyttja det organiska substratet som näringskälla måste det tränga igenom cellmembranen genom en kemisk-fysikalisk process, bio-sorption. Denna process är snabb och överför substratet från vätske-form till ett flocktillstånd, lagrad massa. Huvuddelen av den lagrade massan  $s_m$  omvandlas genom syntes till flockbildande heterotrofa bakterier  $c_x$ , dispersa bakterier  $c_y$  och protozoer  $c_p$ . De båda senare typerna flock-bildar ej (vissa protozoer vidhäftar dock i flockarna). Eftersom det endast är de flockbildande bakterierna som sedimenterar, så kommer jag i fortsättningen att endast studera dessa. En viss del av de flockbild-ande bakterierna försvagas och dör men förblir i flocktillstånd. Dessa inerta bakterier  $c_z$  har också inverkan på sedimenteringen. Det system som ska studeras kan schematiskt beskrivas som fig.3. Luftningsbassängen antas vara konstruerad så att fullständig blandning erhålls. Följande samband mellan mikroorganismer  $c_x$ ,  $c_z$  och substrat  $s$  gäller i modellen:

Tillväxten av de flockbildande heterotrofa bakterierna  $c_x$  beskrivs av  $\mu_x \cdot c_x$ , där  $\mu_x = \frac{\hat{\mu}_x \cdot s}{K_x + s}$

Tillväxten av bakterierna orsakar en minskning i substratkoncentrationen  $-\frac{\mu_x \cdot c_x}{Y_x}$

En viss del av de heterotrofa bakterierna försvinner p.g.a. respiration eller genom att de dör. Denna minskning i bakterierkoncentrationen kan skrivas  $-d_x \cdot c_x$ .

Denna försvagning av aktiva bakterier  $c_x$  ger ett tillskott till koncentrationen av inerta bakterier  $c_z$ :  $Y_z \cdot d_x \cdot c_x$ .

Systemets massbalans blir:

$$V \cdot \frac{ds}{dt} = Q \cdot (s_i - s) - \frac{\mu_x}{Y_x} \cdot c_x \cdot V$$

$$V \cdot \frac{dc_x}{dt} = Q_r \cdot c_{x,r} - (Q + Q_r) \cdot c_x + V \cdot (\mu_x - d_x) \cdot c_x$$

$$V \cdot \frac{dc_z}{dt} = Q \cdot c_{z,i} + Q_r \cdot c_{z,r} - Q \cdot c_z - Q_r \cdot c_z + Y_z \cdot d_x \cdot c_x \cdot V$$

Följande beteckningar gäller:

$s$  = konc. av organiskt substrat i luftningsbassängen

$c_x$  = konc. av aktiva heterotrofa bakterier i luftningsbassängen

$c_z$  = konc. av inerta bakterier i luftningsbassängen

$s_i$  = konc. av organiskt substrat i inflödet

$c_{z,i}$  = konc. av inerta bakterier i inflödet

$c_{x,r}$  = konc. av aktiva bakterier i returflödet

$c_{z,r}$  = konc. av inerta bakterier i returflödet

$Q$  = inflödet av råvatten

$Q_r$  = returflödet från sedimenteringstanken

$V$  = luftningsbassängens volym

$K_x$  = mättningskonstant

$\hat{\mu}_x$  = maximala specifika tillväxthastigheten

$Y_x$  = produktionsfaktor för aktiva bakterier

$Y_z$  = produktionsfaktor för inerta bakterier

$d_x$  = sönderfallskonstant



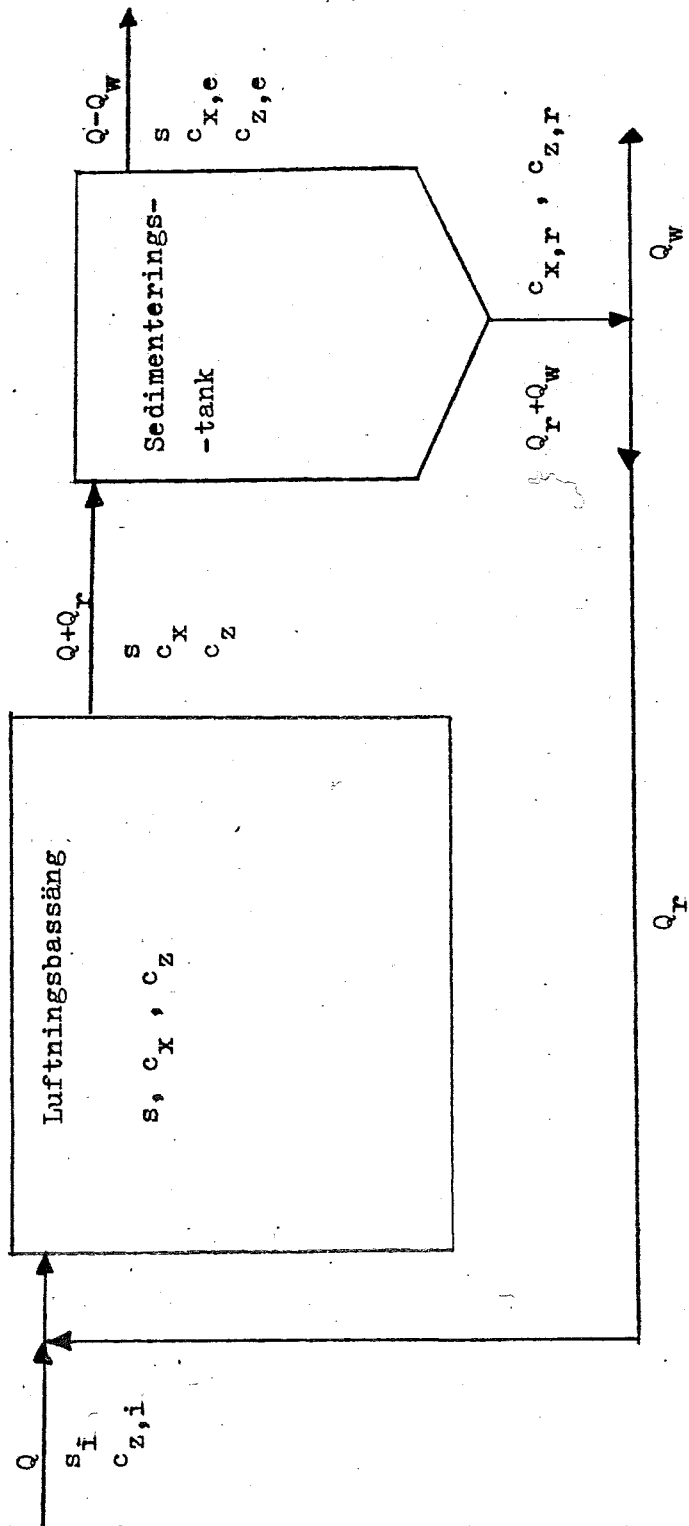


Fig.3. Schematisk bild av aktiv-slam-anläggning.

## 2.2. Modeller för sedimenteringen

Det har tidigare nämnts att sedimenteringen har en inverkan på hela systemets beteende. Ytterst lite är dock känt om just denna delen av processen. Den modell som förnärvarande anses beskriva sedimenteringsdynamiken bäst har utvecklats av Kynch. På Kynchs modell har sedan olika modeller baserats t.ex. Busby (1973) och Stenstrom (1975). Sedimenteringens inverkan på hela systemet beror på koncentrationerna hos retur-slammet som produceras i sedimenteringstanken. Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_{x,r}$  i returflödet är avgörande för hur effektivt nedbrytningen av substratet sker i luftningsbassängen, se massbalansen i 2.1. Beroende på i hur hög grad som sedimenteringsmodellerna tar hänsyn till totala systemets inverkan på sedimenteringen så kommer systemet vid hydrauliska och koncentrationsstörningar att bete sig olika. De modeller som ska studeras är följande.

### 2.2.1. Koncentrationerna i returflödet är konstanta, (M1)

I denna modell, M1, antas koncentrationerna av mikroorganismer i returflödet  $c_{x,r}$  och  $c_{z,r}$  vara konstanta oberoende av tillståndet i luftningsbassängen. Modellen är intressant för jämförelse med mera sofistikerade modeller.

### 2.2.2. Returkoncentrationerna är proportionella mot koncentrationerna i luftningsbassängen, (M2)

Här antas att det råder proportionalitet mellan returkoncentrationerna och koncentrationerna i bassängen. Förtjockningsfaktorn  $\gamma$  är normalt av storleksordningen 3-5.  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$  och  $c_{z,r} = \gamma \cdot c_z$ .

### 2.2.3. Kynchs modell, (M3)

I denna modell, M3, antas förtjockningen  $\gamma$  vara en funktion av returflödet  $Q_r$  och koncentrationerna  $c_x$  och  $c_z$ . Förtjockningen kan definieras enligt  $\gamma = c_b / (c_x + c_z)$  där  $c_b = c_{x,r} + c_{z,r}$  är koncentrationen av bakterier i botten på sedimenteringstanken, vilket ju är koncentrationen av bakterier i returflödet. Den totala fluxen  $G$  ( $\frac{\text{massa}}{\text{yta tid}}$ ) genom tanken, består av två delar. Den första delen som härrör från genomströmningen i tanken beskrivs av  $G_1 = v_s \cdot c$  där  $v_s = Q_r / A_s$  är genomströmningshastigheten i tanken och  $c$  är den totala koncentrationen av

flockbildande bakterier i sedimenteringstanken. Den andra delen  $G_2$  som beskriver bakterieflockarnas rörelse relativt vätskan kan skrivas som  $G_2 = \alpha \cdot c \cdot e^{-\beta \cdot c}$  där  $\alpha$  och  $\beta$  är konstanter. Totalfluxen  $G = G_1 + G_2$  som funktion av koncentrationen  $c$  får ungefär följande utseende.

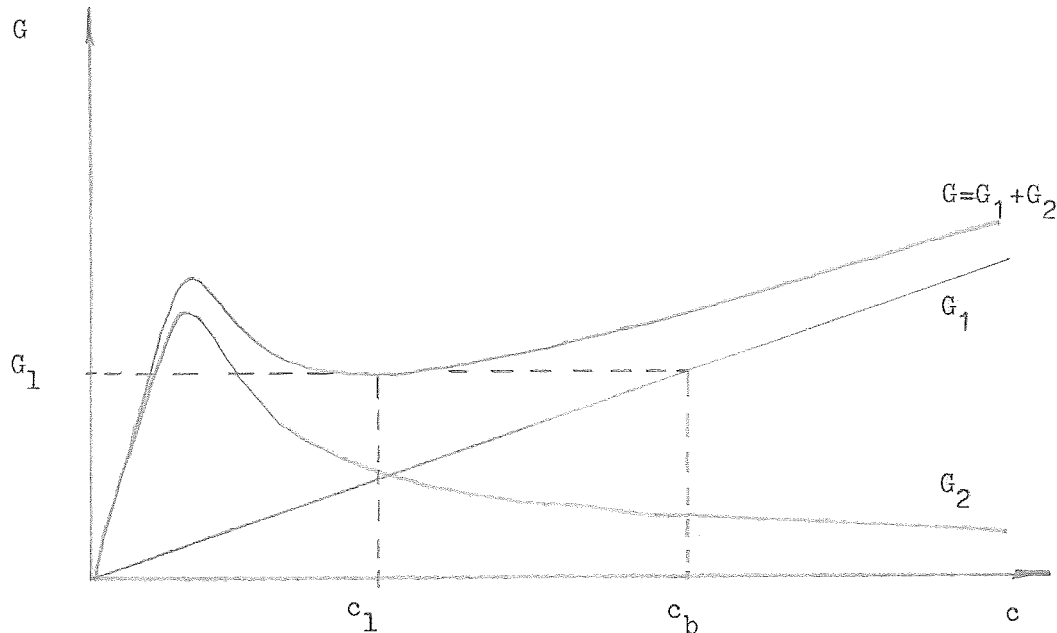


Fig.4. Fluxkurva i Kynchs modell

Minimat i kurvan för totalfluxen  $G$  representerar sedimenteringens jämviktsläge. Detta kan åskådliggöras genom följande resonemang: Ett jämviktsläge till vänster om  $c_1$  skulle betyda att flockbildningsfluxen  $G_2$  var större än genomströmningsfluxen  $G_1$ , vilket skulle innebära att mikroorganismer skulle ackumuleras i tanken. Om jämvikten låg till höger om minimat skulle det på motsvarande sätt betyda att slammet pumpades rakt igenom tanken utan sedimentering och returkoncentrationerna skulle minska. Jämviktsläget representeras alltså av  $G_1$  och  $c_1$ . I botten på tanken är fluxen  $G_b = v_s \cdot c_b$  eftersom flockbildningsfluxen  $G_2 = 0$  i botten på tanken. Den flux  $G_1$  som erhöles ur jämvikten är också den flux som passerar ut ur tanken, varför  $G_b = G_1 = v_s \cdot c_b$ . Bottenkoncentrationen är alltså  $c_b = G_1 / v_s$ . Beroende på hur stort returflödet  $Q_r$  är så kommer minimat att erhållas vid olika koncentrationer. Bottenkoncentrationen  $c_b$  blir därmed beroende av returflödet  $Q_r$ . Förtjockningen  $\alpha$  kommer att bli en funktion av  $c_x$ ,  $c_z$  och  $Q_r$ . Sättet på vilket bottenkoncentrationen  $c_b$  erhålls har antytts i figuren. Enligt modellen så kommer varje slamskikt som rör sig mot botten på tanken att passera koncentrationen  $c_1$  under förtjockningen. Koncentrationen  $c_1$  är den koncentration då mängden slam i ett skikt är maximal.  $c_1$  anger alltså den maximala upptagningen för ett skikt.

Följande antagande gäller för modellen:

1. Den maximala totalflux som existerar i tanken representeras av  $G_1$ .
2. Flockbildningsfluxen  $G_2$  är en funktion av endast slamkoncentrationen  $c$ .
3. Flockbildningsfluxen är noll i botten på sedimenteringstanken.
4. Slamkoncentrationen  $c$  är homogen i varje horisontalplan.
5. Inga biologiska reaktioner förekommer i tanken.

Enligt resonemanget på föregående sida så har tankens höjd ingen betydelse för sedimenteringen. Det är ju endast tankens genomskärningsyta som har någon inverkan genom att  $v_s = Q_r/A_s$ . Man kan därför inte få någon detaljerad information om koncentrationsprofilen i tanken. Idealt så uppvisar en sedimenteringstank endast tre skilda koncentrationer, se fig 5.

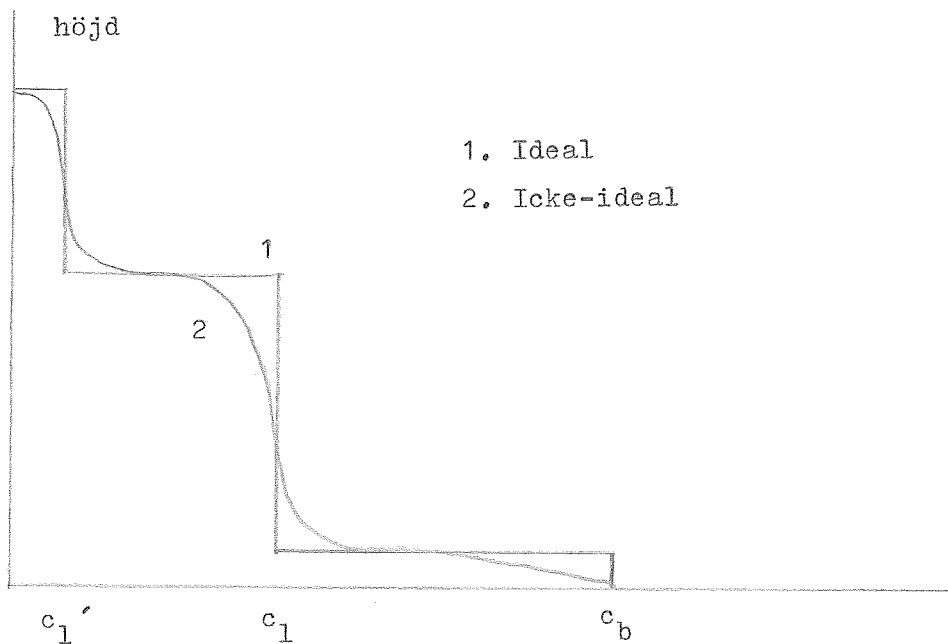


Fig.5. Slammets koncentrationsprofil

Den lägsta koncentrationen  $c_1'$  är koncentrationen i ett övre skikt i tanken där totalfluxen  $G$  är mindre än  $G_1$ . I mellanskiktet är fluxen  $G_1$ , vilket är den högsta fluxen i tanken. Koncentrationen blir därmed lika med  $c_1$  enligt resonemanget på föregående sida. Ett tunt lager i botten kommer att få koncentrationen  $c_b$ , som kalkylerades ur fluxkurvan. För att erhålla en lämplig koncentrationsprofil krävs dock en mer avancerad modell som tar hänsyn till skiktbildningen i tanken, vilket jag kommer att presentera i nästa modell (Stenstrom).

### 2.2.4. Stenstroms modell, (M4)

I förra avsnittet nämnde jag att Kynchs modell var otillräcklig för att beskriva koncentrationsprofilen i sedimenteringstanken. Vad som krävs är en modell som beskriver koncentrationsgradienten i höjddled, vilket fordrar lösningen av en partiell differentialekvation. Låt oss anta plug-flöde och att ingen dispersion förekommer. Massbalansen för ett slam-skikt i tanken blir:

$$\frac{dc}{dt} \cdot A_s \cdot \Delta h = A_s \cdot (G_1(h) - G_1(h+\Delta h) + G_2(h) - G_2(h+\Delta h)) \quad , \quad \text{där}$$

$$G_1 = v_s \cdot c$$

$$G_2 = v_f(c) \cdot c \quad , \quad \text{där } v_f = \alpha \cdot e^{-\beta c}$$

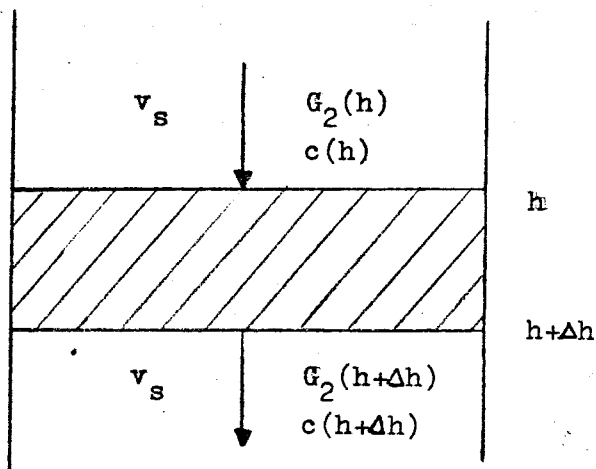


Fig. 6. Förtjockningsskikt i sedimenteringstanken.

Om skiktthjockleken antas infinitesimalt liten så kan man bilda differentialekvationen:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = - \frac{\partial G_2}{\partial h} - v_s \cdot \frac{\partial c}{\partial h} = - \left( v_s + \frac{\partial G_2}{\partial c} \right) \cdot \frac{\partial c}{\partial h}$$

Stenstrom har löst ekvationen genom att dela in tanken i tio skikt, varigenom tio ordinära differentialekvationer erhålls. I sin modell har Stenstrom gjort följande antagande:

1. Ingen dispersion.
2. Flockbildningsfluxen in i ett skikt kan aldrig vara större än flockbildningsfluxen ut ur ett högre skikt, den kan inte heller vara större än den flux som motsvarar det aktuella skiktets koncentration. Flockbildningsfluxen in i ett skikt  $j$  blir därmed  $G_{2,j,in} = \min(G_{2,j-1}, G_{2,j})$
3. Flockbildningshastigheten  $v_f$  är endast en funktion av koncentrationen  $c$ .
4. Flockbildningsfluxen  $G_2$  är noll i botten på tanken.
5. Slamkoncentrationen  $c$  är homogen i varje horisontalplan.
6. Inga biologiska reaktioner i reaktorn

Genom att dela in tanken i 10 skikt förenklas lösningen av den partiella differentialekvationen till uppställning av massbalans för varje skikt. För det översta skiktet erhålls (se fig. 7.) :

$$\frac{dc_1}{dt} = \frac{\text{Fluxin} - v_s \cdot c_1 - \min(G_{2,1}, G_{2,2})}{\Delta h}, \text{ där}$$

Fluxin =  $((Q+Q_r) \cdot c_{in} - (Q-Q_w) \cdot \epsilon \cdot c_{in}) / A_s$  är nettofluxen in i tanken.

$v_s = (Q_r + Q_w) / A_s$  genomströmningshastigheten i tanken

$c_{in} = (c_x + c_z)$  koncentrationen av flockbildande bakterier in i tanken.

$c_1$  koncentrationen i det översta skiktet

$G_{2,1}$  resp.  $G_{2,2}$  är de sedimenteringsfluxer som motsvarar koncentrationerna i de båda översta skikten.

$\epsilon$  = förhållandet mellan koncentrationerna av flockbildande bakterier i flödet ut ur sedimenteringstanken och luftningsbassängen.

För de åtta mellanskikten fås följande samband:

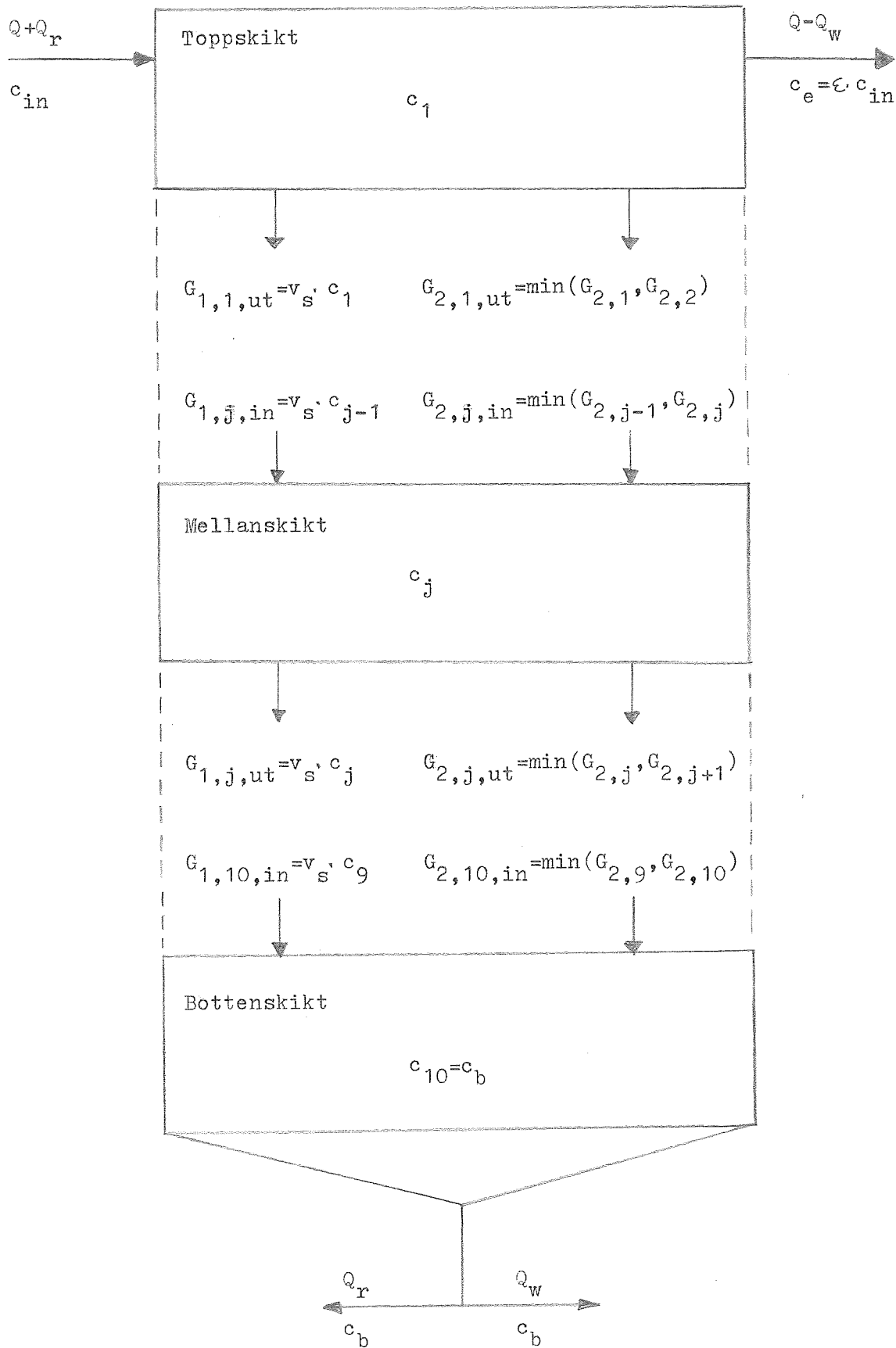
$$\frac{dc_j}{dt} = \frac{v_s \cdot (c_{j-1} - c_j)}{\Delta h} + \frac{\min(G_{2,j}, G_{2,j-1}) - \min(G_{2,j}, G_{2,j+1})}{\Delta h}$$

I det tionde skiktet, bottensiktet, är sedimenteringsfluxen noll ut ur tanken, varför följande ekvation erhålls:

$$\frac{dc_{10}}{dt} = \frac{v_s \cdot (c_9 - c_{10}) + \min(G_{2,9}, G_{2,10})}{\Delta h}$$

Koncentrationen  $c_{10}$  är ju lika med koncentrationen av flockbildande bakterier  $c_b$  i returflödet varigenom förtjockningen  $\varnothing$  kan erhållas ur  $\varnothing = c_{10} / (c_x + c_z)$ . Program för lösningen av ovanstående differensekvationer finns i appendix 3.

Fig.7. Skiktindelning i sedimenteringstanken ved Stenstroms modell.



### 2.3. Bufferten, sedimenteringens massbalans

Den mängd av aktiva bakterier som finns i sedimenteringstanken kommer jag i fortsättningen att kalla bufferten. Storleken på bufferten är av stor betydelse då det är den mängd av aktiva bakterier som finns i reserv för att möta en eventuell ökning i substrat. Genom att hålla ett tillräckligt stort värde på bufferten så säkerställer man också att sedimenteringen fungerar tillfredställande. Om bufferten tillåts sjunka alltför mycket erhålls till slut ett tillstånd då de flockbildande bakterierna pumpas rakt igenom tanken utan att någon förtjockning erhålls. För att erhålla ett tillstånd då bufferten befinner sig i steady state, så måste förhållandet  $R=Q_r/Q$  stå i ett visst förhållande till förtjockningen  $\gamma$ . Låt oss betrakta bufferten i steady state.

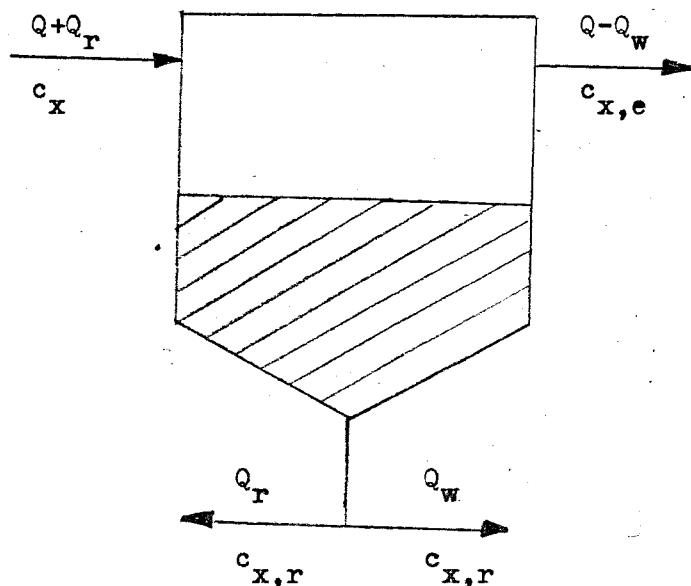


Fig.8.

Koncentrationen  $c_{x,e}$  är koncentrationen av aktiva bakterier i utflödet ut ur tanken. Det beskrivs av  $c_{x,e} = \xi \cdot c_x$ , där faktorn  $\xi$ , effektiviteten, är av storleksordningen 0.01 - 0.1. Massbalansen blir:

$$\frac{d\text{Buff}}{dt} = (Q+Q_r) \cdot c_x - (Q-Q_w) \cdot \xi \cdot c_x - (Q_r+Q_w) \cdot \gamma \cdot c_x$$

Om vi antar att  $Q_w=0$  så fås i steady state:

$$1+r-\xi-r\gamma=0 \quad \text{vilket ger } \gamma = \frac{1+r-\xi}{r}$$

Vid hydrauliska störningar kommer ovanstående jämvikt ej att gälla varför bufferten kommer att avvika från sitt jämviktsvärde. Simuleringarna kommer att visa hur bufferten påverkas av störningar.



### 3. Översikt över simuleringarna

Här följer en sammanfattning av de simuleringar som ska diskuteras i de följande avsnitten. Följande sedimenteringsmodeller kommer att simuleras:

Modell 1:  $c_{x,r} = \text{konst.}$  ,  $c_{z,r} = \text{konst.}$

Modell 2:  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$  ,  $c_{z,r} = \gamma \cdot c_z$

Modell 3: Kynch's modell där förtjockningen är en funktion av  $c_x$ ,  $c_z$  och  $Q_r$ .

Modell 4: Stenstroms modell.

Initialvärdena för substrat- och bakterierkoncentrationerna är:

	Modell 1-3	Modell 4 *
s;	12.2 mg/l	13.3 mg/l
$c_x$ :	1360 mg/l	1240 mg/l
$c_z$ :	2820 mg/l	2510 mg/l

Faktorn  $R = Q_r / Q$  har valts till  $R = 0.35$  vilket motsvarar en förtjockning som är  $\gamma = 3.74$  i steady state. Vid dessa värden så befinner sig också bufferten i steady state, se avsnitt 2.3.

Följande styrlagar kommer att testas på alla modellerna:

Styrlag 1:  $Q_r = \text{konst.}$

Styrlag 2:  $Q_r = r \cdot Q$

De hydrauliska störningar som ska studeras är:

Stegstörningar i inflödet  $Q$

Stegstörningar i returflödet  $Q_r$

Regnväder

Sinusformat inflöde

Följande koncentrationsstörningar ska också testas:

Stegstörning i den inkommande substratkoncentrationen  $s_i$

Stegstörning i inflödet av inaktiva bakterier  $c_{z,i}$

Sinusformade variationer i substratkoncentrationen i inflödet.

\*/ I Stenstroms modell får sedimenteringstanken inverkan på systemets steady state värden, varför de kommer att avvika något från de övriga modellernas. Avvikelsen är dock så pass måttlig att jämförelser mellan modellerna ändå kan göras.

Följande parametervärden har valts under simuleringarna.

Luftningsbassängen:

$s_i$	= 200	mg/l	$K_x$	= 200	mg/l
$c_{z,i}$	= 100	mg/l	$\lambda_x$	= 0.20	tim <sup>-1</sup>
$\sigma$	= 3.74		$Y_x$	= 0.50	
$Q$	= 720	m <sup>3</sup> /tim	$Y_z$	= 0.25	
$r$	= 0.35		$d_x$	= 0.005	tim <sup>-1</sup>
$V$	= 4320	m <sup>3</sup>			

Sedimenteringstanken:

$A_s$	= 500	m <sup>2</sup>	$\alpha$	= 0.002	m/s
$V_s$	= 1000	m <sup>3</sup>	$\beta$	= 3.2 · 10 <sup>-4</sup>	l/mg
$\Delta h$	= 0.2	m	$\epsilon$	= 0.04	

Översikt över simuleringarna:

Simulering nr	Styrlag	Störningar
4.1	$Q_r = \text{konst.}$	Stegstörningar i $Q$ ; $\Delta Q = \pm 50\%$ under 200 timmar, resp. 12 timmar.
4.2	$Q_r = r \cdot Q$	Stegstörningar i $Q$ ; $\Delta Q = \pm 50\%$ under 200 timmar resp. 12 timmar
4.3	Båda	Stegstörningar i $Q_r$ ; $\Delta Q_r = +20\%$ under 200 timmar, resp. $\Delta Q_r = \pm 30\%$ under 6 timmar.
4.4	Båda	Regnväder, $\Delta Q = +50\%$ , $\Delta s_i = -33\%$ , $\Delta c_{z,i} = -33\%$
4.5	Båda	Sinusformat inflöde $Q$ ; $Q = Q_0 + 0.5Q_0 \cdot \sin(\omega \cdot t)$
5.1	Båda	Stegstörning i $s_i$ ; $\Delta s_i = \pm 50\%$
5.2	Båda	Stegstörning i $c_{z,i}$ ; $\Delta c_{z,i} = +100\%$
5.3	Båda	Sinusformad variation i $s_i$ ; $s_i = s_0 + 0.5s_0 \sin(\omega \cdot t)$
5.4	Båda	Samverkande sinusvariationer i $Q$ och $s_i$

#### 4. Hydrauliska störningar

I tabellerna som följer anges systemets tillstånd 200 timmar efter det störningarna började påverka systemet. Värdet inom parentes anger avvikelsen från ursprungsvärdet. Vidare så visas figurer över substrat  $s$ , aktiva bakterier  $c_x$  och bufferten, som visar hur dessa tillstånd förändras vid störningarna. Dessutom så visas vid stegstörningar sedimenteringstankens koncentrationsprofil (Stenstroms modell) efter 50 timmar.

##### 4.1. Stegstörningar i inflödet $Q$ vid styrlagen $Q_r = \text{konst.}$

$\Delta Q = +50\%$			
Modell nr	$s$ (mg/l)	$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	26 (+14)	935 (-425)	1910 (-910)
2	195 (+183)	6 (-1350)	235 (-2580)
3	21 (+9)	1180 (-180)	1920 (-900)
4	20 (+7)	1190 (-56)	1960 (-550)

$\Delta Q = -50\%$			
Modell nr	$s$ (mg/l)	$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	4 (-8)	1950 (+590)	4150 (+1330)
2	sjunker kraftigt	stiger kraftigt	stiger kraftigt
3	6 (-6)	1480 (+120)	5040 (+2220)
4	8 (-5)	1000 (-250)	2720 (+210)

Vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$  och en ökning i inflödet  $Q$ , får systemet en ökad mängd substrat att bearbeta. Systemets förmåga att ta emot en sådan ökning i substratet beror helt på koncentrationen  $c_{x,r}$  i returflödet. I modell 1, där  $c_{x,r} = \text{konst.}$  fås drygt en fördubbling av substratkoncentrationen på grund av den ökade tillförseln av substrat. Flödesökningen orsakar också en utspädning av bakterierna till ungefär två tredjedelar av initialvärdet. Den ökade mängden substrat orsakar dock en liten ökning i tillväxten av aktiva bakterier  $c_x$ , se massbalansen i 2.1. I den andra modellen har vi fått en enormt stor ökning i substrat medan de aktiva bakterierna nästan har försvunnit. Detta förhållande kan förklaras på följande sätt: Vid ökningen i  $Q$  fås en koncentrationsminskning i  $c_x$  på grund av utspädning i luftningsbassängen. Men då  $c_{x,r}$  beskrivs av  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$  får vi också en minskning i  $c_{x,r}$ , vilket försämrar

systemets förmåga att ta emot substratökningen. Substratkoncentrationen kommer att stiga till den har uppnått koncentrationen i inflödet ( $s_i=200$ ). Modellen  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$  fungerar som en förstärkare av koncentrationsförändringar i  $c_x$ , vilket också kan observeras vid en minskning i  $Q$ . I Kynchs modell, M3, beskrivs  $c_{x,r}$  av  $c_{x,r} = \frac{c_b}{c_x + c_z} \cdot c_x$ , där  $c_b$  är konstant vid konstant returflöde  $Q_r$ . Detta medför att variationerna i  $c_{x,r}$  kommer att bli ganska små och systemet kommer att bete sig ungefär som modell 1. I Stenstroms modell, M4, har de hydrauliska störningarna mindre inverkan än i de övriga modellerna. Modellen har egenskapen att bottenkoncentrationen  $c_b$  ökar vid en flödesökning i  $Q$ , se koncentrationsprofilen i fig.4.1.7. Härigenom blir systemet mindre känsligt för hydrauliska störningar, eftersom en utjämnning i koncentrationsförändringarna i  $c_x$  erhålls. Belysande är att vid störningarna  $\Delta Q = +50\%$  och  $\Delta Q = -50\%$  erhålls förtjockningen  $\gamma = 4.8$  resp.  $\gamma = 2.4$ . Vid en ökning i  $Q$  får därigenom luftningsbassängen ett tillskott av aktiva bakterier från returflödet vilket motverkar koncentrationsförändringarna i både  $c_x$  och  $s$ .

Noteras bör att modellerna 1,3 och 4 uppvisar ett likartat beteende, medan modell 2 avviker kraftigt. Modellen  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$  medför tydligen en stor känslighet för hydrauliska störningar.

Det är av stort intresse att studera hur bufferten förändras vid störningarna. Vid en ökning i  $Q$  fås i samtliga fall en ökning av bufferten, speciellt stor blir den i modell 2. Låt oss betrakta massbalansen för bufferten. Om vi antar att  $Q_w = 0$  så blir den:

$$\frac{d\text{Buff}}{dt} = c_x \cdot (Q + Q_r - \varepsilon \cdot Q - \gamma \cdot Q_r) = c_x \cdot (Q + Q_r - \varepsilon \cdot Q - \frac{c_{x,r}}{c_x} \cdot Q_r)$$

Om vi betraktar modell 2 är det lätt att inse att en ökning i  $Q$  orsakar en ökning i bufferten eftersom förtjockningen  $\gamma$  är konstant. Värdet av parenteserna kommer att bli större än noll, varför bufferten av aktiva bakterier kommer att öka trots att koncentrationen i luftningsbassängen minskar kraftigt. I de övriga modellerna blir förändringarna avsevärt mindre, på grund av att faktorn  $c_{x,r}/c_x$  kommer att öka då koncentrationerna av  $c_x$  och  $c_z$  minskar. Den minsta förändringen fås i modell 4. Förtjockningen  $\gamma$  blir störst här eftersom bottenkoncentrationen  $c_b$  även har ökat, se fig.4.1.7. Vid minskningar i  $Q$  blir buffertens förändring kraftigare, se fig.4.1.6.

I samtliga fallen beror ökningen i bufferten (vid  $\Delta Q=+50\%$ ) på att returflödet  $Q_r$  är för litet för att hålla bufferten konstant. I avsnitt 2.3. skrev vi villkoret för steady state som  $1+r-\xi-r\cdot\gamma=0$ . Vid dessa stegstörningar kan vi skriva  $1+\delta+r-\xi-r\cdot\gamma$ , där  $\delta$  är ett tillskott på grund av störningen. Vid positiv stegstörning i  $Q$  antar  $\delta$  värdet 0.5. Uttryckets värde blir i alla modellerna större än noll, vilket betyder att bufferten kommer att öka. I modell 2 blir värdet störst eftersom förtjockningen  $\gamma$  är konstant. I de övriga modellerna erhöles en ökning av förtjockningen som gör att uttrycket blir mindre än i modell 2. Buffertens ökning blir därigenom inte så kraftig, se fig.4.1.5. En jämförelse mellan bakteriekoncentrationen i luftningsbassängen och bufferten visar att det har skett en överföring av bakterier från bassängen till sedimenteringstanken. I modell 2 är ökningen i bufferten så pass stor att bakterierna följer med i vattnet ut ur sedimenteringstanken. Vid en minskning i  $Q$  får vi ett negativt värde på steady state villkoret ( $\delta=-0.5$ ) och bufferten kommer att minska. Det sker en överföring av bakterier från sedimenteringstanken till luftningsbassängen, vilket också kan observeras i en ökning av  $c_x$ . I modell 2 är buffertens minskning så kraftig att det i verkligheten skulle betyda att sedimenteringstanken erhöles slam utifrån.

En studie av koncentrationsprofilen i sedimenteringstanken (fig.4.1.7.) visar att hydrauliska störningar vid  $Q_x=\text{konst.}$  medför att slamnivåns höjd förskjuts upp och ned. Vid en ökning i  $Q$  orsakar minskningen i  $c_x$  och  $c_z$  att flockbildningsfluxen  $G_2=c\cdot\alpha\cdot e^{-\gamma\cdot c}$  ökar (se avsnitt 2.2.4.), varigenom flockbildande bakterier kommer att lagras upp i tanken eftersom totalfluxen i mellanskikten blir större än fluxen ut ur tanken  $G_{ut}=v_s\cdot c_b$ . Motsvarande resonemang gäller vid en minskning i  $Q$ .

Fig.4.1.1. Substratkonsentrationen  $s$  vid stegstörningar i  $Q$  på 50 % vid styrlagen  $Q_r$ -konst. Figuren innehåller dels en långvarig störning och en med varaktigheten 12 timmar.

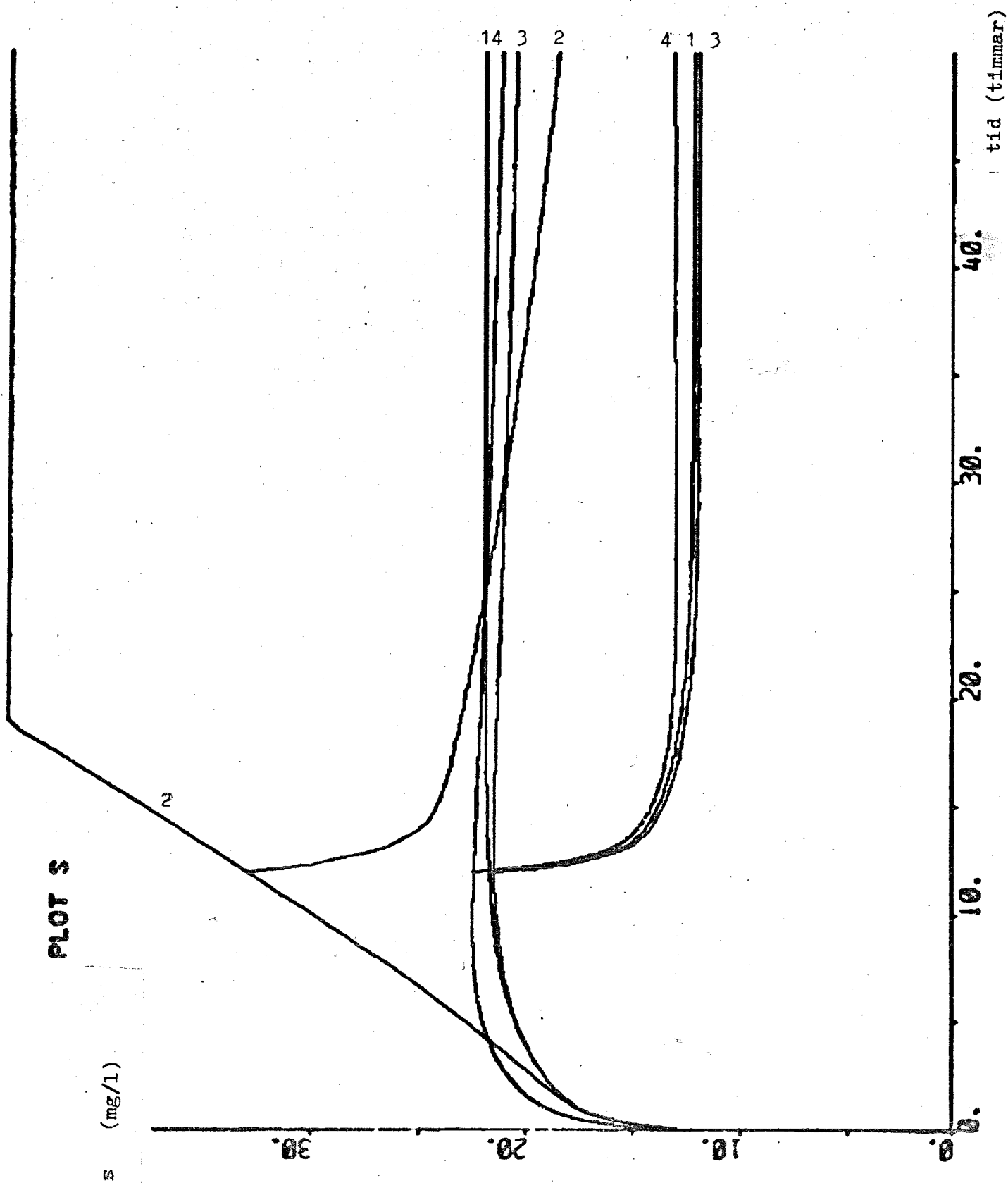


Fig.4.1.2. Substratkoncentrationen  $s$  vid stegstörningar i  $Q$  på -50% vid styrlagen  $Q_r = \text{konst}$ . Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktigheten 12 timmar.

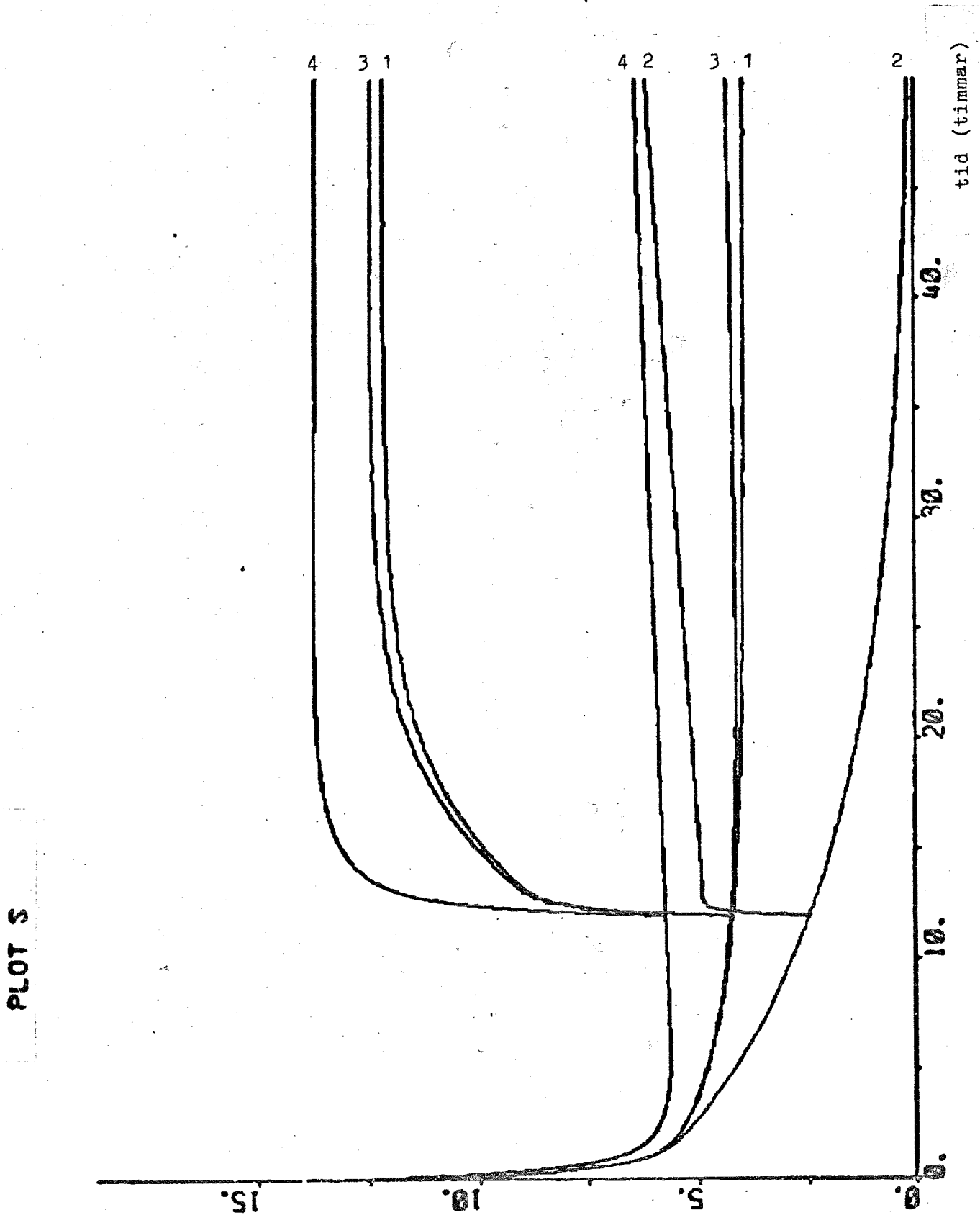


Fig.4.1.3. Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  vid stegstörningar i  $Q$  på +50% vid styrlagen  $Q_r = \text{konst}$ . Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktigheten 12 timmar.

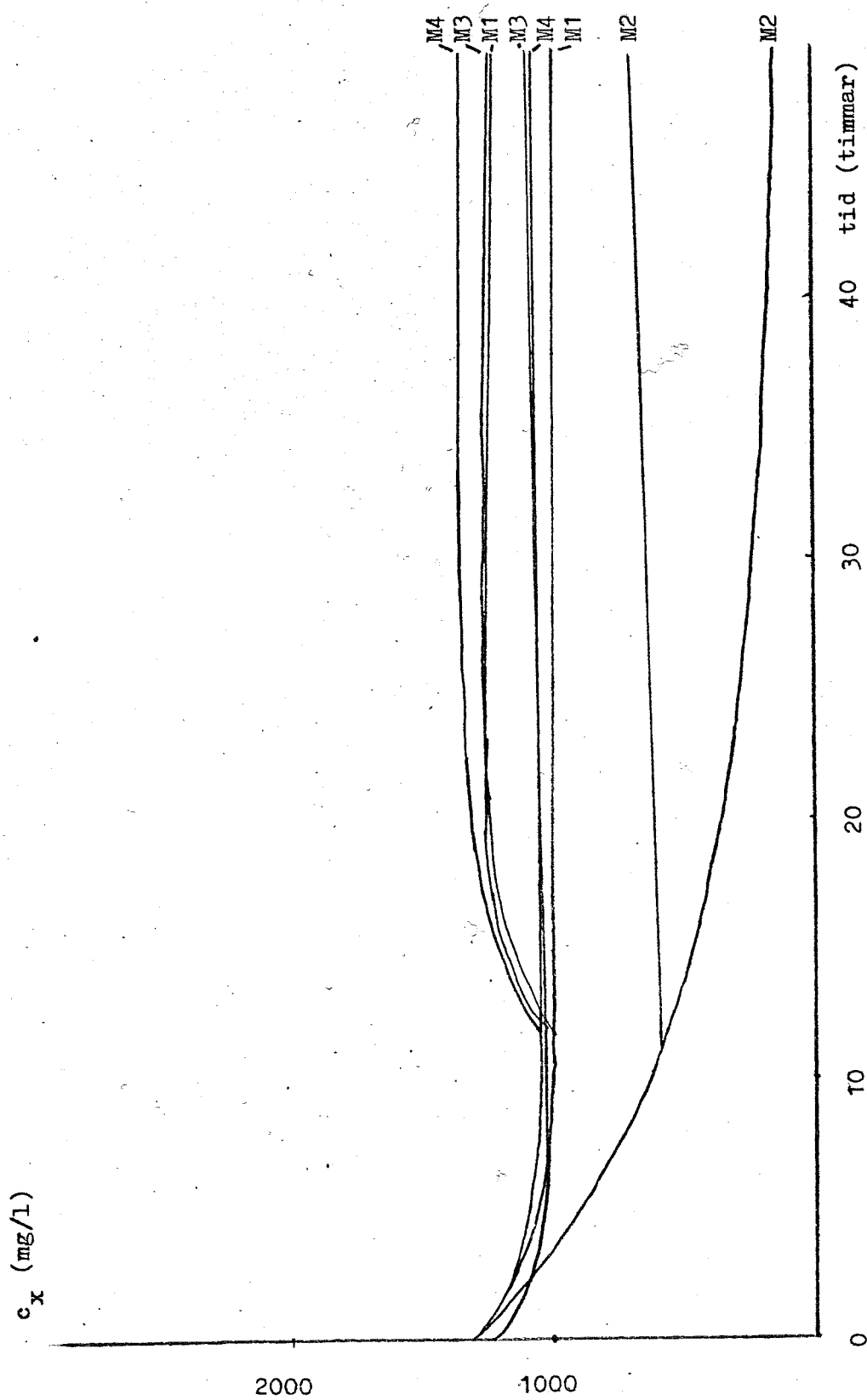




Fig.4.1.4. Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  vid stegstörningar i  $Q$  på -50% vid styrlagen  $Q_r = \text{konst}$ . Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktigheten 12 timmar.

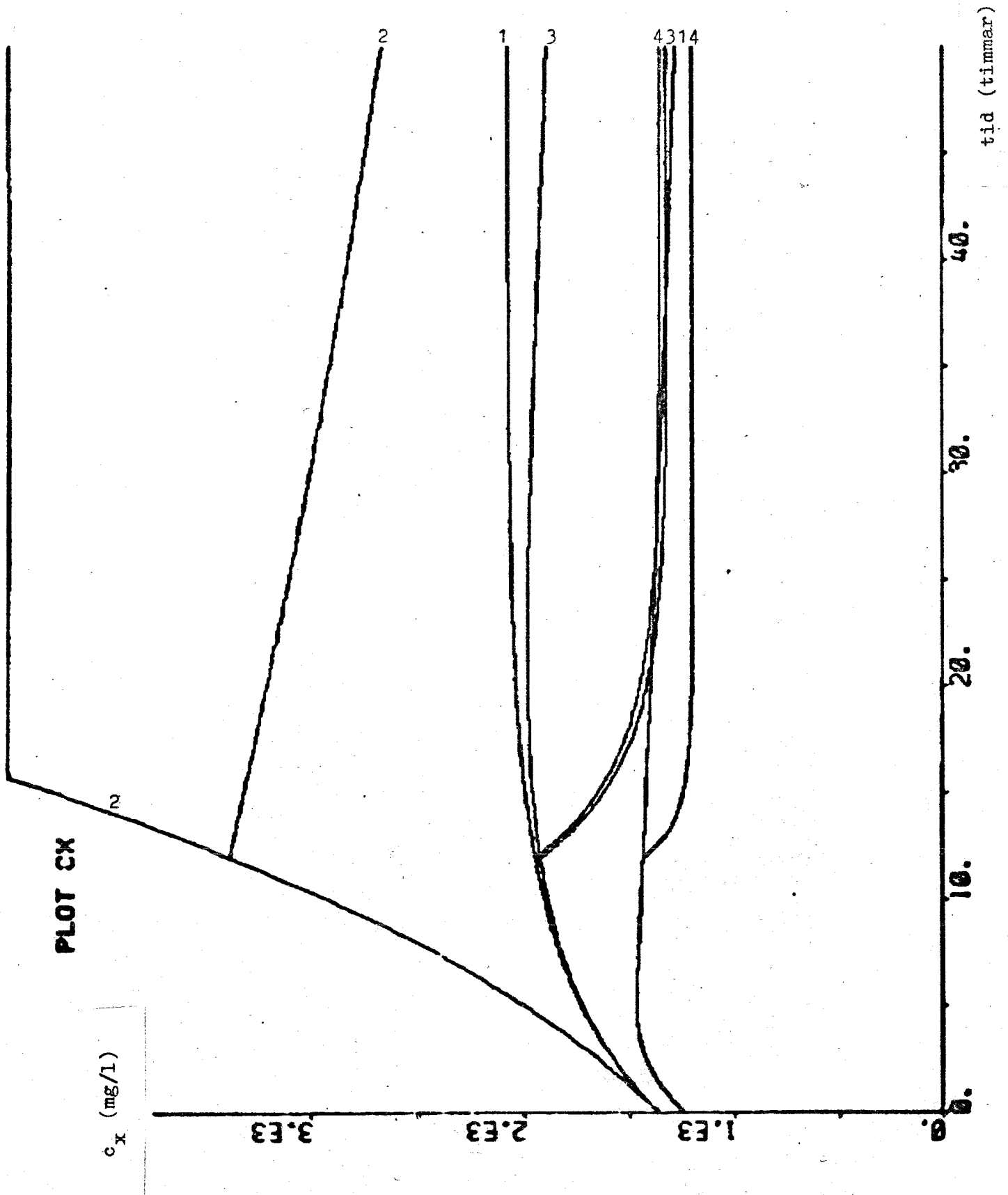


Fig.4.1.5. Bufferten (kg) vid stegstörningar i Q på +50% vid styrlagen  $Q_r$ -konst. Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktig-heten 12 timmar.

PLOT BUFF

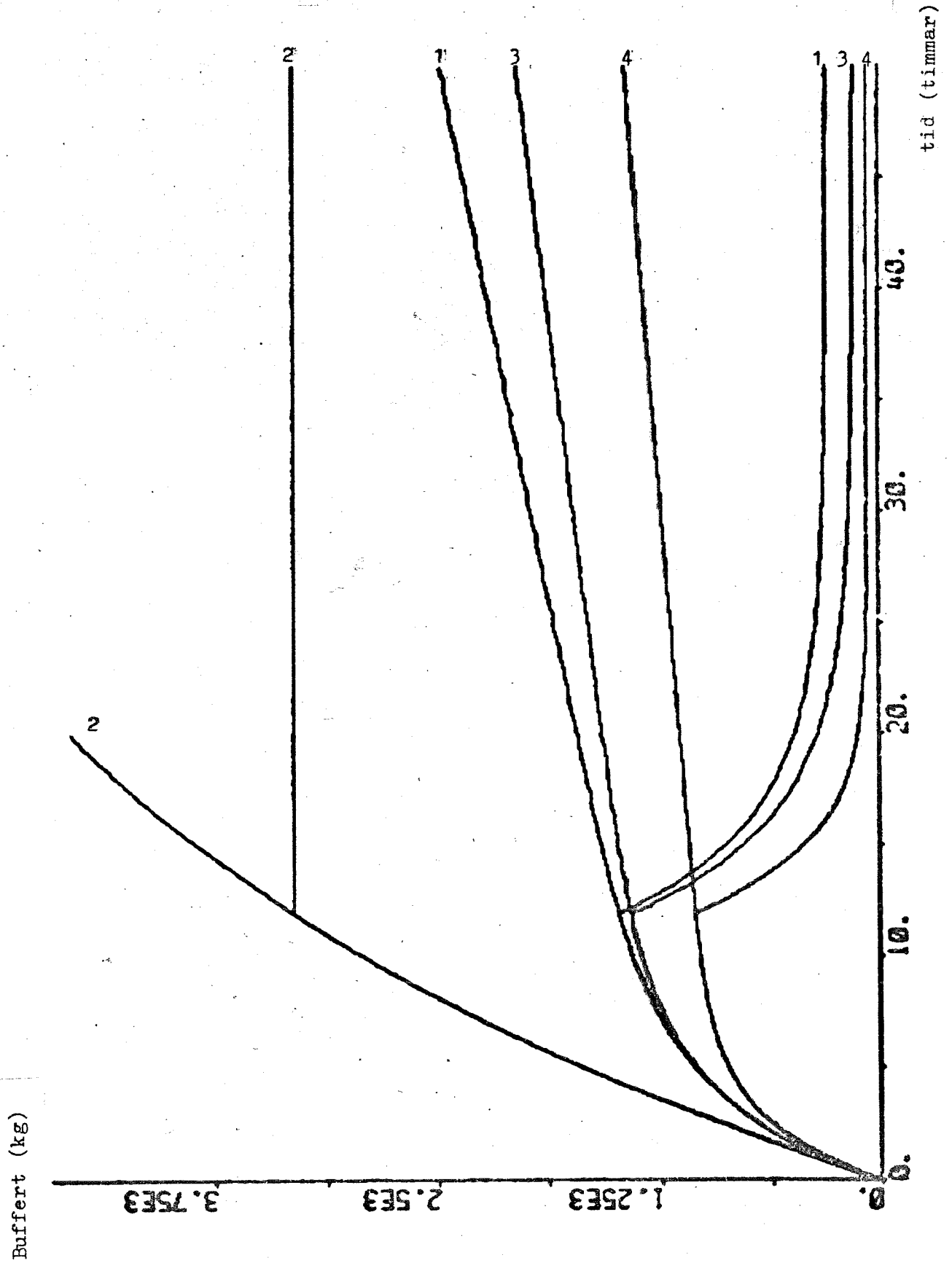


Fig.4.1.6. Bufferten (kg) vid stegstörningar i Q på -50% vid styrlagen  $Q_F$ -konst. Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktig-  
heten 12 timmar.

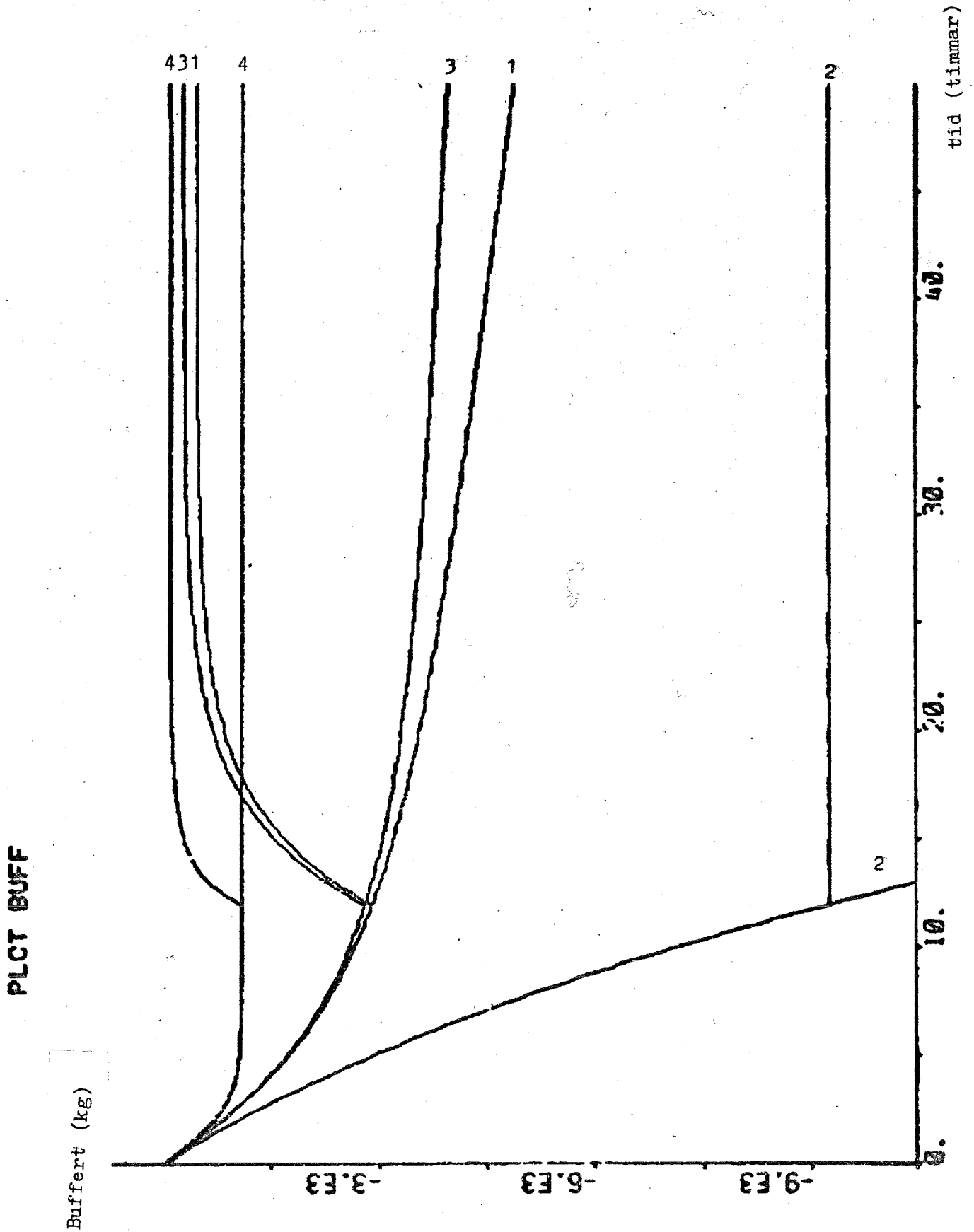
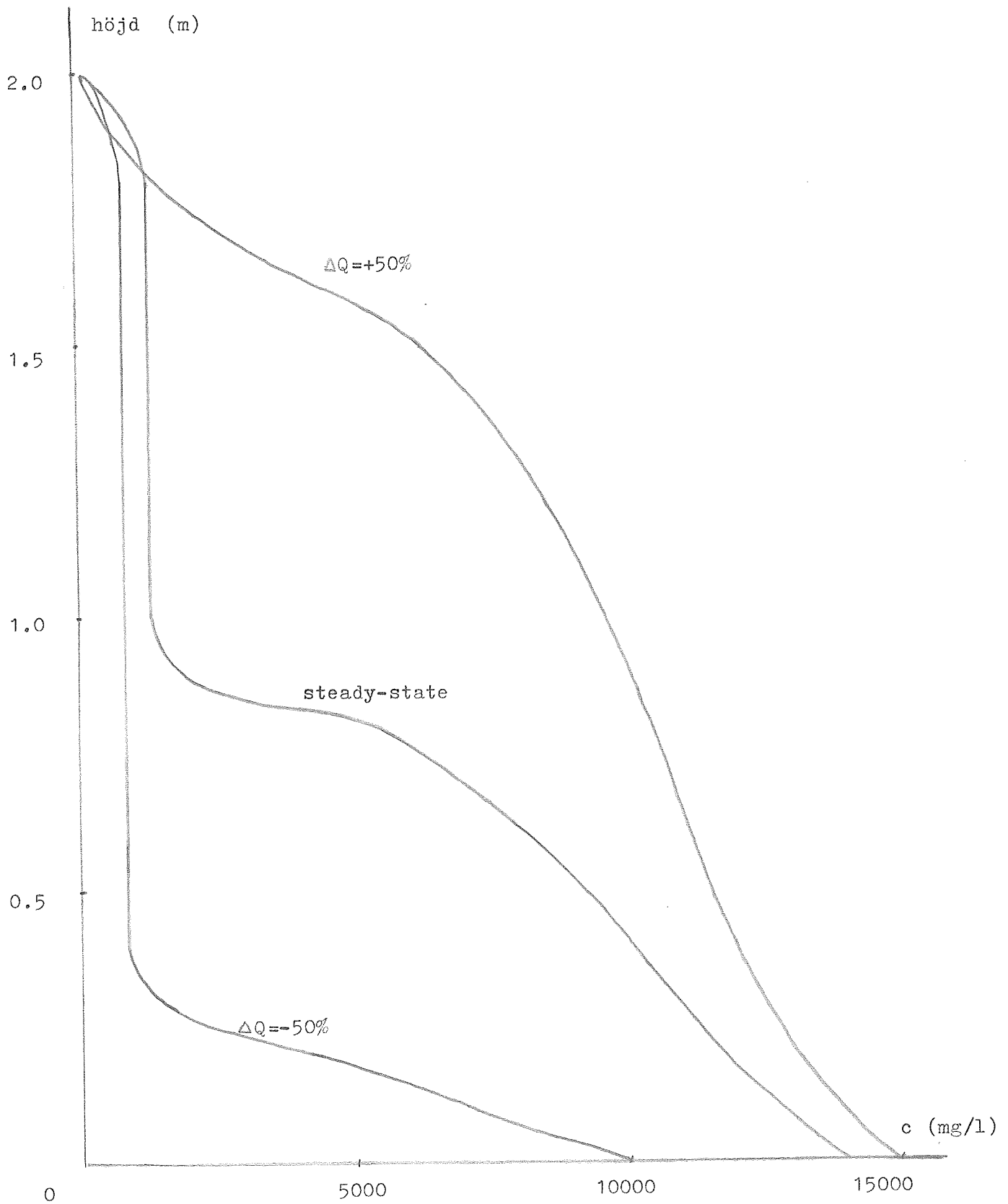


Fig.4.1.7.

Koncentrationsprofil i sedimenteringstanken. Koncentrationen av flockbildande bakterier  $c$  som funktion av höjden vid stegstörningar i inflödet  $Q$ . Styrlag:  $Q_r = \text{konst.}$



#### 4.2. Steg störningar i inflödet $Q$ vid styrlagen $Q_r = r \cdot Q$

$\Delta Q = +50\%$			
Modell nr	$s$ (mg/l)	$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	18 (+6)	1370 (+10)	2815 (0)
2	16 (+4)	1540 (+180)	2750 (-65)
3	18 (+6)	1370 (+10)	2340 (-480)
4	18 (+5)	1280 (+40)	2180 (-335)

$\Delta Q = -50\%$			
Modell nr	$s$ (mg/l)	$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	6 (-6)	1330 (-30)	2825 (+10)
2	8 (-4)	1045 (-315)	2900 (+80)
3	7 (-5)	1220 (-140)	3680 (+870)
4	8 (-5)	990 (-250)	2660 (+150)

De stationära avvikelserna i substratkoncentrationerna är av samma storleksordning i de 4 modellerna. Styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$  ger en bestående avvikelse vilket är naturligt vid den proportionella återkopplingen. Den stora känslighet som modell 2 uppvisade vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$  (avsnitt 4.1.) har nu reducerats kraftigt. Jag nämde i förra avsnittet att modellen  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$  fungerade som en förstärkare av koncentrationsförändringar vilket gjorde att systemet urartade vid den förra styrlagen. Vid styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$  motverkas förändringar i bakteriekoncentrationerna vilket gör att modellen nu uppvisar goda egenskaper. Noteras bör att alla modellerna får en ökning i bakteriekoncentrationen  $c_x$  vid en ökning i  $Q$ , vilket medför en avsevärt förbättrad förmåga att ta emot hydrauliska störningar (jämför med avsnitt 4.1. där en avsevärd minskning i  $c_x$  uppstod). Liksom i 4.1. kan man skönja vissa likheter mellan modellerna 1, 3 och 4 vilket antyder att returkoncentrationen  $c_{x,r}$  varierar obetydligt i de två sista modellerna. I modell 3 (avsnitt 2.2.3.) beskrivs ju förtjockningen av  $\gamma = c_b / (c_x + c_z)$  där bottenkoncentrationen  $c_b$  minskar då  $Q_r$  ökar, vilket minskar  $\gamma$ . Samtidigt så ökar  $\gamma$  om  $c_x$  skulle minska. Resultatet blir att förtjockningen ändras i en riktning som motverkar förändringar i  $c_x$ . I fig. 4.2.6. ser vi att bottenkoncentrationen  $c_b$  varierar obetydligt i modell 4 vid hydrauliska störningar. Trots att stora koncentrationsförändringar uppstår i de övre delarna av sedimenteringstanken så varierar  $c_b$  obetydligt. Ur figurerna kan man se att systemet har blivit avsevärt snabbare än vid förra styrlagen.

Även vad beträffar bufferten så har förändringarna reducerats kraftigt (jämför avsnitt 4.1.). Vid denna styrlag så har bufferten i modell 2 blivit helt okänslig för störningar. Låt oss se på massbalansen:

$$\frac{d\text{Buff}}{dt} = Q \cdot c_{x,r} \cdot (1+r-\varepsilon-r \cdot \gamma) = Q \cdot c_x \cdot (1+r-\varepsilon - r \cdot \frac{c_{x,r}}{c_x})$$

I modell 2 förblir värdet av parenteserna oförändrat lika med noll varför ingen förändring av bufferten sker. I de övriga modellerna förändras förhållandet  $c_{x,r}/c_x$ , vilket orsakar en förändring av bufferten. Även vid denna styrlagen får bufferten större förändringar vid minskningar i inflödet  $Q$ . En titt på koncentrationsprofilen i fig.4.2.6. visar att förändringen i sedimenteringstankens bottenkoncentration  $c_b$  nu är avsevärt mindre än vid  $Q_r = \text{konst.}$

Fig.4.2.1. Substratkoncentrationen  $s$  (mg/l) vid stegstörningar i  $Q$  på +50% vid styrlagen  $Q_r = r Q$ . Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktigheten 12 timmar.

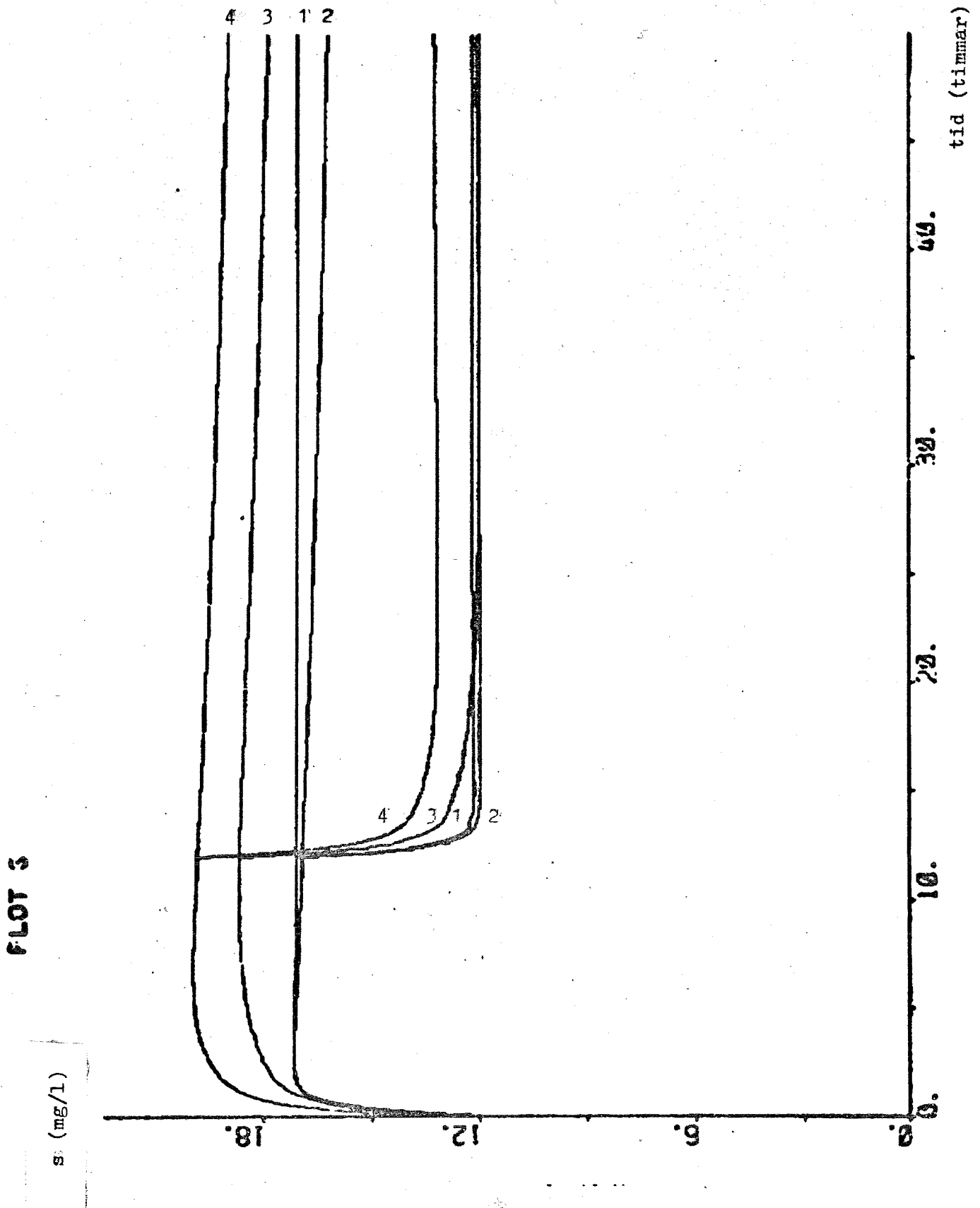


Fig.4.2.2. Substratkoncentrationen  $s$  (mg/l) vid stegstörningar i  $Q$  på -50% vid styrlagen  $Q = r Q$ . Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktigheten 12 timmar.

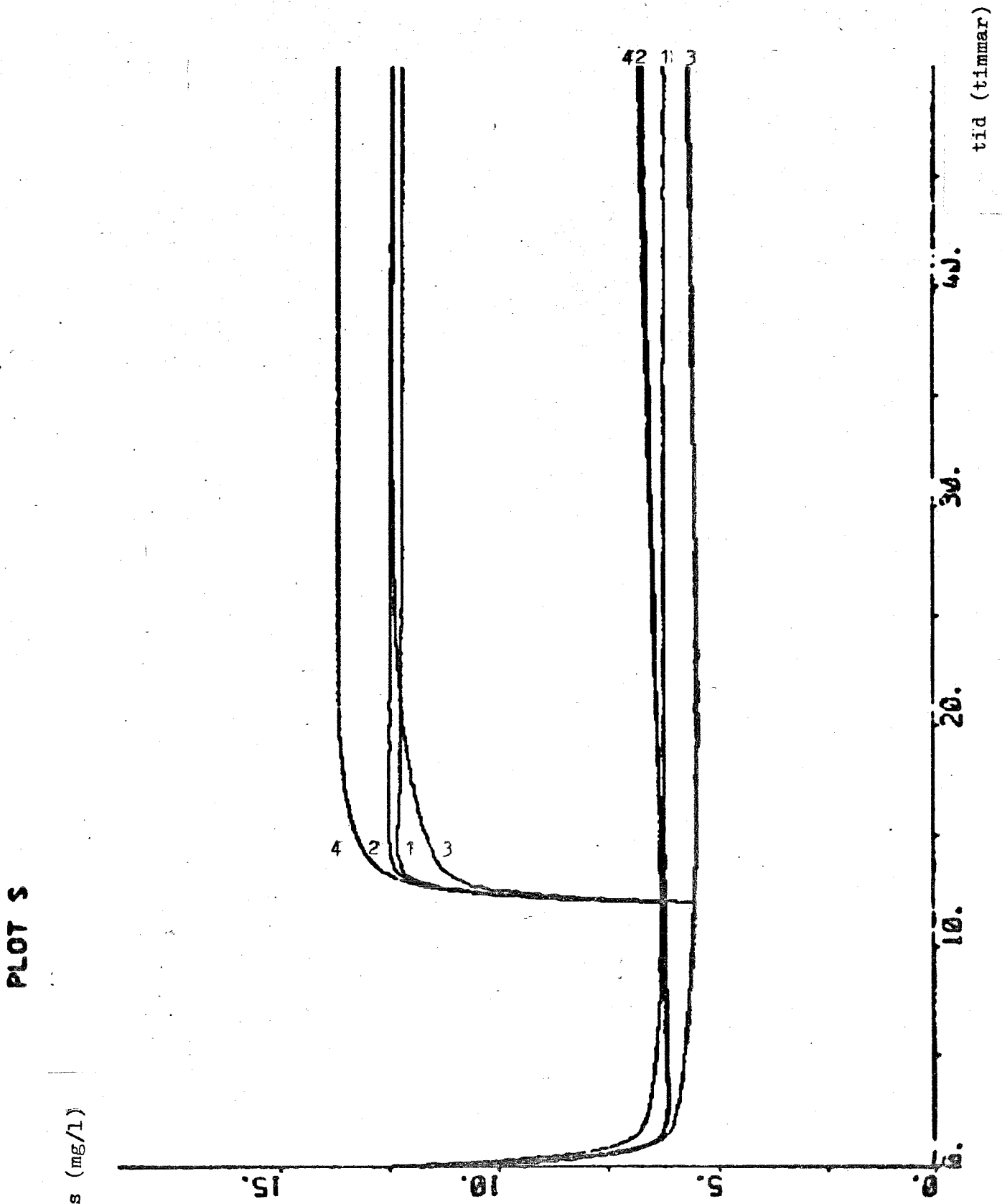




Fig.4.2.3. Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  vid en positiv steg-  
störning i inflödet  $Q$  på +50%. Styrlag är  $Q_r = r Q$ .

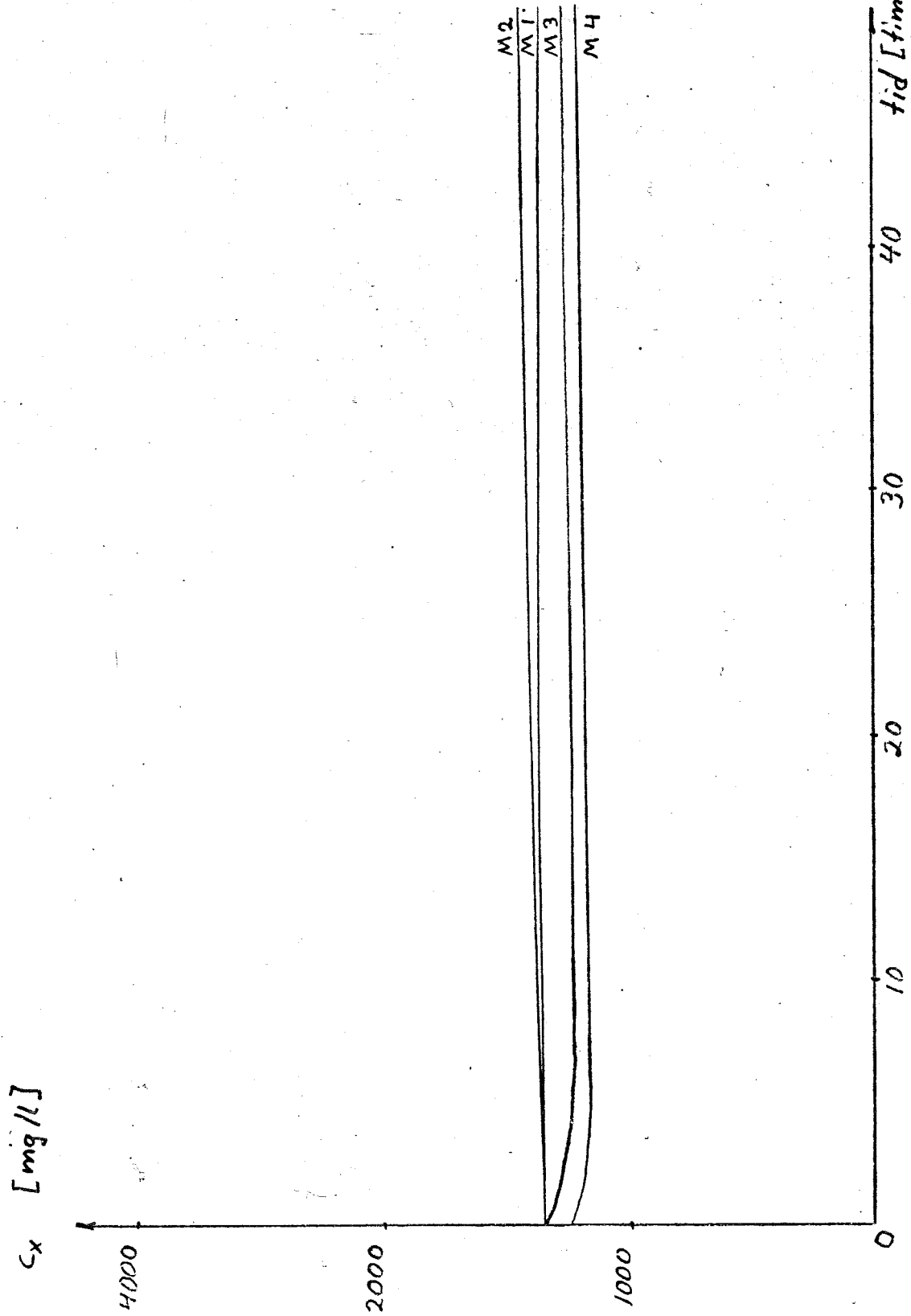


Fig.4.2.4. Bufferten (kg) vid stegstörningar i Q på +50% vid styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$ . Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktig-  
heten 12 timmar.

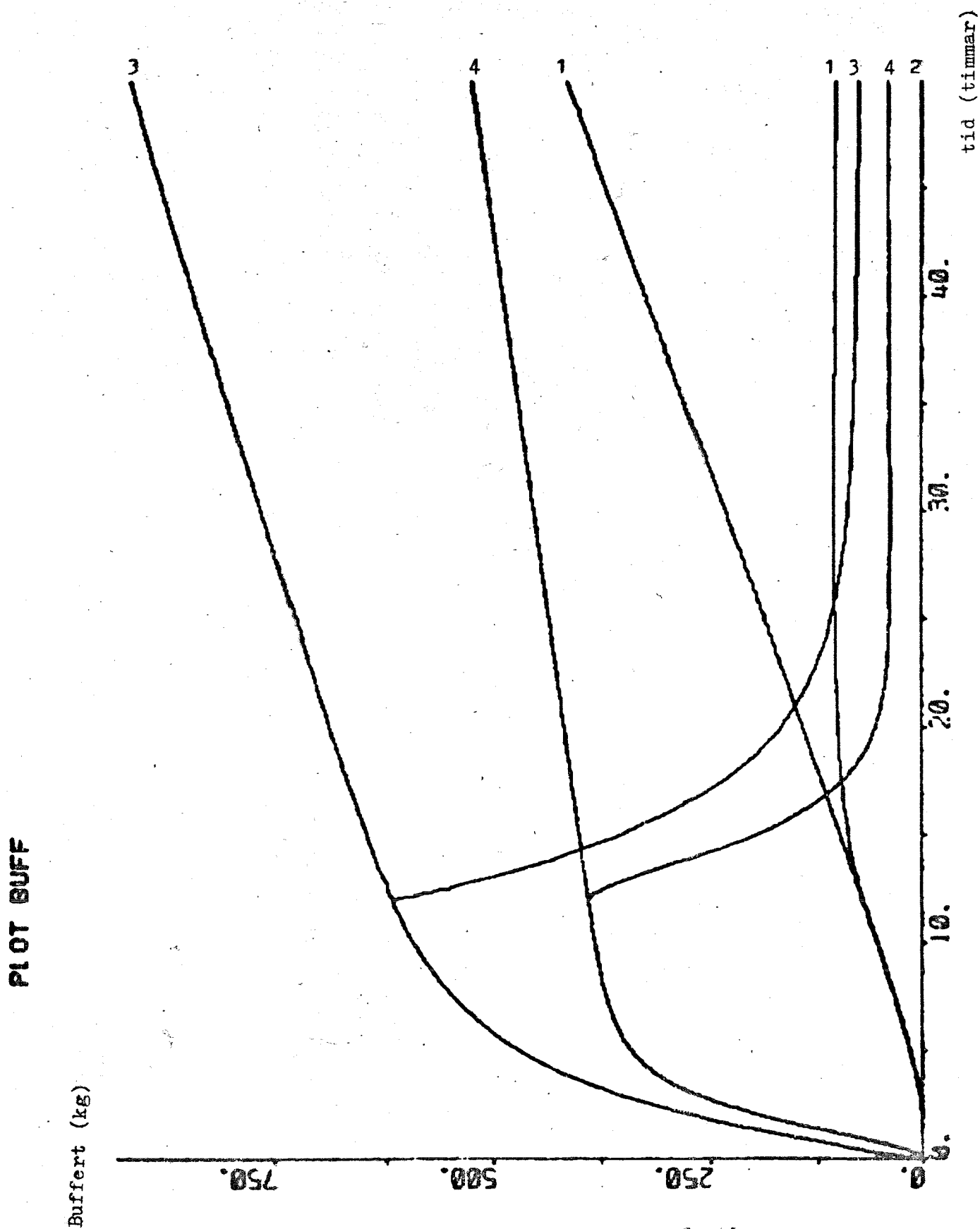


Fig.4.2.5. Bufferten (kg) vid stegstörningar i Q på -50% vid styrlagen  $Q_c = r \cdot Q$ . Figuren innehåller en långvarig störning och en med varaktig-  
heten 12 timmar

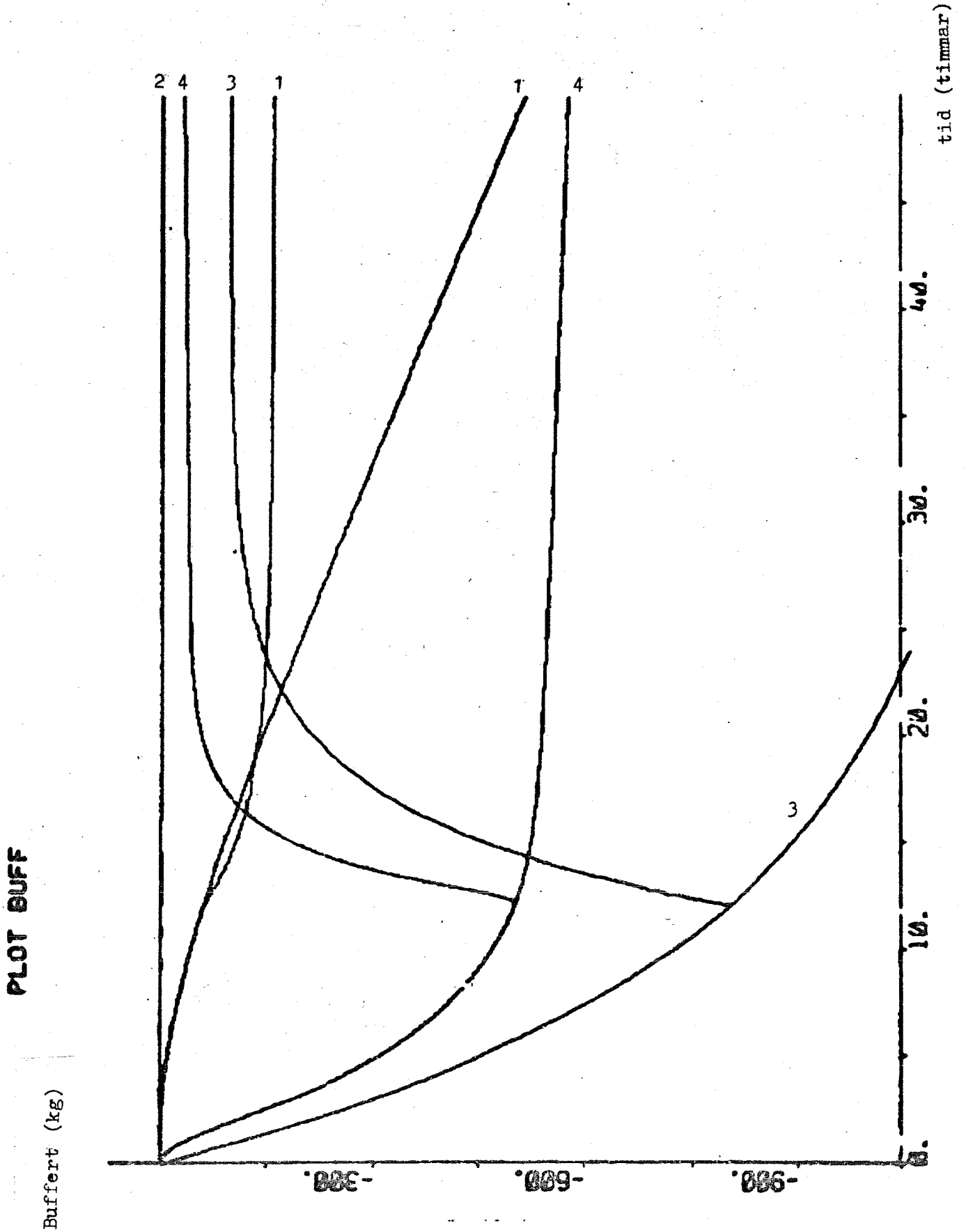


Fig.4.2.6. Koncentrationsprofil i sedimenteringstanken 50 timmar efter en stegstörning i  $Q$  på  $\pm 50\%$  vid styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$ .

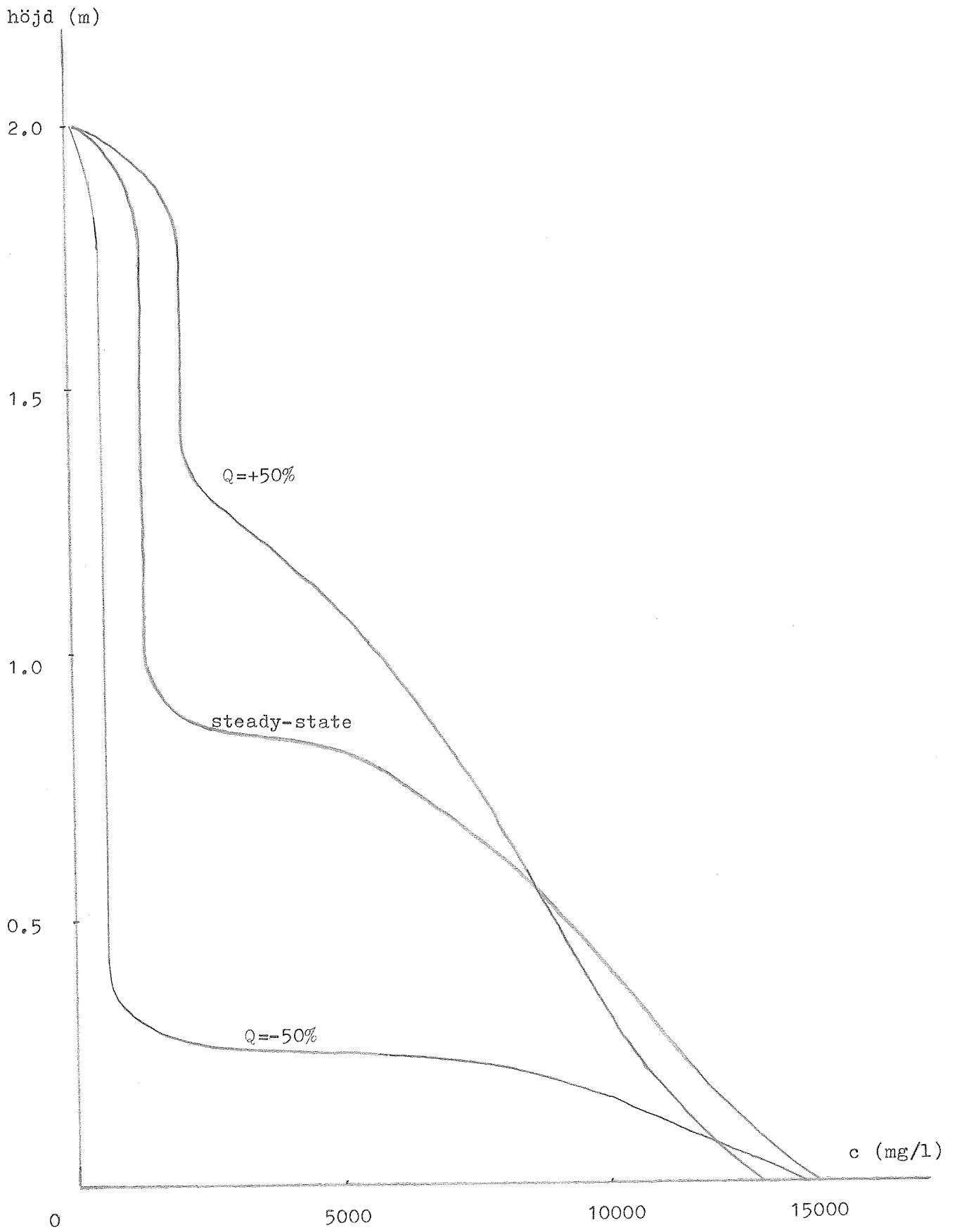
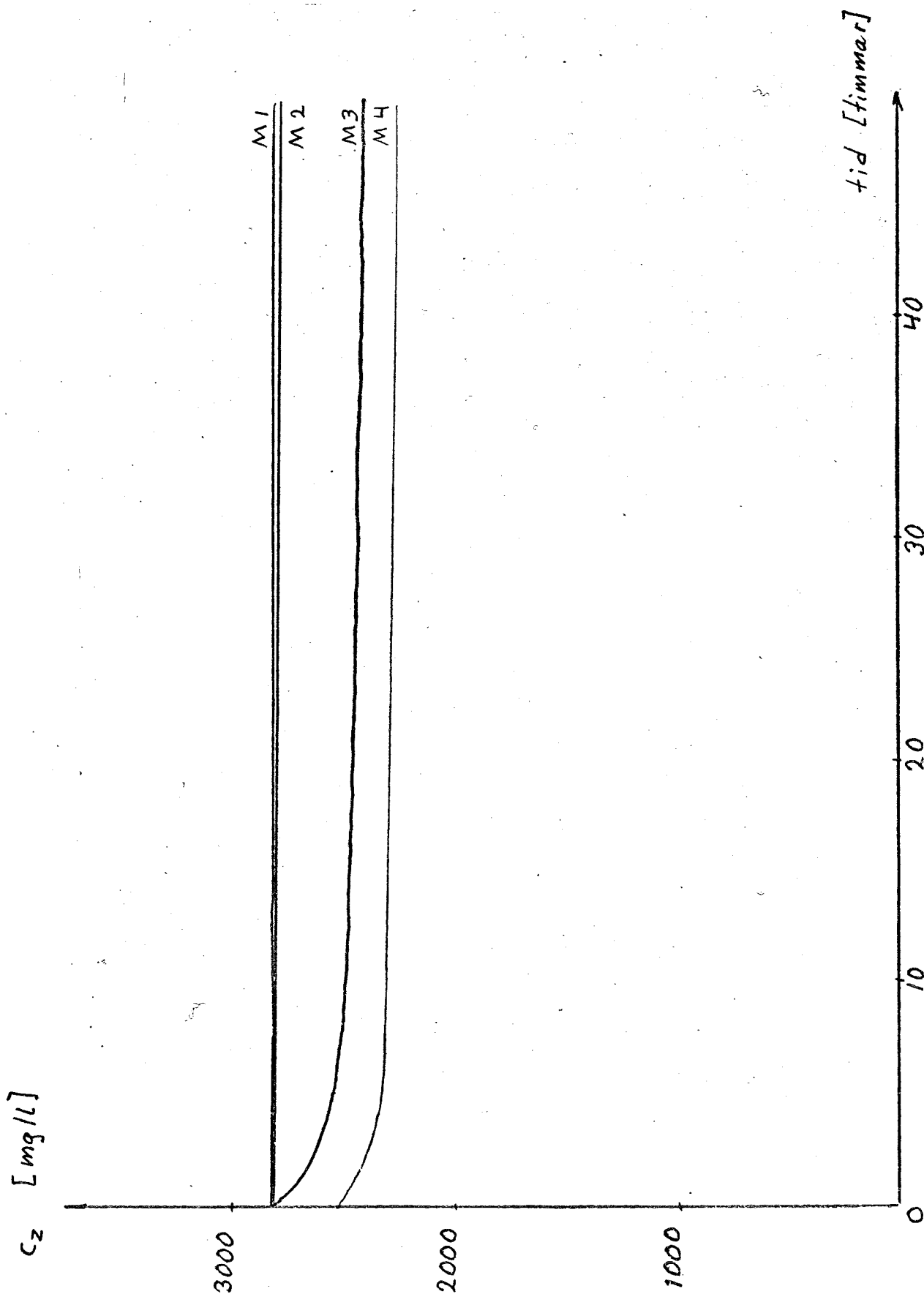


Fig.4.2.7. Koncentrationen av inerta bakterier  $c_z$  vid en positiv stegstörning i inflödet  $Q$  på +50%. Styrlag är  $Q_r = r \cdot Q$ .



### 4.3. Stegstörningar i returflödet $Q_r$

En stegstörning i returflödet  $Q_r$  ger samma resultat för de båda styr-lagarna  $Q_r = r \cdot Q$  och  $Q_r = \text{konst.}$

$\Delta Q_r = +20\%$

Modell nr	s (mg/l)	$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	11 (-1)	1540 (+200)	3200 (+380)
2	minskar snabbt	stiger kraftigt	stiger kraftigt
3	12 (0)	1430 (+70)	3070 (+250)
4	13 (0)	1200 (-40)	2360 (-150)

Liksom i de förra simuleringarna så avviker modell 2 kraftigt från de övriga modellerna. Orsaken är densamma, det tillskott av aktiva bakterier  $c_x$  som tillförs genom ökningen i returflödet kommer att förstärkas på grund av relationen  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$ . Modellen tycks urarta om en förändring i bakteriekoncentrationen uppstår. I modell 1 sker en liten ökning i  $c_x$  på grund av den ökade tillförseln av bakterier från returflödet  $Q_r$ . Ökningen är dock så pass liten att förändringen i substratet blir minimal. Liksom  $c_x$  så får även  $c_z$  en långsam ökning på grund av  $Q_r$ . I modell 3 blir ökningen i  $c_x$  mindre än i modell 1, vilket måste betyda att returkoncentrationen  $c_{x,r}$  minskar vid en ökning i  $Q_r$ , se massbalansen i 2.1. Enligt Kynch så minskar bottenkoncentrationen  $c_b$  i sedimenteringstanken vid en ökad genomströmning  $Q_r$  (se avsnitt 2.2.3.) eftersom koncentrationen  $c_1$  kommer att anta ett lägre värde. På grund av den måttliga förändringen i  $c_x$  så förblir substratkoncentrationen praktiskt taget opåverkad. Samma beteende uppvisar Stenstroms modell, att bottenkoncentrationen verkligen minskar visar koncentrationsprofilen i fig. 4.3.5. Förhållandet att bottenkoncentrationen minskar gör att förändringarna i bufferten blir mindre i modellerna 3 och 4, se fig. 4.3.3. Vid en pulsformad stegstörning i  $Q_r$  (varaktighet 6 timmar) så får modell 2 en bestående förändring i bufferten, de övriga modellerna återgår mot sitt initialvärde.

Fig.4.3.1. Substratkoncentrationen  $s$  (mg/l) vid en stegstörning i returflödet  $Q_r$  på +20%.

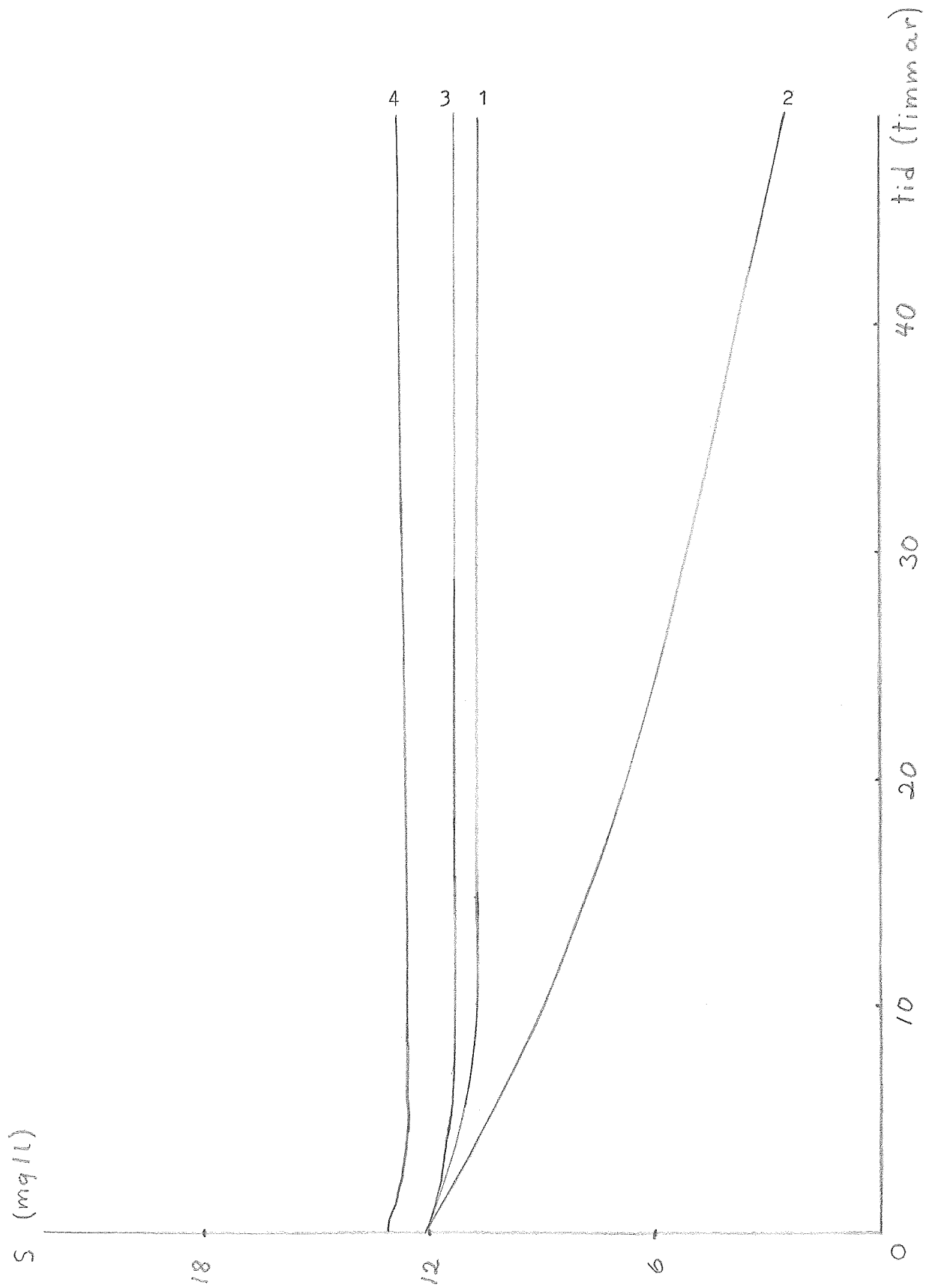


Fig.4.3.2. Koncentrationen av aktivabakterier  $c_x$  vid en stegstörning i  $Q_r$  på +20%.

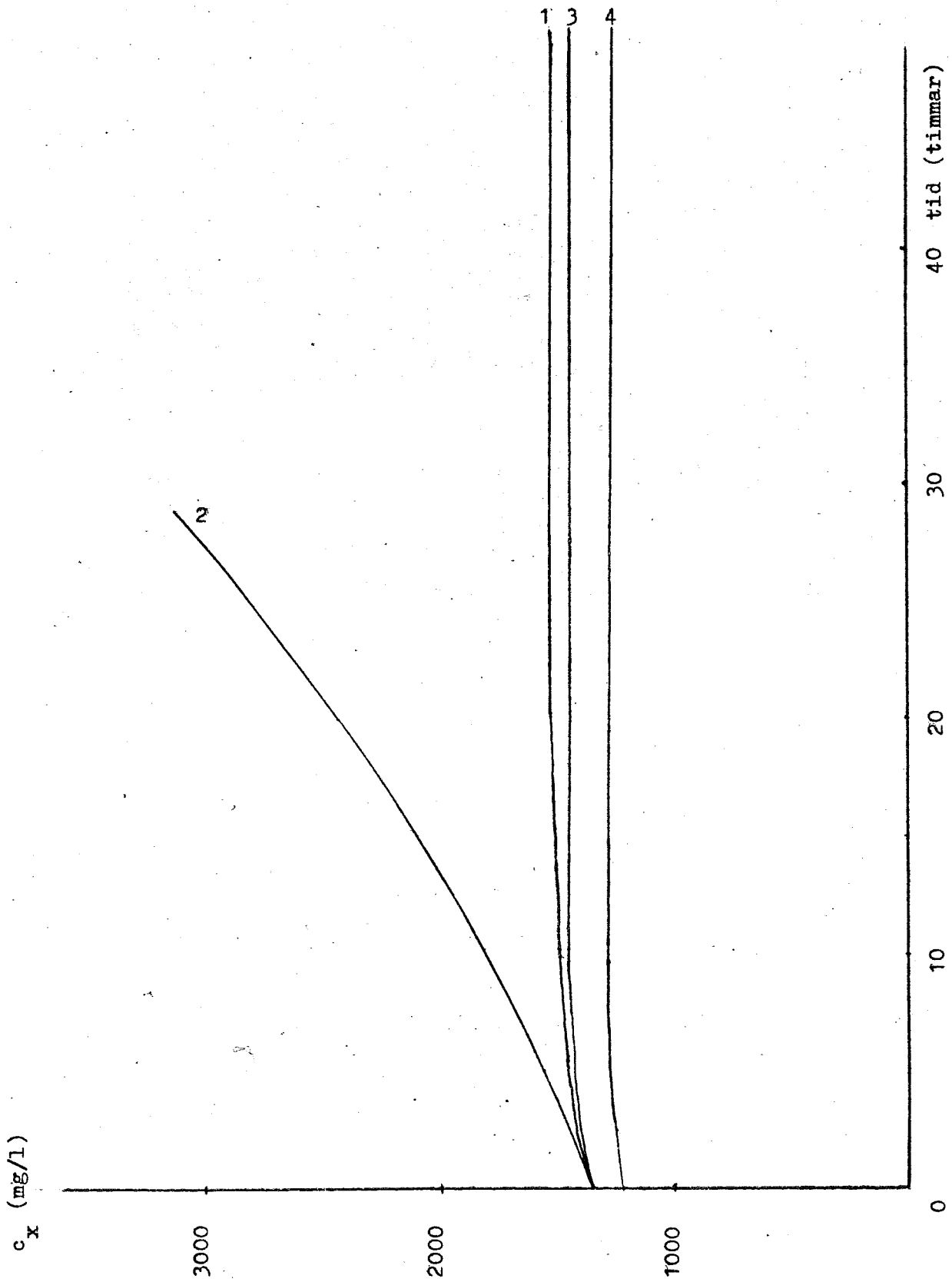




Fig.4.3.3. Bufferten (kg) vid en stegstörning i returflödet  $Q_r$  på +20%.

PLOT BUFF

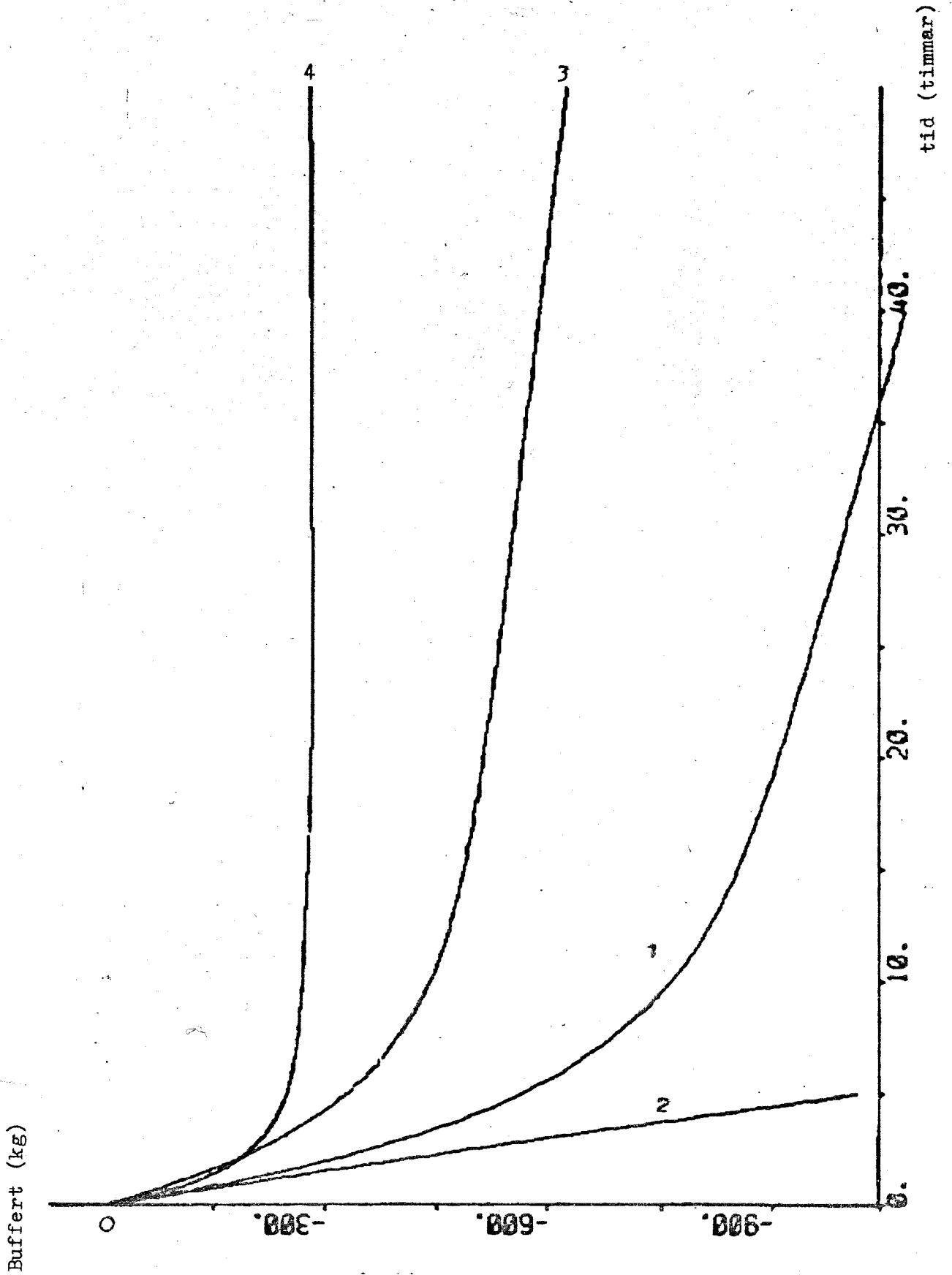


Fig.4.3.4. Bufferten (kg) vid pulsformade störningar i  $Q_r$  på  $\pm 30\%$  med varaktigheten 6 timmar.

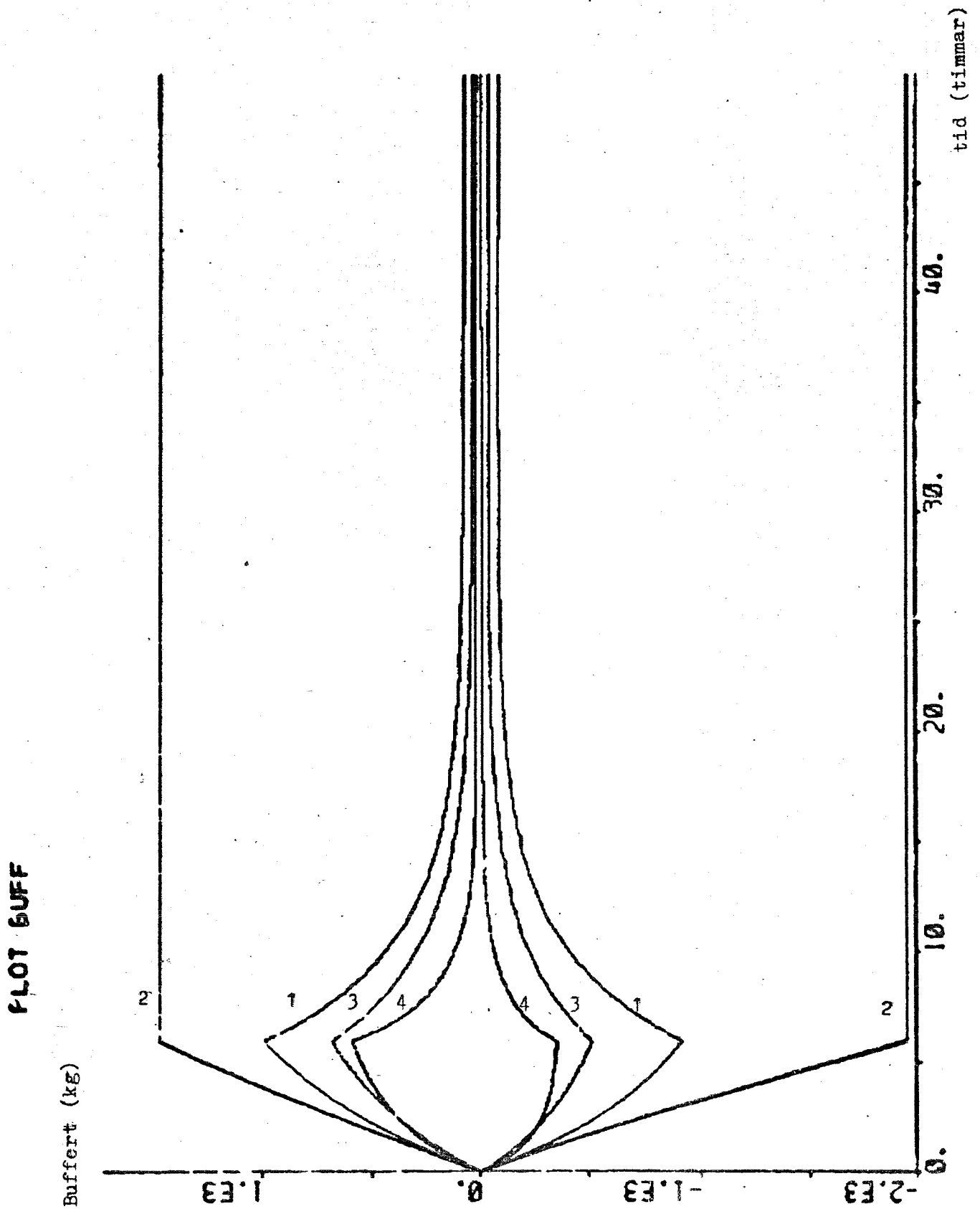


Fig.4.3.5. Koncentrationsprofilen i sedimenteringstanken 50 timmar efter en stegstörning i  $Q_r$  på +20%.

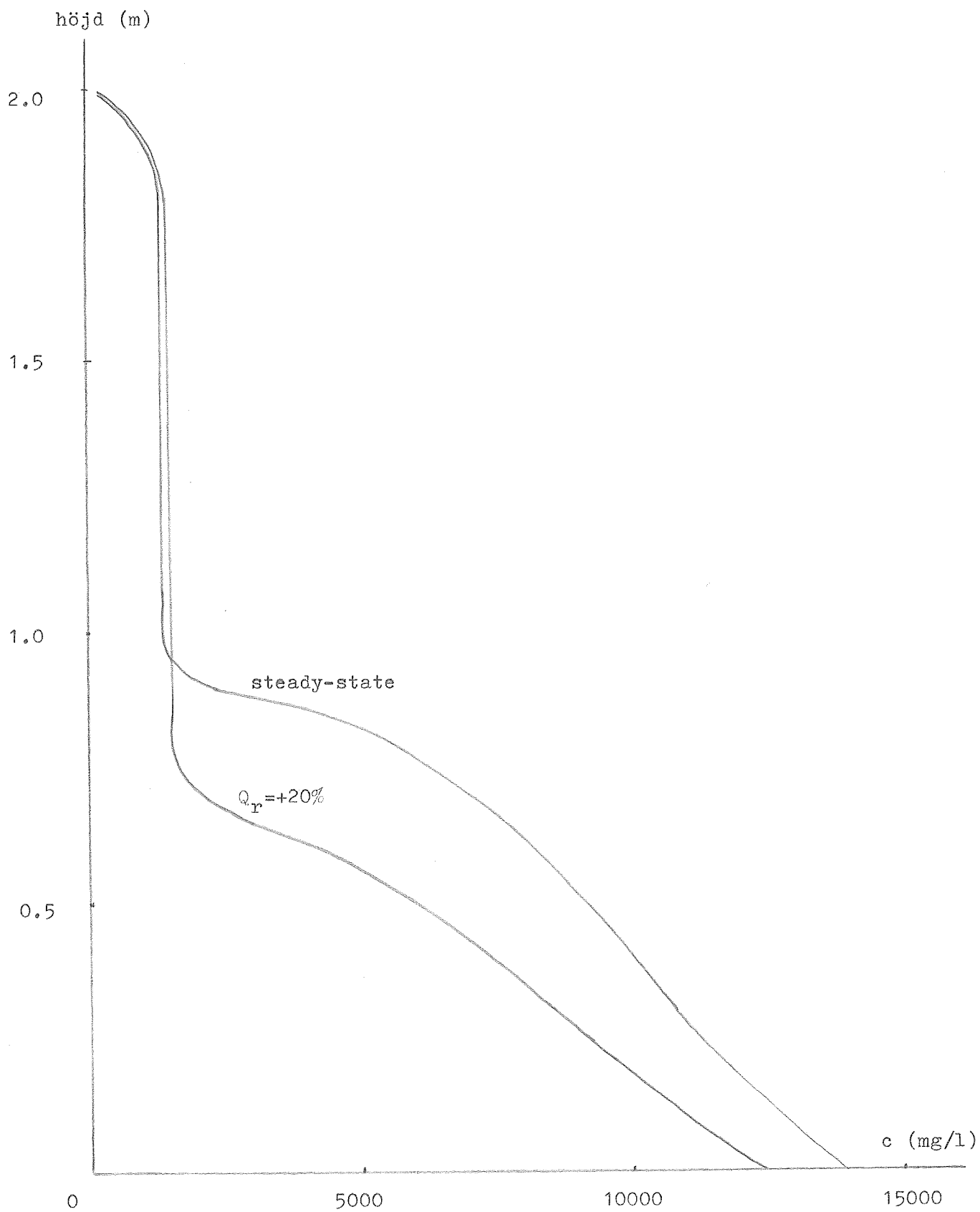
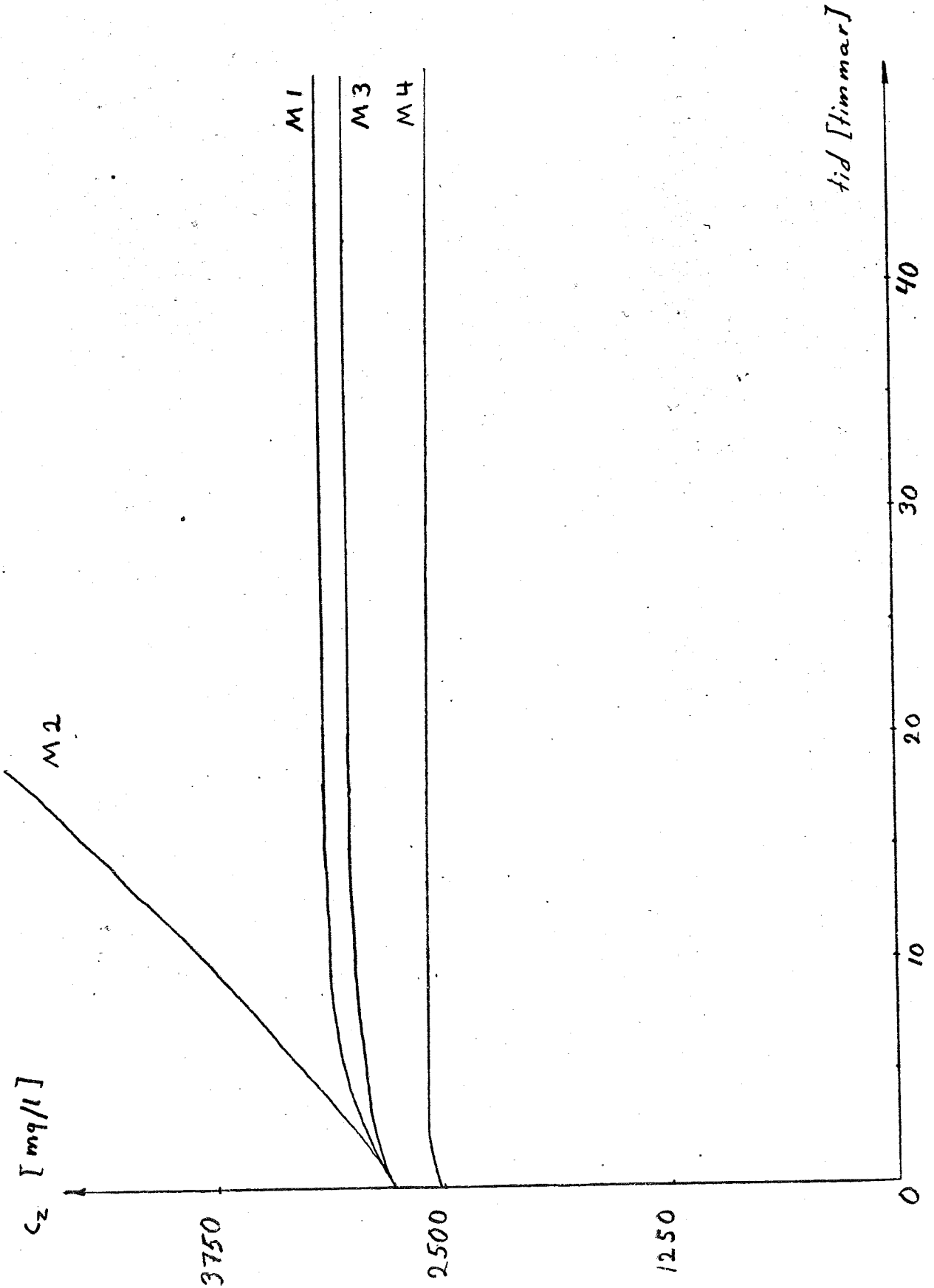


Fig.4.3.6. Koncentrationen av inerta bakterier  $c_z$  vid en positiv steg-  
 störning i returflödet  $Q_r$  på +20%. De båda styrlagarna  $Q_r = \text{konst.}$  och  
 $Q_r = r Q$  ger samma resultat.



#### 4.4. Förhållanden under ett regnväder.

Vid ett regnväder kan man anta att den tillförda mängden av substrat  $s_i$  och inaktiva bakterier  $c_{z,i}$  till luftningsbassängen förblir oförändrad medan en betydande ökning i vattenflödet erhålls. I simuleringen har antagits att  $\Delta Q = +50\%$  och  $Q \cdot s_i = \text{konst.}$  och  $Q \cdot c_{z,i} = \text{konst.}$  Ökningen i vattenflödet orsakar alltså en minskning av koncentrationerna  $s_i$  och  $c_{z,i}$ ,  $\Delta s_i = -33\%$  och  $\Delta c_{z,i} = -33\%$ . De båda styrlagarna  $Q_r = \text{konst.}$  och  $Q_r = r \cdot Q$  har prövats.

Modell nr	s (mg/l)	$Q_r = \text{konst.}$	
		$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	16 (+4)	995 (-365)	2055 (-760)
2	stiger kraftigt	sjunker snabbt	sjunker snabbt
3	15 (+3)	1045 (-315)	2005 (-810)
4	16 (+3)	910 (-330)	1710 (-800)

Modell nr	s (mg/l)	$Q_r = r \cdot Q$	
		$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	12 (0)	1340 (-15)	2790 (-25)
2	16 (+4)	1020 (-340)	1970 (-845)
3	13 (+1)	1200 (-160)	2460 (-360)
4	17 (+4)	890 (-355)	1675 (-840)

Vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$  uppstår en avsevärd minskning i bakteriekoncentrationerna. Minskningen kan förklaras med att den ökade genomströmningen orsakar en utspädning av  $c_x$  och  $c_z$ , uppehållstiden i bassängen har minskat från 6 till drygt 4 timmar. Denna koncentrationsminskning medför en försämrad förmåga att bryta ned det organiska substratet, varför  $s$  ökar trots att den tillförda mängden substrat  $s_i$  är oförändrad (jämför avsnitt 4.1.). Modell 2 urartar liksom tidigare på grund av sin känslighet för koncentrationsförändringar. De övriga modellerna uppvisar stora likheter. Kynchs modell ger ju en konstant bottenkoncentration  $c_b$  då  $Q_r$  är konstant. I Stenstroms modell avviker bottenkoncentrationen väldigt lite från steady-state värdet, se koncentrationsprofilen i fig.4.4.7. Bottenkoncentrationen kan betraktas som konstant även där. Förändringarna i  $c_x$  har samma utseende som vid störningen i avsnitt 4.1., se fig.4.1.3. Detta antyder att det huvudsakligen är flödesförändringar som påverkar koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$ .

Vad beträffar bufferten så förändras den liksom tidigare våldsamt i modell 2. I de andra modellerna stiger den till ett maximivärde efter 7-12 timmar, för att sedan sakta sjunka mot initialvärdet, se fig.4.4.3. Under de första timmarna så förändras bufferten på samma sätt som vid en störning  $\Delta Q = +50\%$ , se fig.4.1.5. Det är tydligen det ökade vattenflödet som orsakar en ökad överföring av bakterier till sedimenteringstanken. Att den sedan minskar beror på att tillväxten av bakterier avtar vid flödesökningen. Då emellertid returkoncentrationerna är ganska konstanta i modellerna 3 och 4 så erhålls en minskning i bufferten under den senare fasen.

Med styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$  reduceras som väntat störningarnas storlek. Styrlagen medför att utspädningen av bakterier i luftningsbassängen motverkas. I modell 4 blir dock minskningen i  $c_x$  större än vid  $Q_r = \text{konst.}$ . Detta kan förklaras med att en minskning i returkoncentrationen uppstår vid den ökade genomströmmningen i sedimenteringstanken, se fig.4.4.7. I samtliga modellerna erhålls en bestående minskning i  $c_x$ . Även buffertens variationer reduceras, se fig.4.4.6. Modell 2 påverkas inte alls, orsaken är samma som i 4.2. Vid  $c_{x,r} = \text{konst.}$ , i modell 1, minskar den på grund av att uttaget ur sedimenteringstanken ökar. I modellerna 3 och 4 får bufferten en översläng för att sedan sjunka, orsaken är samma som vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$ , se ovan.

Fig.4.4.1. Substratkoncentrationen  $s$  (mg/l) vid ett regnväder vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$

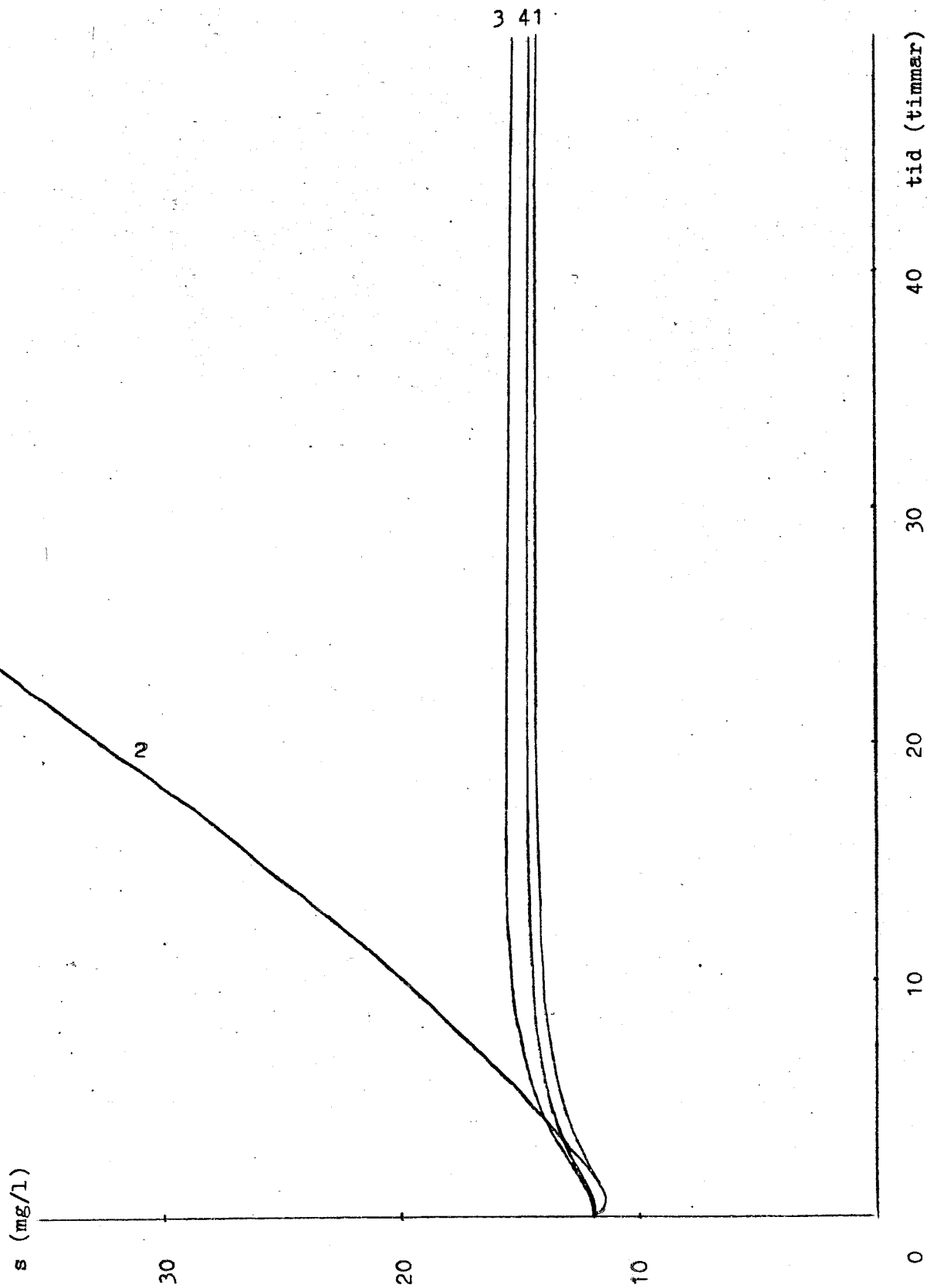


Fig.4.4.2. Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  vid ett regnväder vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$

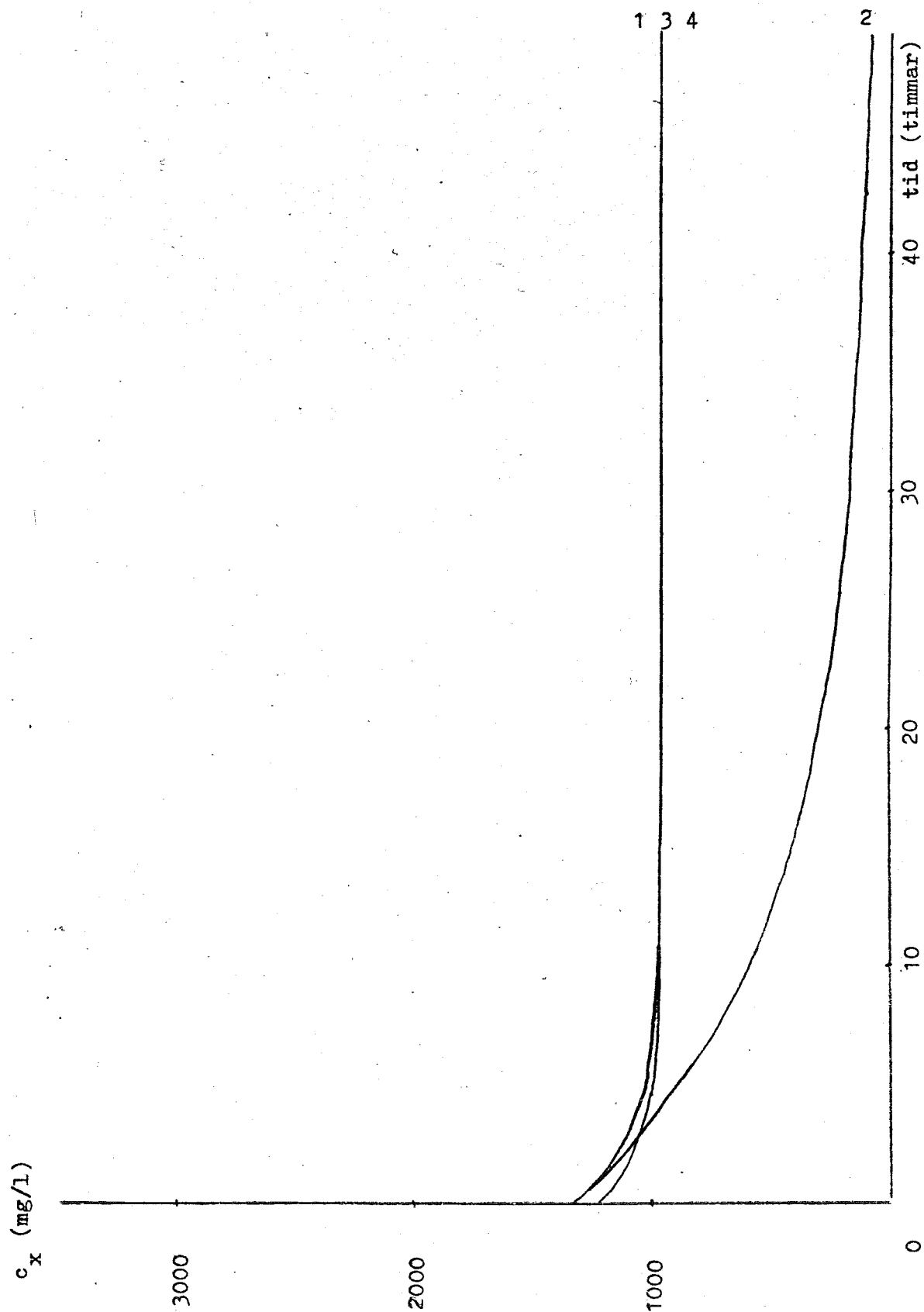




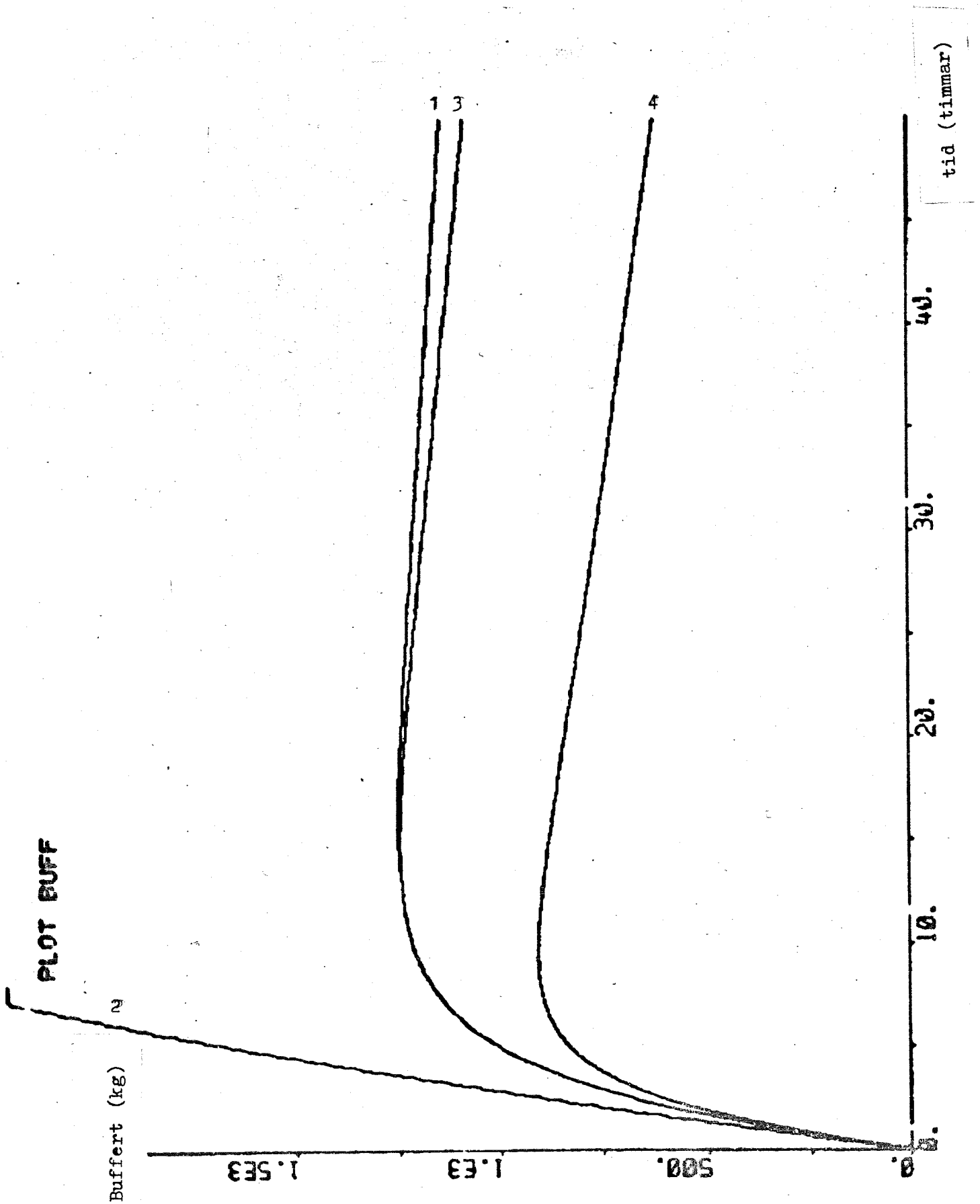
Fig.4.4.3. Bufferten (kg) vid ett regnväder vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$ 

Fig.4.4.4. Substratkoncentrationen  $s$  (mg/l) vid ett regnväder vid styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$ .

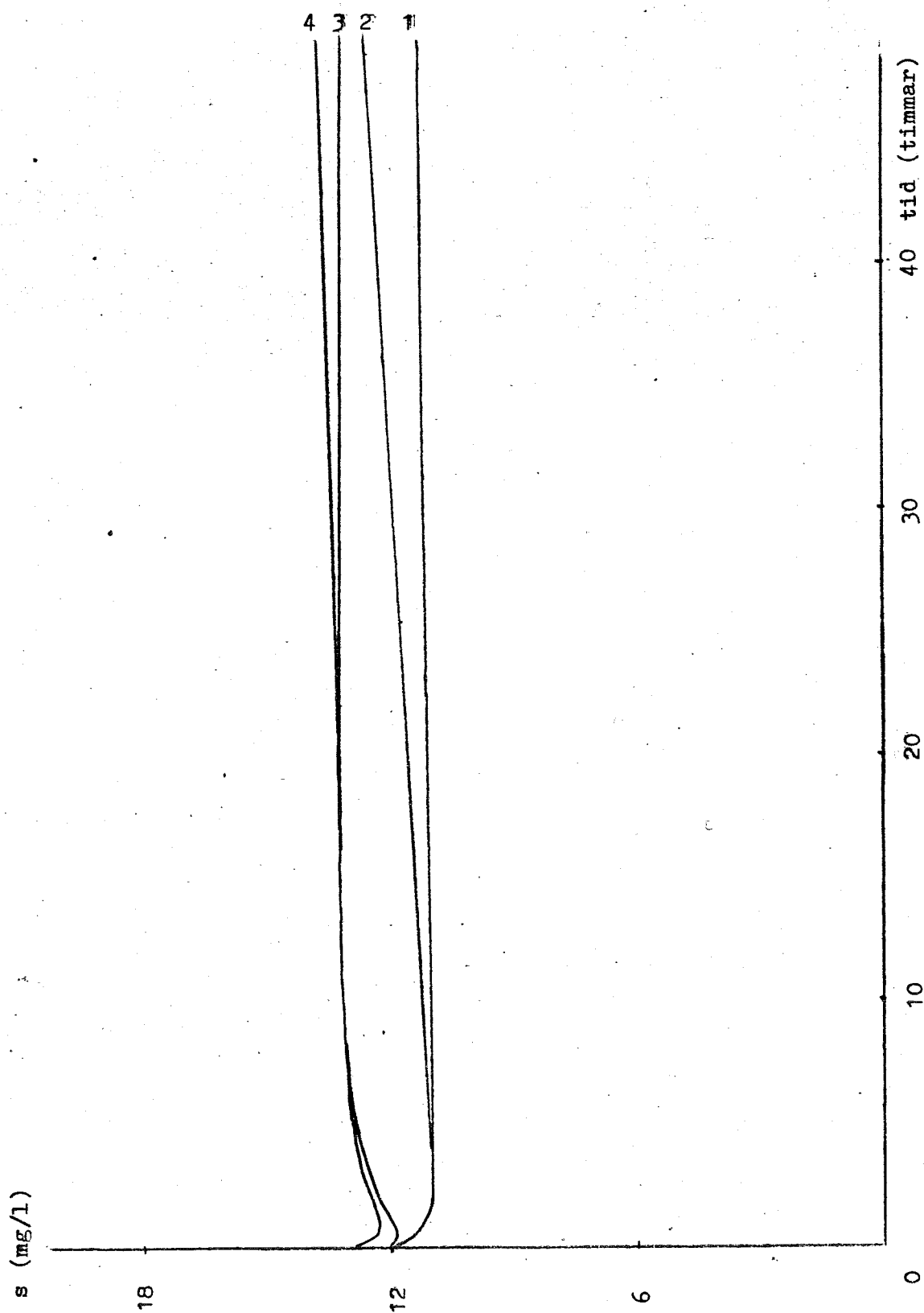


Fig.4.4.5. Koncentrationen av aktiva bakterier vid ett regnväder vid styrlagen  $Q_r = r Q$

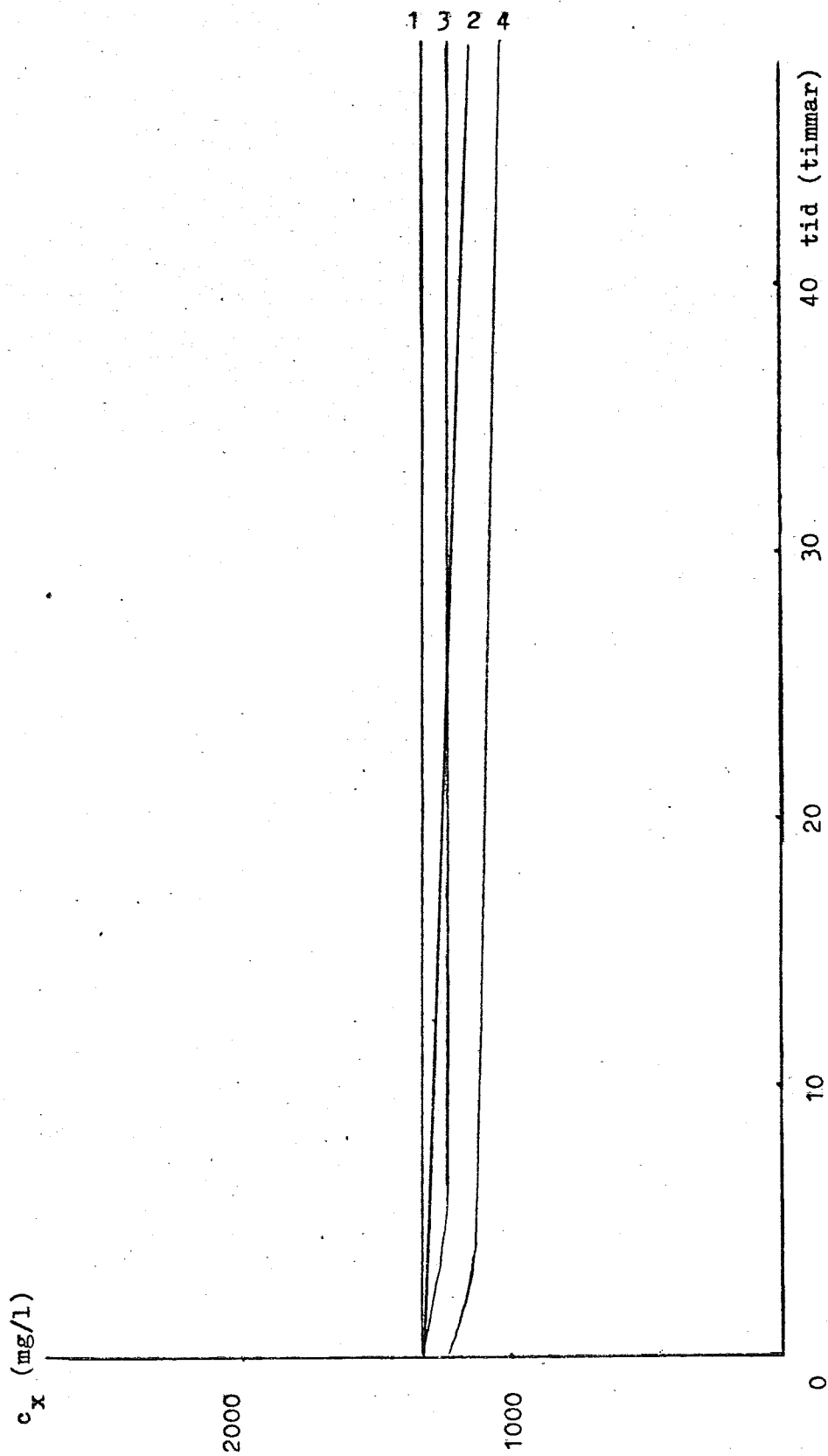


Fig.4.4.6. Bufferten (kg) vid ett regnväder vid styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$ .

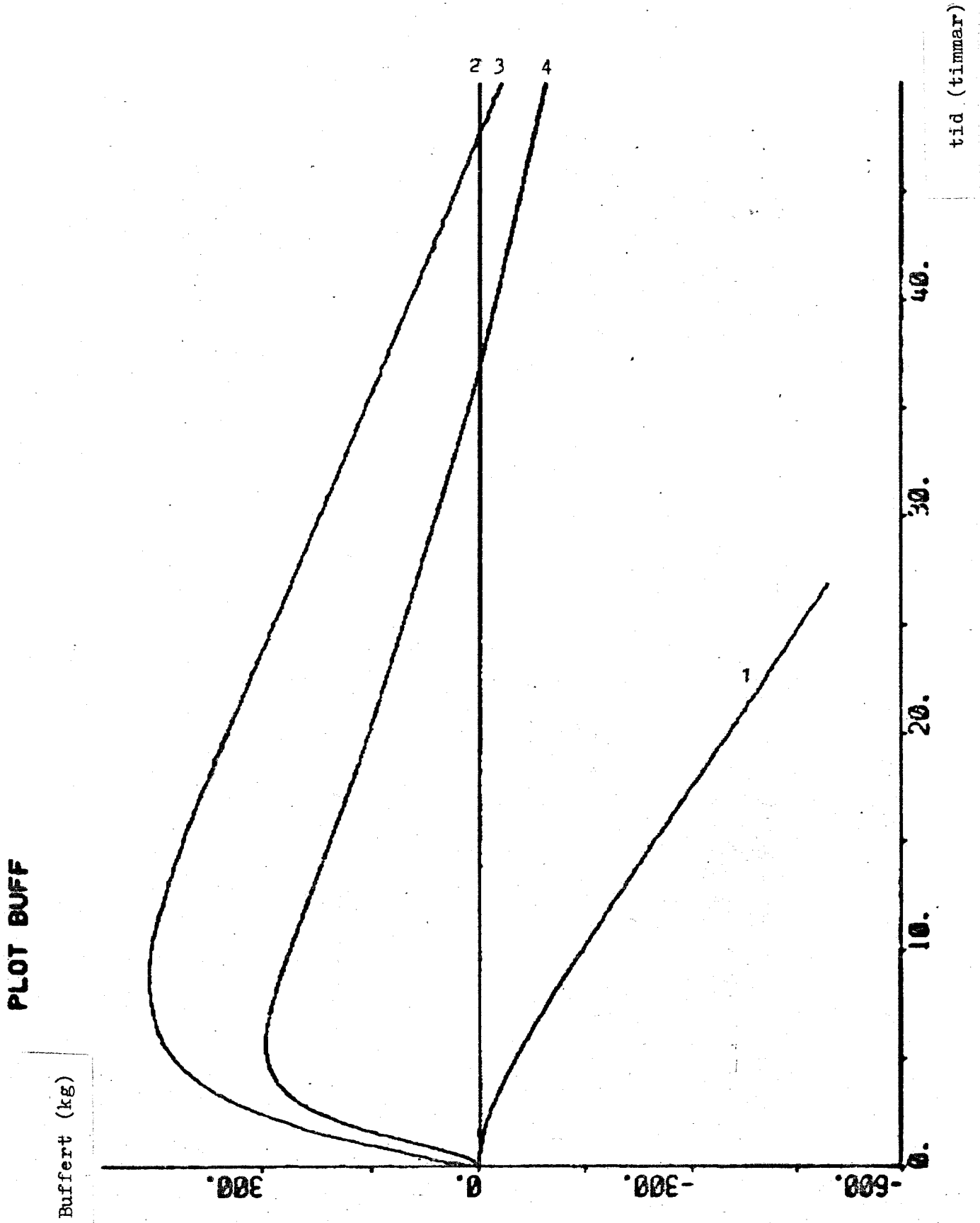


Fig.4.4.7. Koncentrationsprofil i sedimenteringstanken vid ett regnväder (efter 50 timmar) vid styrlagarna  $Q_r = \text{konst.}$  och  $Q_r = r \cdot Q$ .

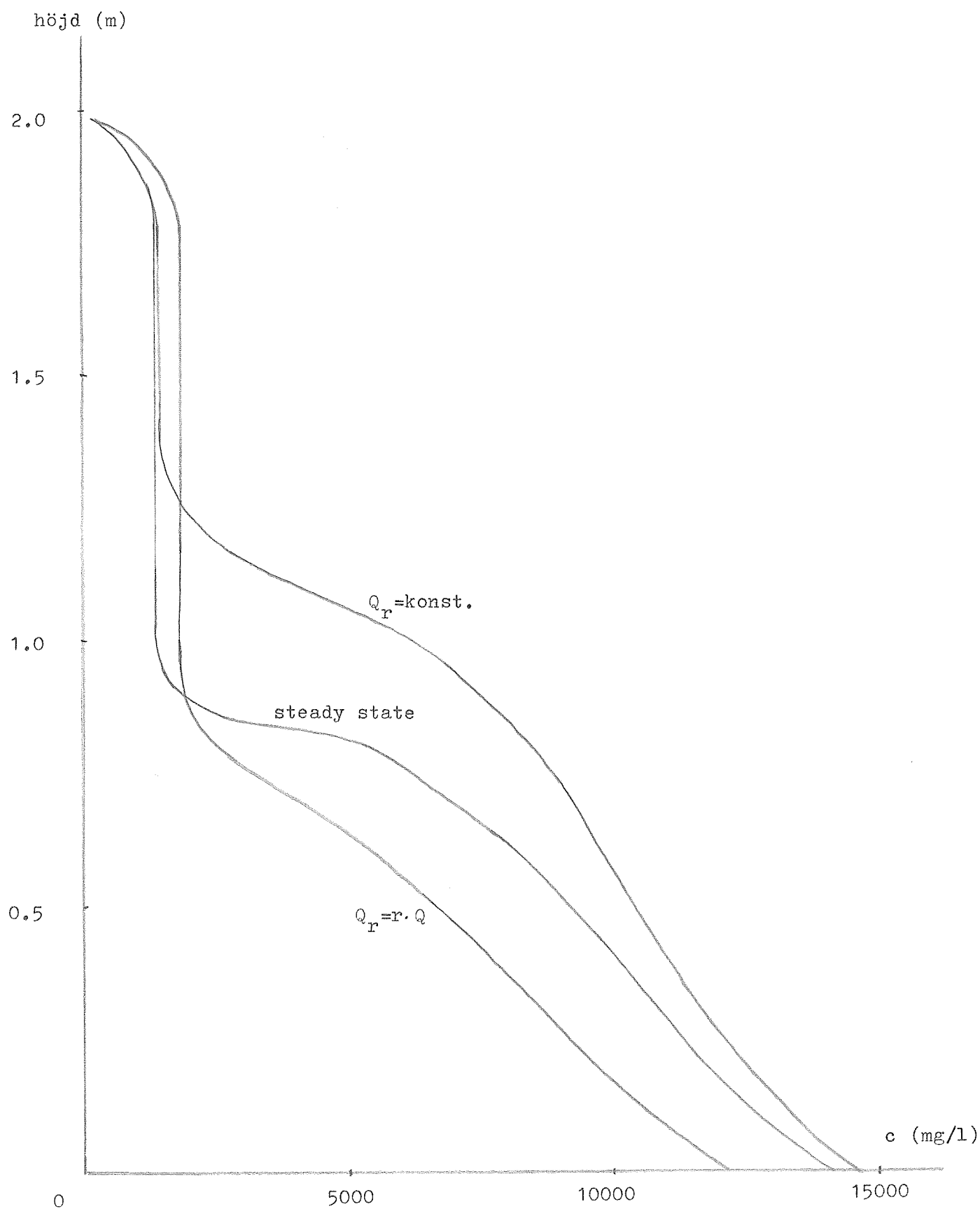
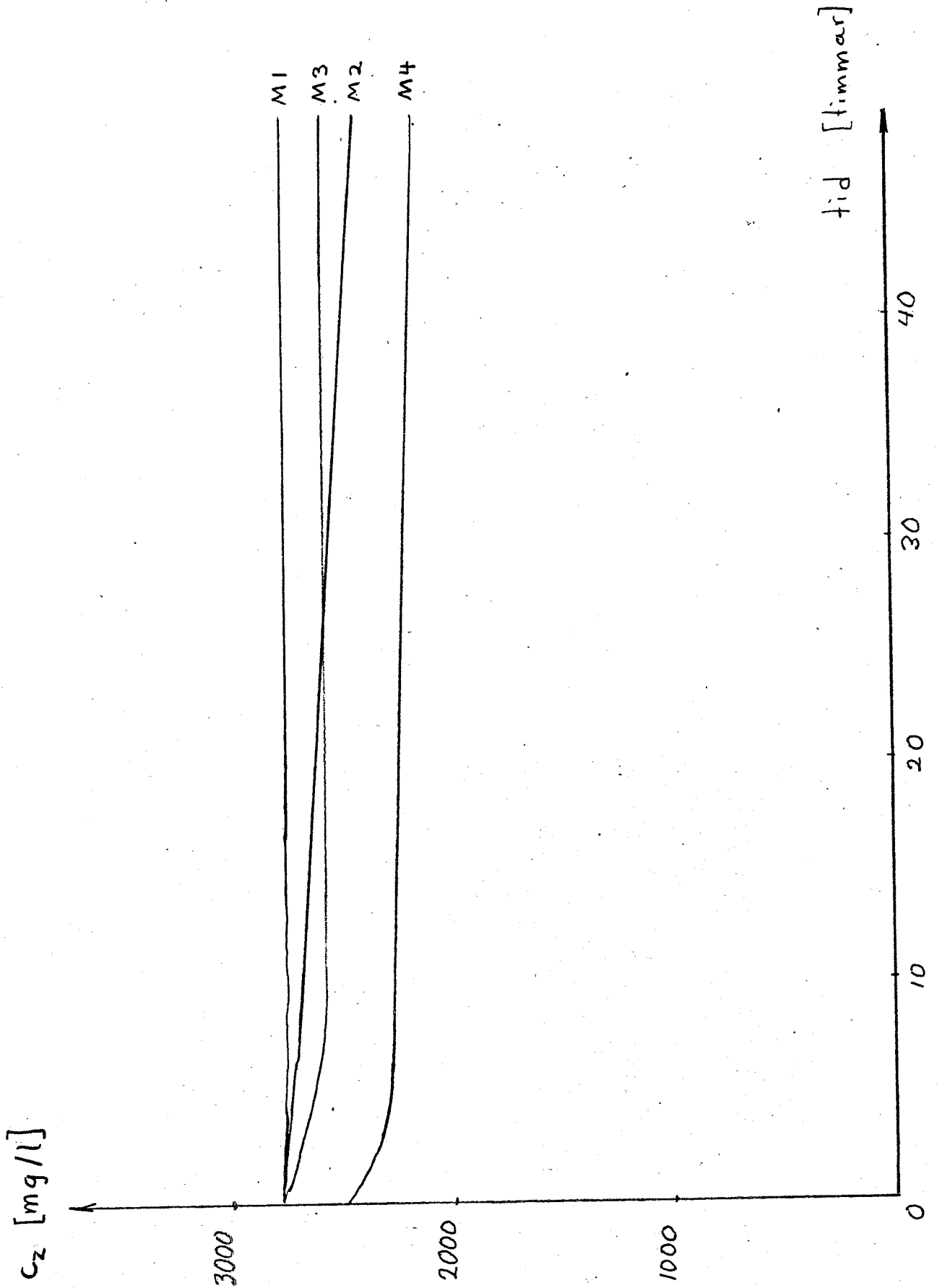


Fig.4.4.8. Koncentrationen av inerta bakterier  $c_z$  vid ett regnväder med styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$



#### 4.5. Sinusformade variationer i inflödet $Q$

Vid sinusformade variationer i inflödet  $Q$ ,  $Q=Q_0+0.5 \cdot Q_0 \sin(\omega \cdot t)$  så kommer tillförseln av substrat  $s_i$  till luftningsbassängen att variera sinusformigt. Vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$  kommer amplituderna i  $s$  att bli omkring 15-18 mg/l (peak to peak) för de olika modellerna. Denna variation beror huvudsakligen på att tillförseln av  $s_i$  sker sinusformat. Bakterierna kommer att utsättas för en sinusformad utspädning vilket försämrar systemets förmåga att dämpa variationerna i  $s$ . Noteras bör att modell 2 inte hinner urarta vid denna störning. Periodtiden är tydligen för kort (24 timmar), för att urartning ska ske, jämför med avsnitt 4.1. Variationerna i bufferten blir ungefär lika stora i de olika modellerna, omkring 2000-2500 kg.

Vid styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$  reduceras variationerna i  $c_x$  (fig.4.5.5.), vilket dock inte medför någon större förändring med avseende på substratet. Tillskottet av  $c_x$  som styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$  medför är tydligen inte tillräckligt stort för att variationerna i  $s$  ska dämpas ut. Variationerna i  $s$  beror fortfarande huvudsakligen av flödesvariationerna. Utjämnningen i  $c_x$  gör att buffertens variationer reduceras, se fig.4.5.6. Modell 2 blir vid denna styrlagen okänslig för variationer i  $Q$ . I modellerna 3 och 4 kommer förtjockningen  $\sigma$  att variera i motfas med  $Q$  vilket gör att dessa modeller får störst amplituder.

Fig.4.5.1. Substratkoncentrationen  $s$  (mg/l) vid sinusformade variationer i inflödet  $Q$  ;  $Q=Q_0+0.5 \cdot Q_0 \cdot \sin(\omega \cdot t)$

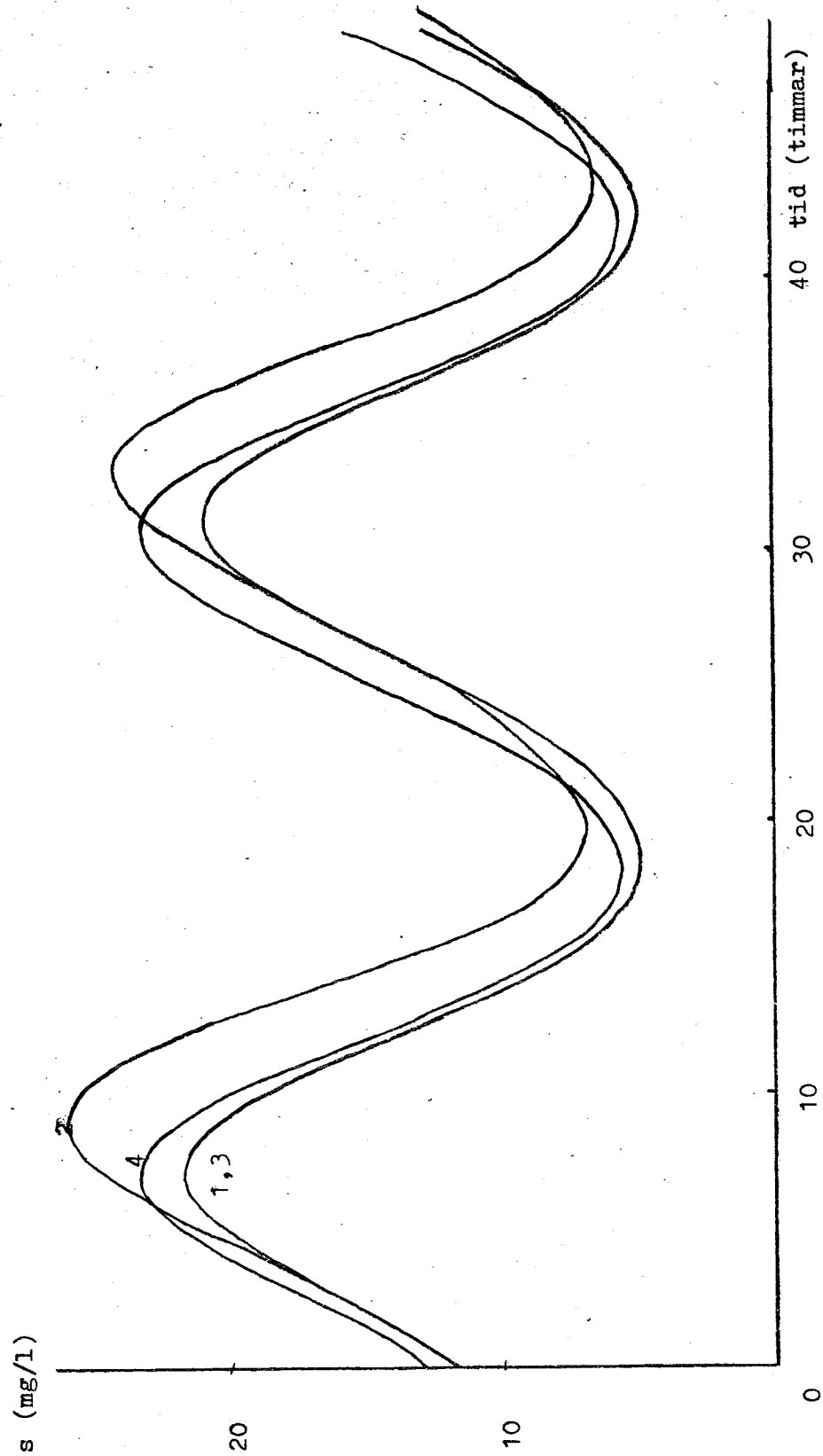




Fig.4.5.2. Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  vid sinusformade variationer i inflödet  $Q$ ;  $Q=Q_0+0.5 \cdot Q_0 \sin(\omega \cdot t)$  vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$

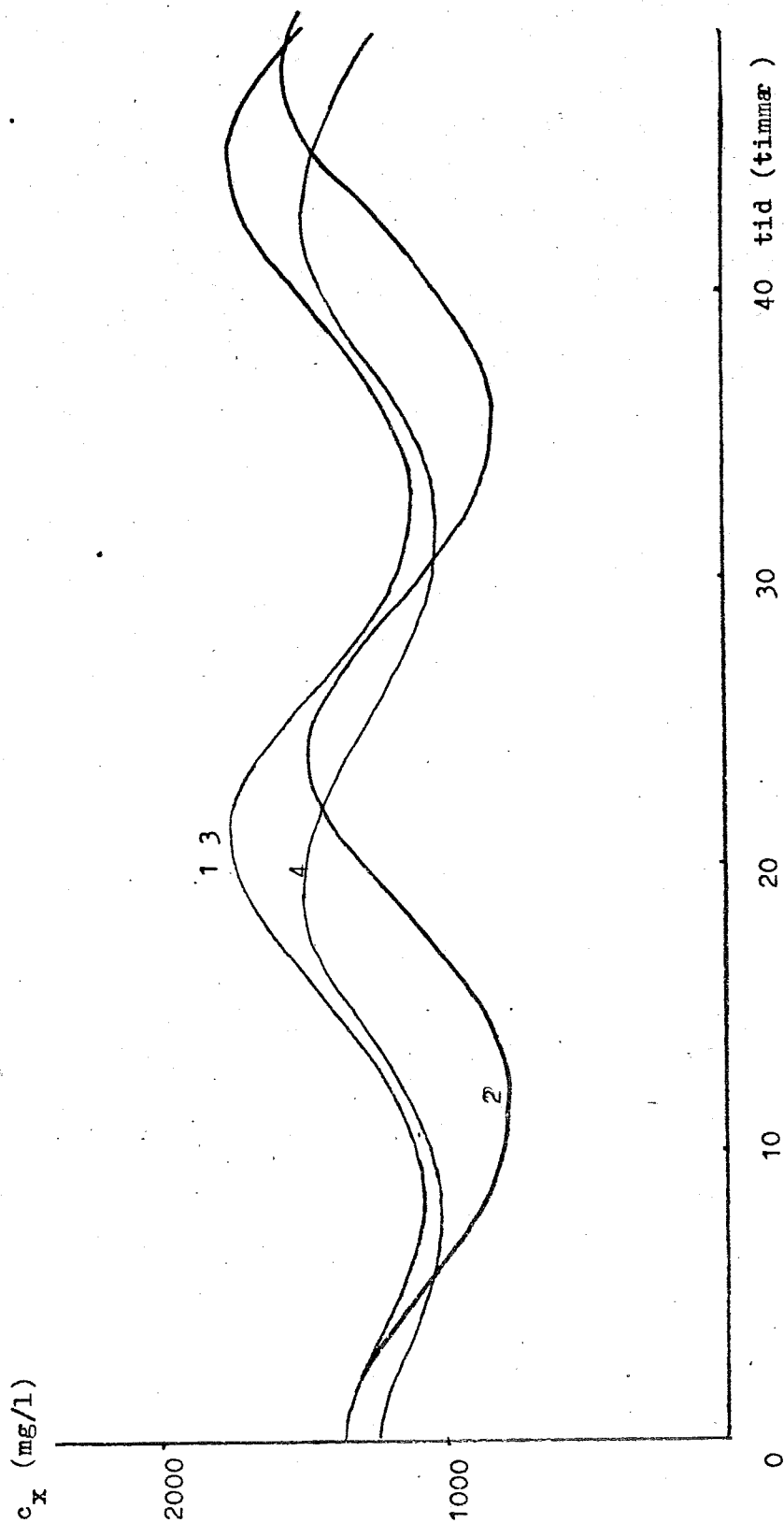


Fig.4.5.3. Bufferten (kg) vid sinusformade variationer i inflödet  $Q$ ;  
 $Q=Q_0+0.5\cdot Q_0\cdot\sin(\omega\cdot t)$  vid styrlagen  $Q_r=\text{konst.}$

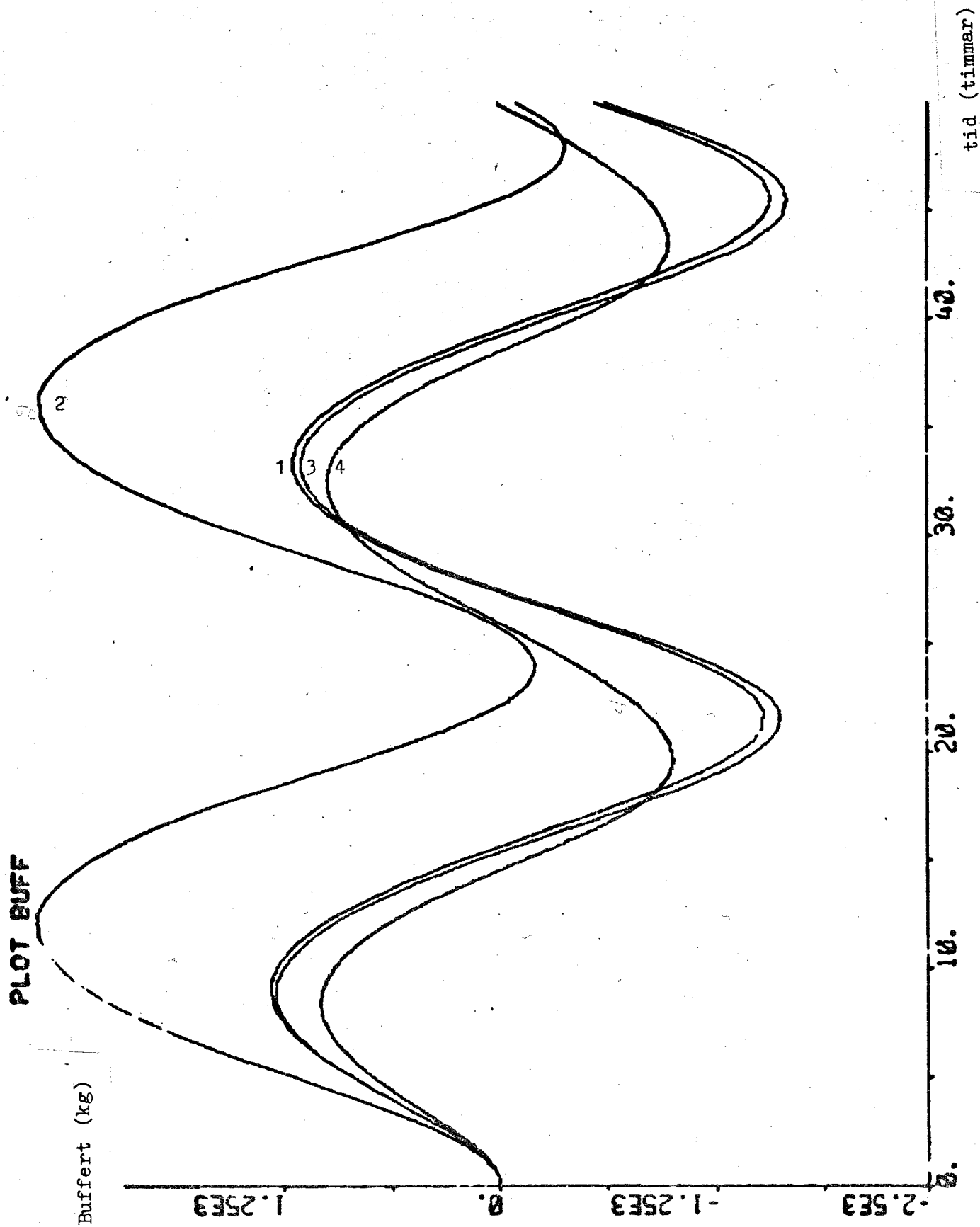


Fig.4.5.4. Substratkoncentrationen  $s$  (mg/l) vid sinusformade variationer i inflödet  $Q$ ;  $Q=Q_0+0.5\cdot Q_0\cdot\sin(\omega\cdot t)$  vid styrlagen  $Q_r=r\cdot Q$

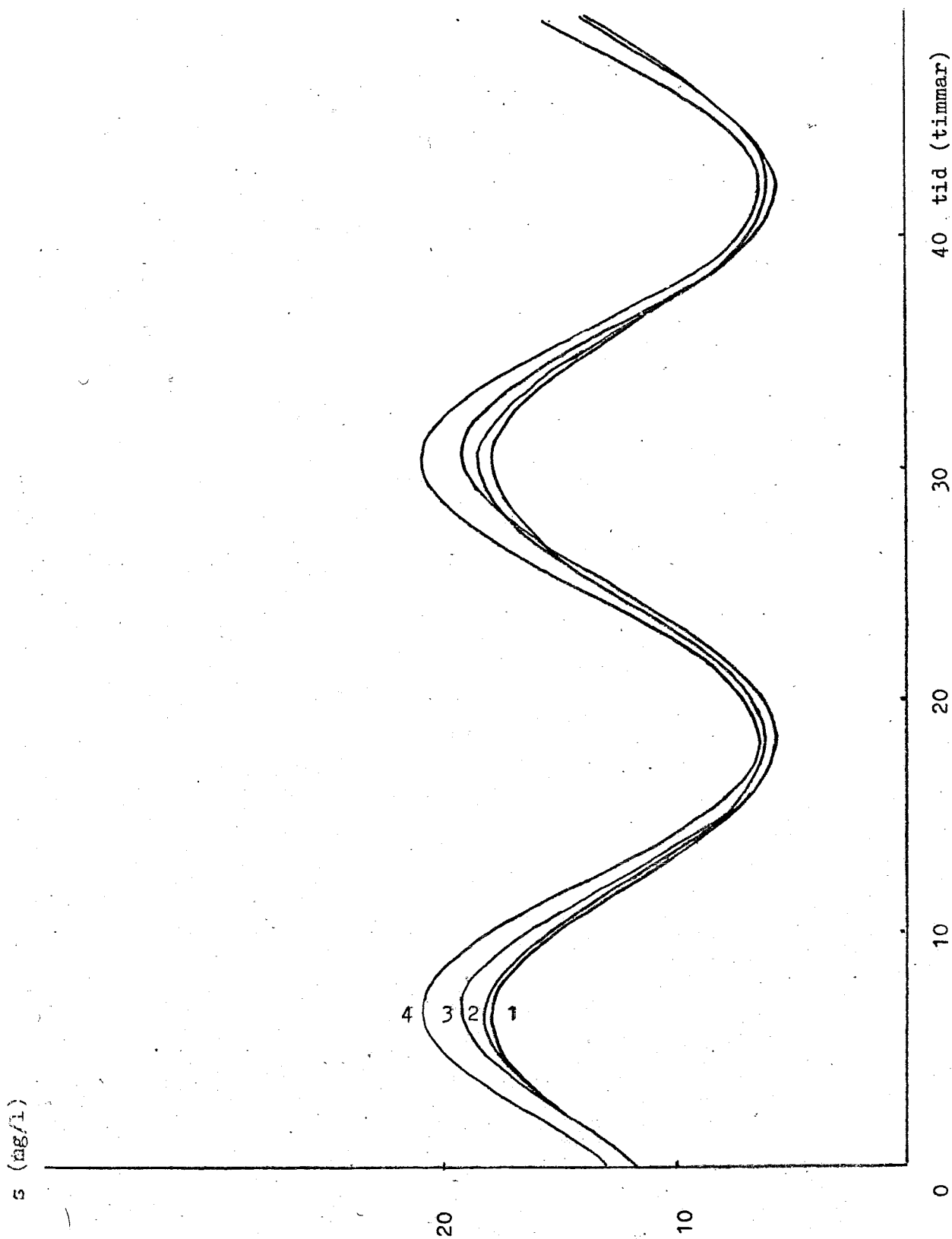


Fig.4.5.5. Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  (mg/l) vid sinusformade variationer i inflödet  $Q$ ;  $Q=Q_0+0.5 \cdot Q_0 \cdot \sin(\omega \cdot t)$  vid styrlagen  $Q_r=r \cdot Q$ .

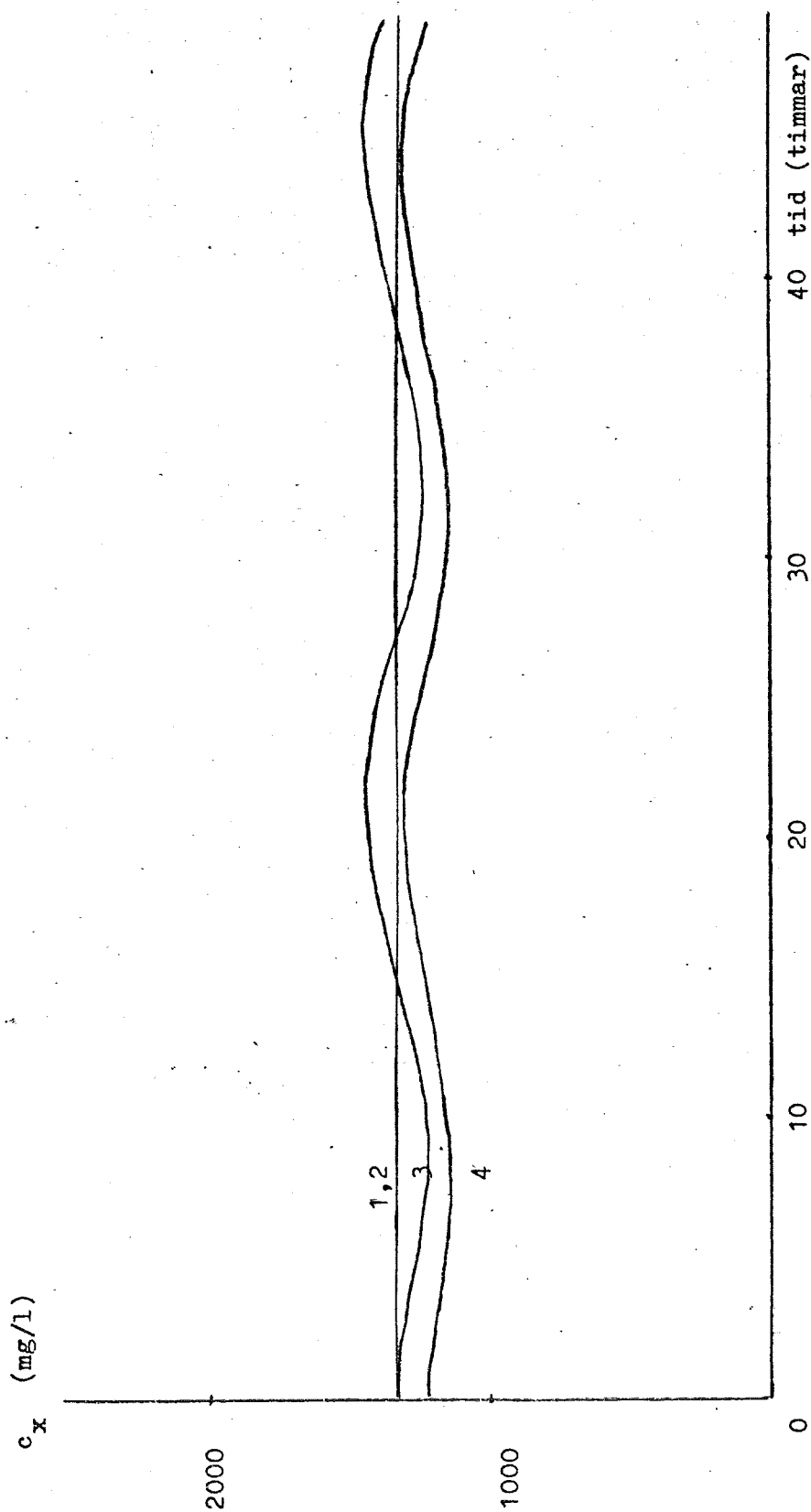
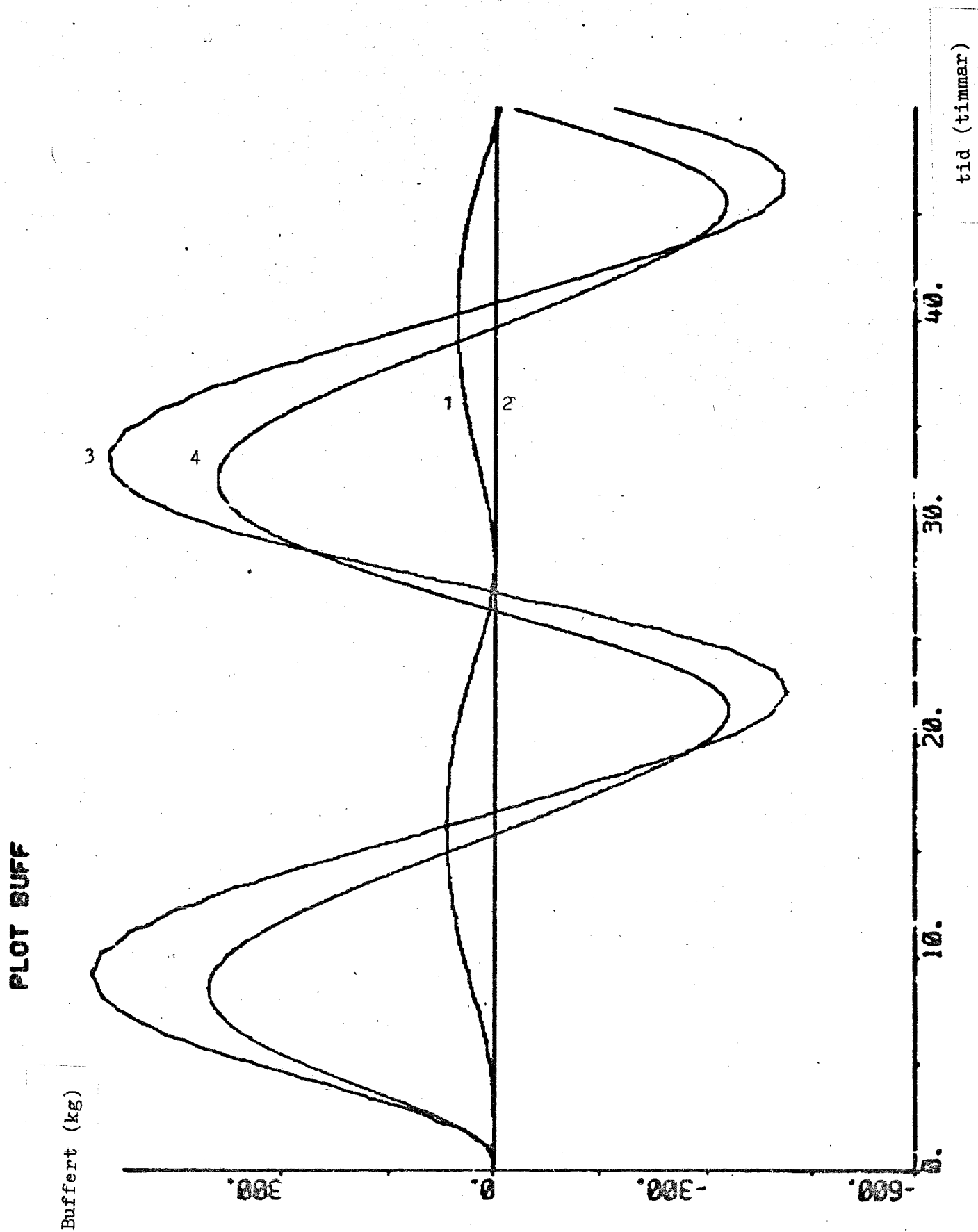


Fig.4.5.6. Bufferten (kg) vid sinusformade variationer i inflödet  $Q$ ;  
 $Q = Q_0 + 0.5 \cdot Q_0 \sin(\omega \cdot t)$  vid styrlagen  $Q_r = r \cdot Q$ .



## 5. Koncentrationsstörningar.

Vid renodlade koncentrationsstörningar ger de båda styrlagarna samma resultat eftersom vi antar att flödet  $Q$  är konstant. Det är alltså endast intressant att studera de olika modellernas beteende för olika störningar. Tabellvärdena anger tillstånden efter 200 timmar.

### 5.1. Stegstörningar i substratkoncentrationen $s_i$ i inflödet.

$\Delta s_i = +50\%$

Modell nr	$s$ (mg/l)	$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	18 (+6)	1390 (+30)	2820 (0)
2	13 (+1)	2000 (+640)	2880 (+60)
3	14 (+2)	1780 (+420)	2420 (-390)
4	15 (+3)	1695 (+455)	2200 (-310)

$\Delta s_i = -50\%$

Modell nr	$s$ (mg/l)	$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	6 (-6)	1330 (-30)	2820 (0)
2	11 (-1)	720 (-640)	2740 (-70)
3	9 (-3)	840 (-520)	3300 (+490)
4	12 (-1)	650 (-595)	2395 (-120)

Vid en ökning i substratkoncentrationen  $s_i$  erhålls även en ökning i koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  eftersom mängden tillgänglig föda har ökat. Denna tillväxt av aktiva bakterier är viktig eftersom den förhindrar upplagring av substrat i systemet. Den minsta tillväxten av aktiva bakterier erhålls i modell 1, eftersom dess tillväxt endast härrör från ökningen i substrat, se avsnitt 2.1. I modell 2 blir ökningen i  $c_x$  kraftigare eftersom förhållandet  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$  medför en förstärkt tillförsel av bakterier från returflödet. Härigenom blir nedbrytningen av substratet effektivare än i den första modellen. I Kynchs modell fås också en förstärkt tillväxt av aktiva bakterier, men inte så stor som i modell 2. Detta beror på att förtjockningen  $\gamma$  minskar vid en total ökning av de flockbildande bakterierna. Detta inses genom följande resonemang: enligt avsnitt 2.2.3. så är bottenkoncentrationen  $c_b$  konstant vid ett konstant returflöde  $Q_r$ , men då förtjockningen  $\gamma$  definieras genom  $\tau = c_b / (c_x + c_z)$ , så kommer en ökning i  $(c_x + c_z)$  att orsaka en minskning i  $\gamma$ .

Stenstroms modell uppvisar ett beteende som är mycket likt modell 2. Orsaken är att förtjockningen  $\gamma$  förblir praktiskt taget konstant under koncentrationsstörningen, förändringen är mindre än 1%. Bottenkoncentrationen  $c_b$  får tydligen en ökning som är ungefär proportionell mot ökningen i  $c_x$ . Att bottenkoncentrationen verkligen ökar vid denna störning kan man också se i koncentrationsprofilen i fig.5.1.3. Noteras bör att förändringen i bakteriekoncentrationen  $c_x$  är mycket långsam i alla modellerna. Substratet får därför en mycket snabb ökning vid störningen och minskar sedan sakta då bakterierna växer till, i alla modellerna utom den första. I modell 1 uppnås ett nytt jämviktsläge redan efter 3 timmar. Att substratkoncentrationen inte sjunker beror på att ingen ökning i  $c_{x,r}$  erhålls.

Vad beträffar bufferten så erhålls den största förändringen i modell 1 där  $c_{x,r} = \text{konst.}$  I modell 2 förändras inte bufferten, förhållandet  $c_{x,r} = \gamma \cdot c_x$  gör att varje tillskott av  $c_x$  till bufferten elimineras genom ett lika stort tillskott till returflödet. I samtliga modeller sker buffertens förändringar långsamt beroende på att förändringarna i  $c_x$  sker långsamt, se fig.5.1.4.

Fig. 5.1.1. Substratkonzentrationen  $s$  (mg/l) vid stegstörningar i substratkonzentrationen  $s_i$  på  $\pm 50\%$ .

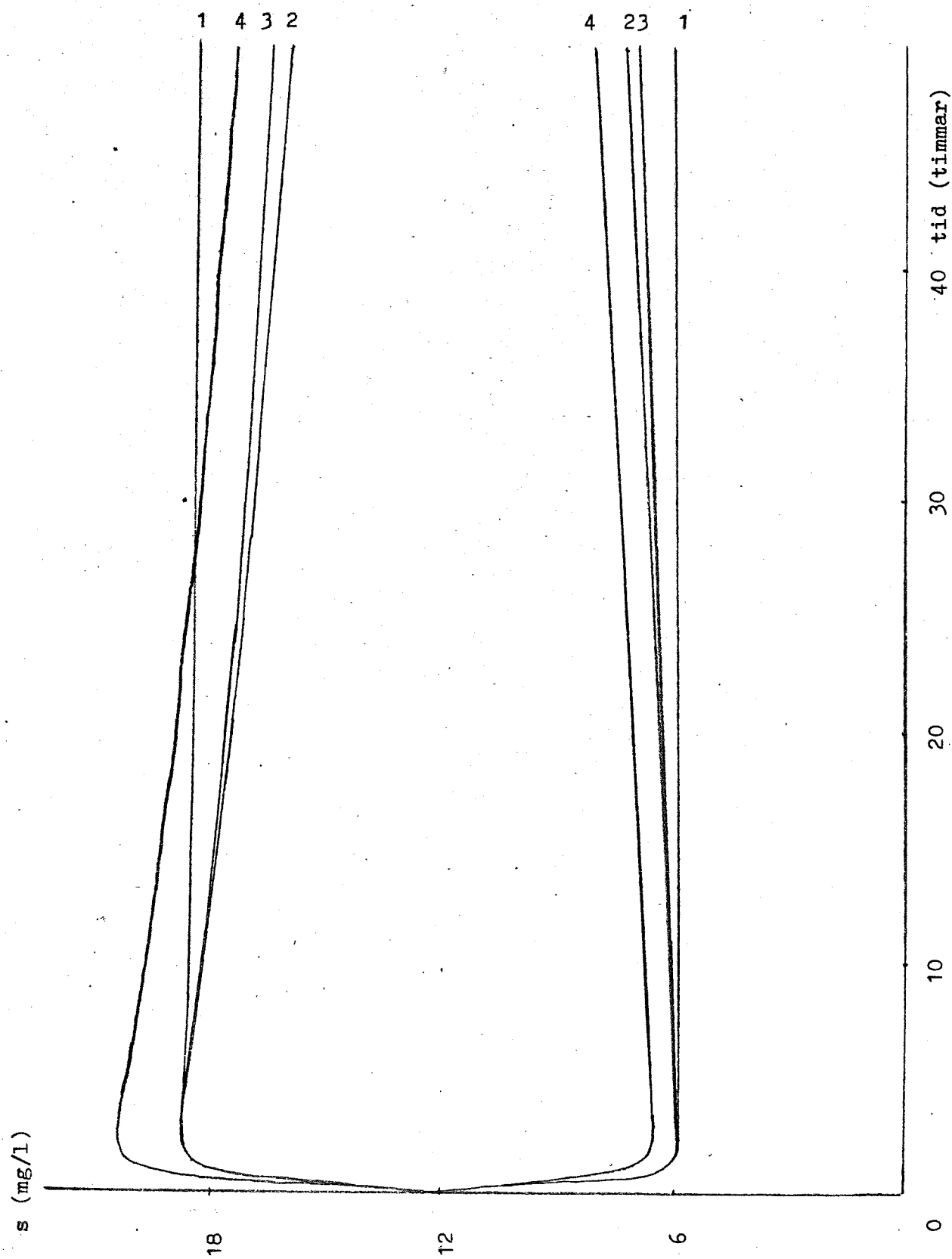




Fig.5.1.2.

Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  vid en stegstörning i substratkoncentrationen  $s_i$  i inflödet på +50% .

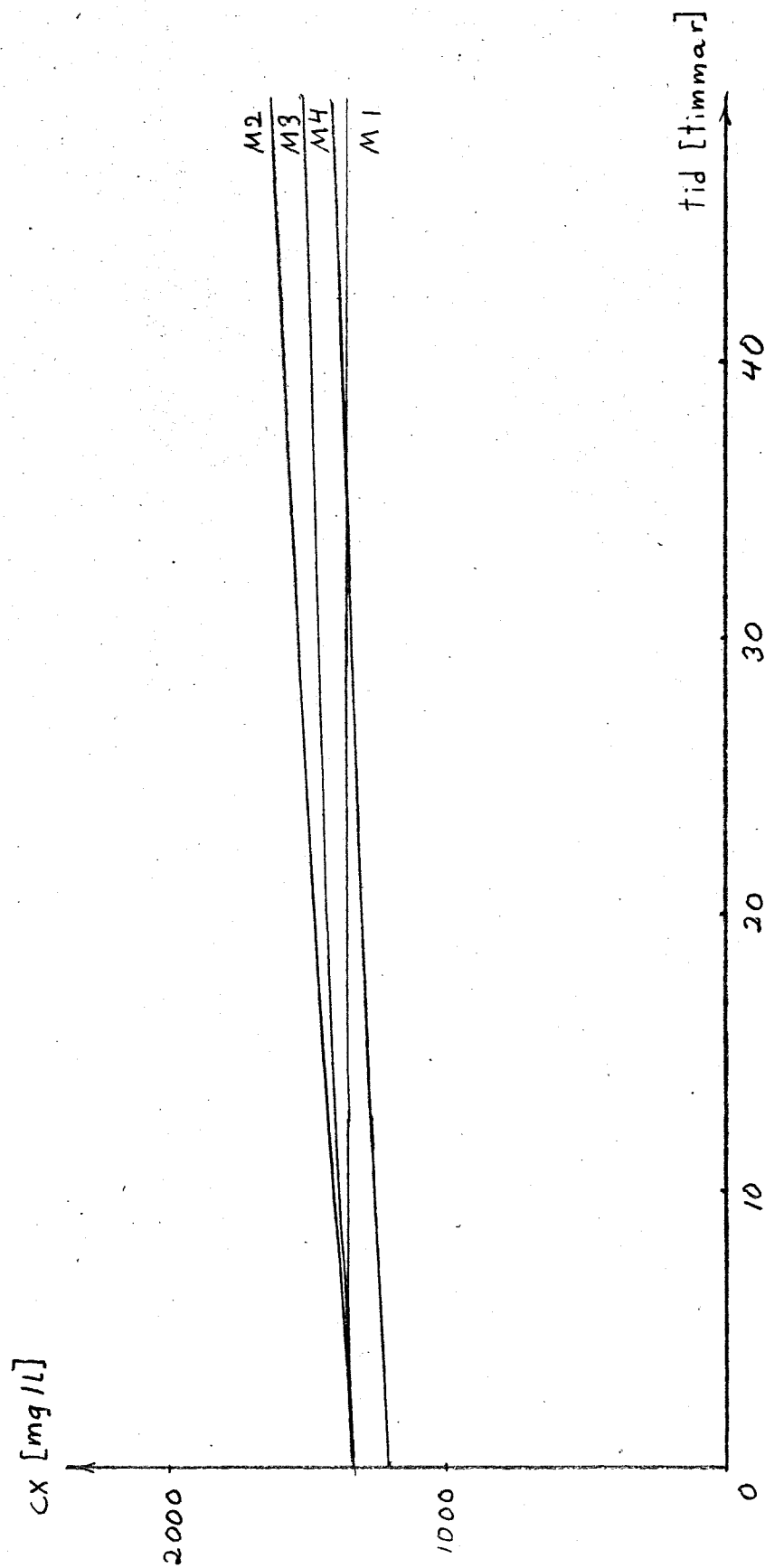


Fig.5.1.3. Koncentrationsprofilen i sedimenteringstanken 50 timmar efter stegstörningar i substratkoncentrationen  $s_i$  på  $\pm 50\%$ .

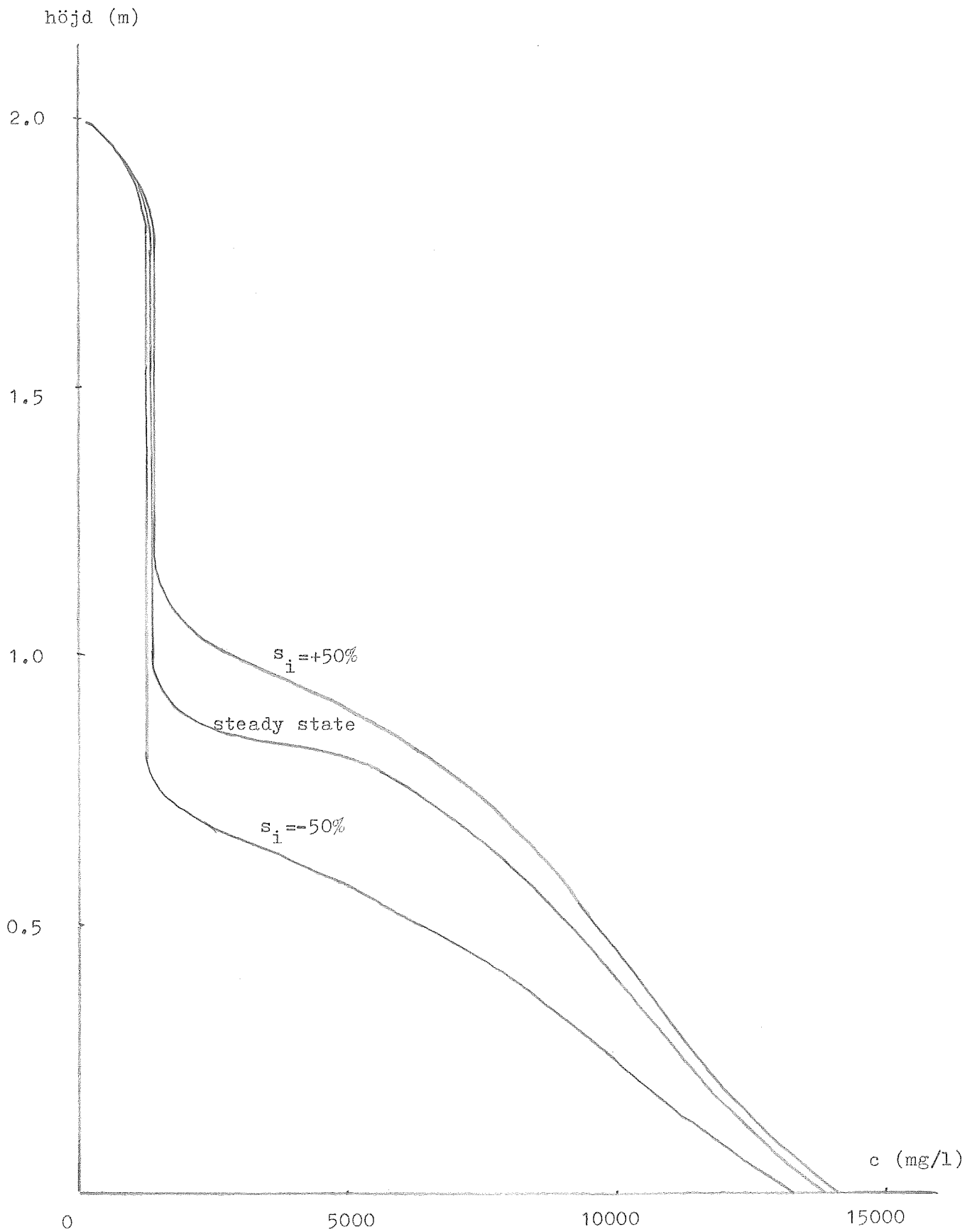


Fig.5.1.4. Bufferten vid stegstörningar i substratkoncentrationen  $s_i$  på  $\pm 50\%$ .

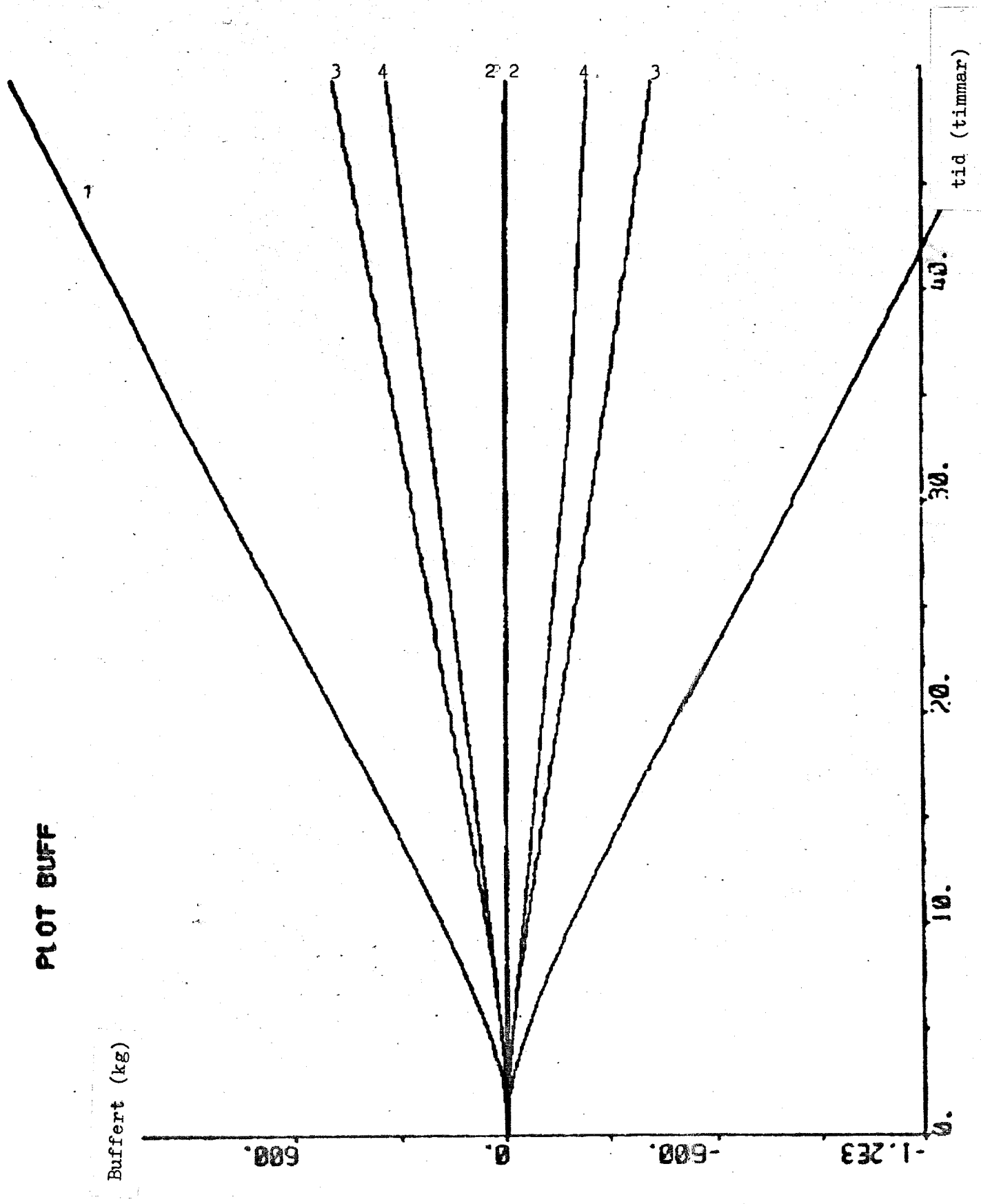
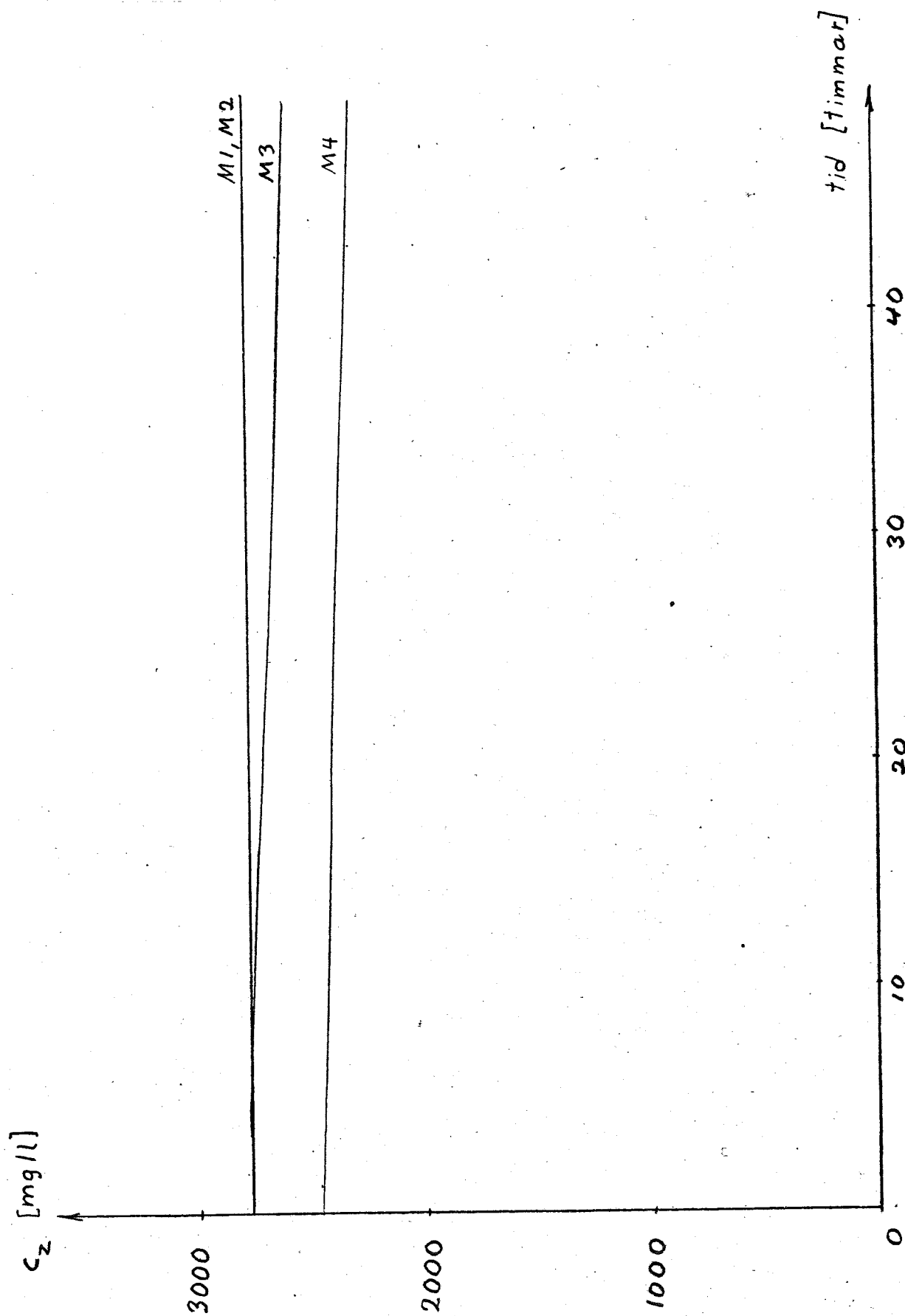


Fig.5.1.5. Koncentrationen av inerta bakterier  $c_z$  vid en stegstörning i substratkoncentrationen  $s_i$  i inflödet på +50%.



### 5.2. Steg störning i koncentrationen av inaktiva bakterier $c_{z,i}$ i inflödet.

Modell nr	s (mg/l)	$c_{z,i} = +100\%$	
		$c_x$ (mg/l)	$c_z$ (mg/l)
1	12 (0)	1360 (0)	2900 (+80)
2	12 (0)	1360 (0)	4670 (+1850)
3	16 (+4)	1010 (-350)	3250 (+430)
4	16 (+3)	1010 (-235)	3230 (+715)

I de båda första modellerna påverkas koncentrationerna av substrat  $s$  och aktiva bakterier  $c_x$  inte av en störning i  $c_{z,i}$ . Enligt massbalansen i avsnitt 2.1. så har  $c_z$  ingen återverkan på koncentrationerna  $s$  och  $c_x$ . Koncentrationsökningen av  $c_z$  i modell 1 härrör helt och hållet från ökningen av  $c_{z,i}$  i inflödet. I modell 2 blir ökningen kraftigare eftersom förhållandet  $c_{z,r} = \gamma \cdot c_z$  kommer att medföra en förstärkt tillförsel från sedimenteringstanken, det är denna tillförsel som orsakar den stora ökningen i  $c_z$  i modell 2. I Kynchs modell kommer förändringen i  $c_z$  att påverka förtjockningen  $\gamma = c_b / (c_x + c_z)$ , dvs ökningen i  $c_z$  ger en minskning i  $\gamma$ . I och med att den totala koncentrationen av flockbildande bakterier  $c_b$  är konstant så kommer  $c_{x,r}$  att minska eftersom  $c_{z,r}$  har ökat sin andel i returflödet. Härigenom försämras systemets förmåga att bryta ned substratet. Ungefär samma förhållande råder i Stenstroms modell, dock erhålls en viss ökning i bottenkoncentrationen  $c_b$  i denna modell. I de båda senare modellerna erhålls en viss ökning av bufferten.

Fig.5.2.1. Substratkoncentrationen  $s$  vid en stegstörning i koncentrationen av inerta bakterier  $c_{z,i}$  i inflödet.

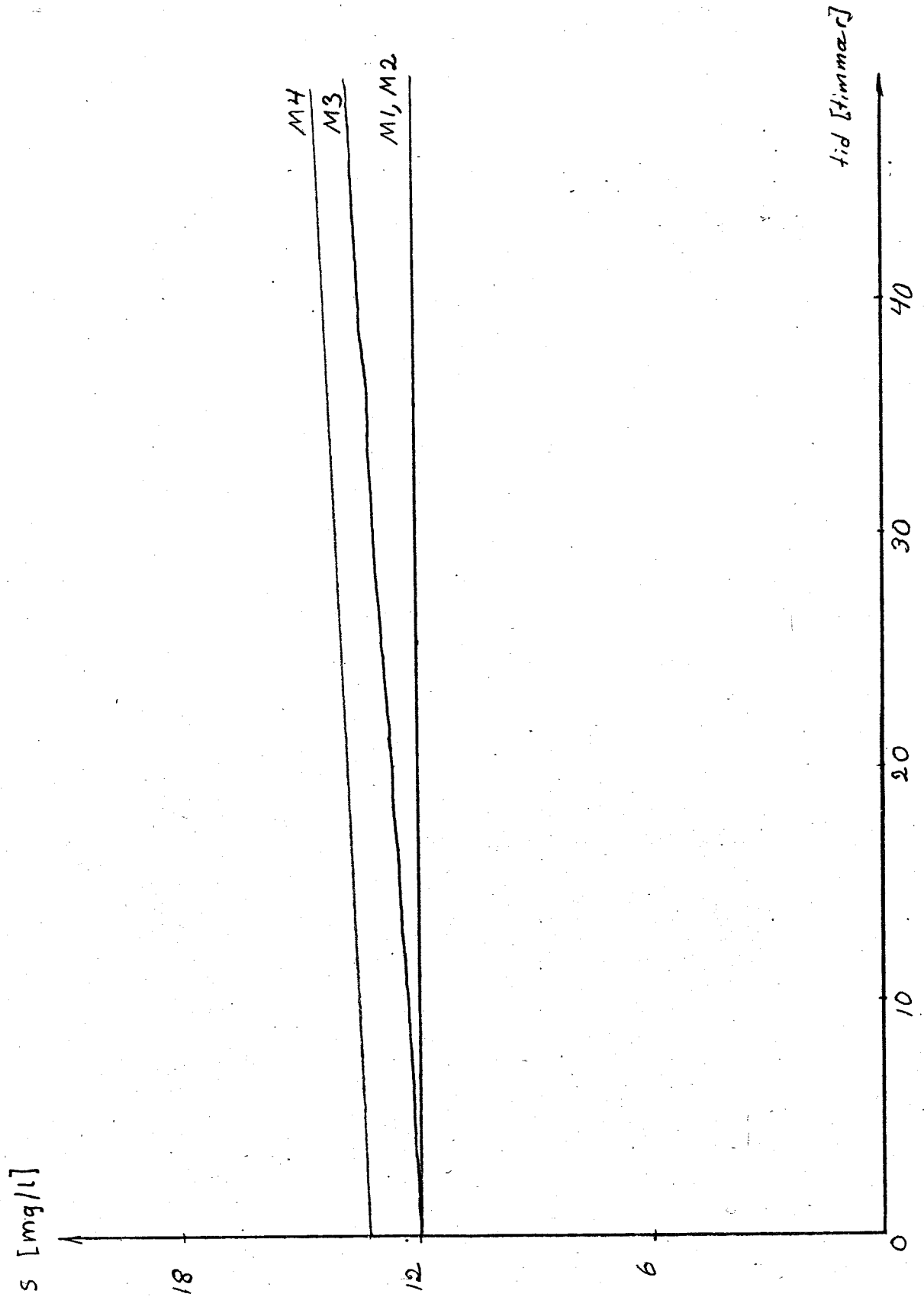


Fig.5.2.2. Koncentrationen av aktiva bakterier  $c_x$  vid en positiv stegstörning i koncentrationen av inerta bakterier  $c_z$  i inflödet.

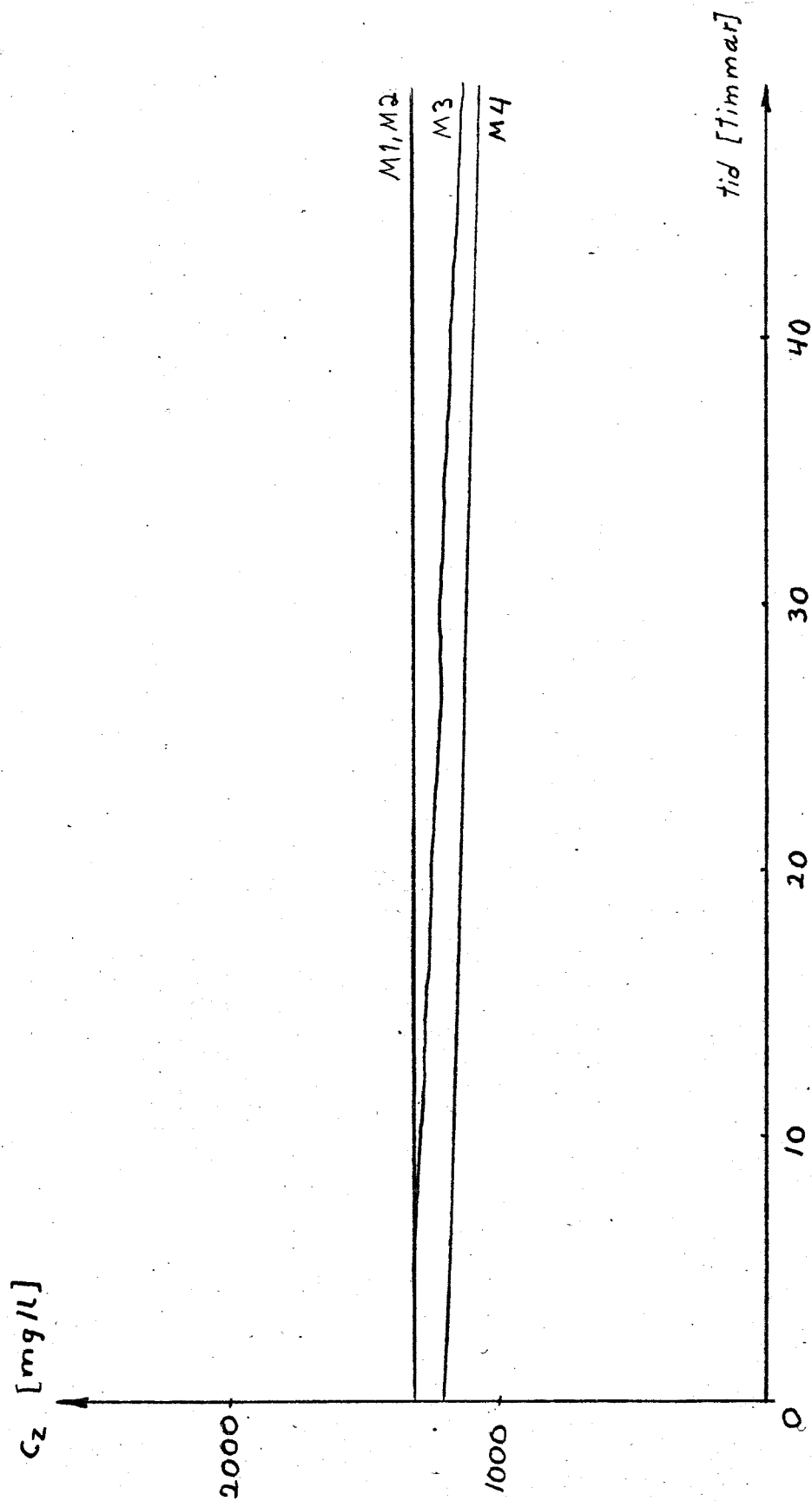


Fig.5.2.3. Koncentrationen av inerta bakterier  $c_z$  vid en positiv stegstörning i koncentrationen av inerta bakterier  $c_{z,i}$  i inflödet.

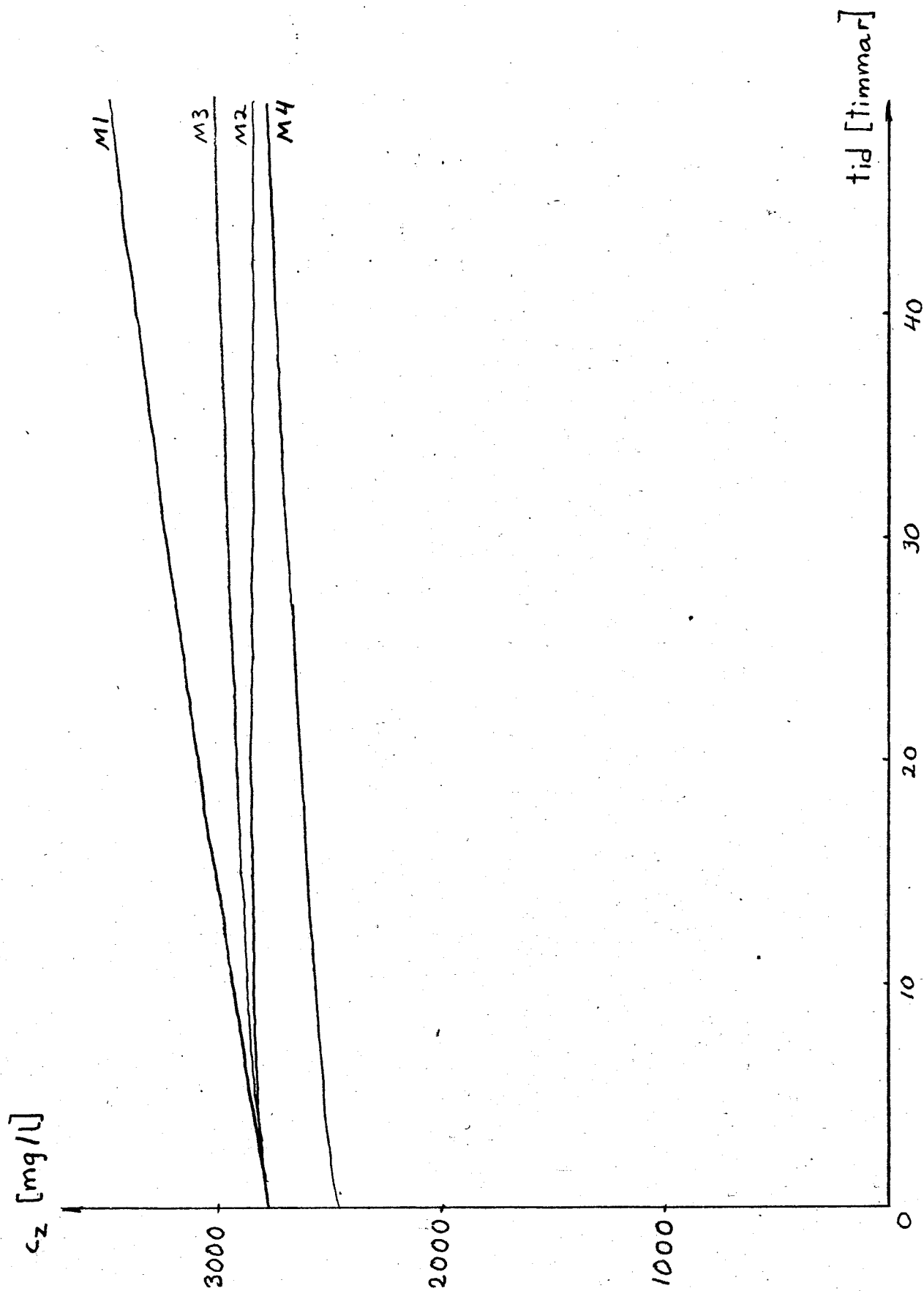
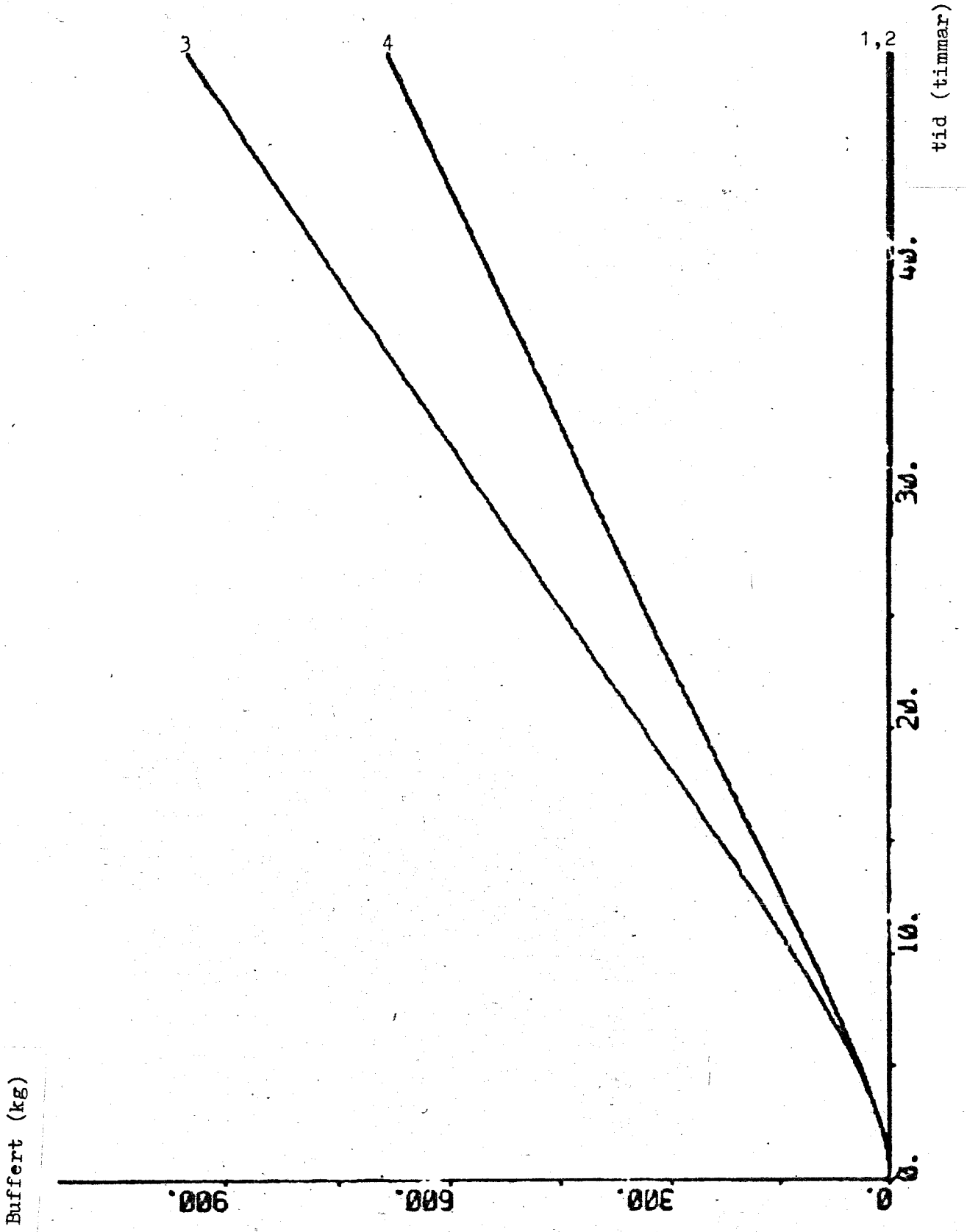




Fig.5.2.4.

Bufferten vid en stegstörning i koncentrationen av inaktiva bakterier  $c_{z,i}$  i inflödet på +100%.

**PLOT BUFF**



### 5.3. Sinusformade variationer i substratet $s_i$ i inflödet.

Vid sinusformade variationer i substratkoncentrationen i inflödet  $s_i$  ( $s_i = s_o + 0.5 \cdot s_o \cdot \sin(\omega \cdot t)$ ), så blir förändringarna i  $c_x$  obetydliga. De små variationer  $c_x$  får beror helt på variationerna i tillgången på föda. De förändringar som  $s$  erhåller beror helt och hållet på variationerna i  $s_i$ . De olika modellerna får samma egenskaper genom att koncentrationen  $c_x$  i luftningsbassängen är praktiskt taget konstant, se fig.5.3.1. De olika sedimenteringsmodellernas olika egenskaper får därmed ingen inverkan på systemets beteende. En jämförelse med avsnitt 4.5. där variationerna i tillförseln av  $s_i$  var exakt lika stor, visar att vi nu har fått mindre amplituder i  $s$ . Orsaken till skillnaden är att i 4.5. fick vi variationer i  $c_x$  (i motfas med  $s$ ) som förstärkte amplituden i  $s$ . Buffertens variationer blir också mycket mindre än vid övriga störningar.

Fig.5.3.1. Substratkoncentrationen  $s$  (mg/l) vid sinusformade variationer i substratet  $s_i$  i inflödet;  $s_i = s_o + 0.5 \cdot s_i \cdot \sin(\omega \cdot t)$ .

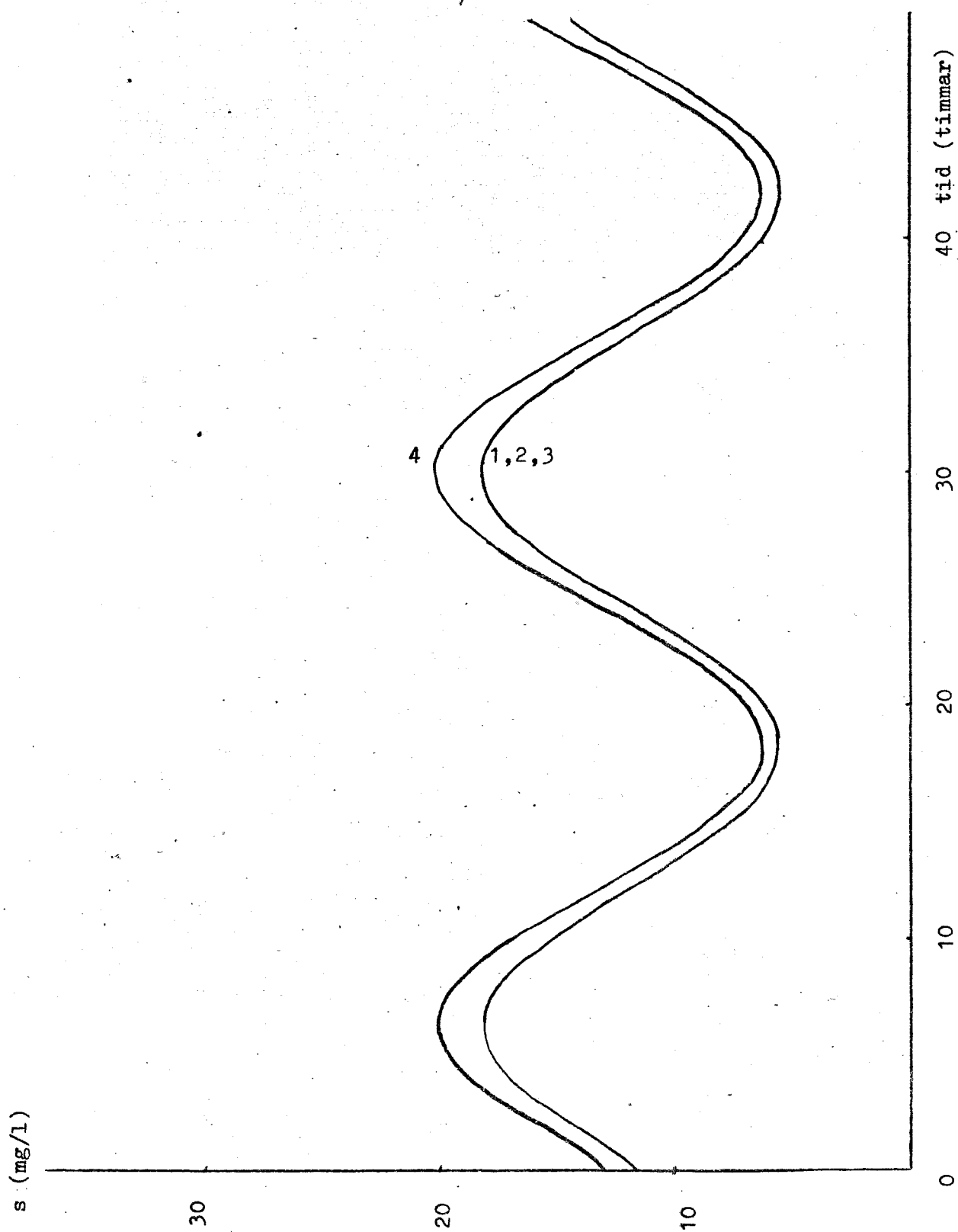
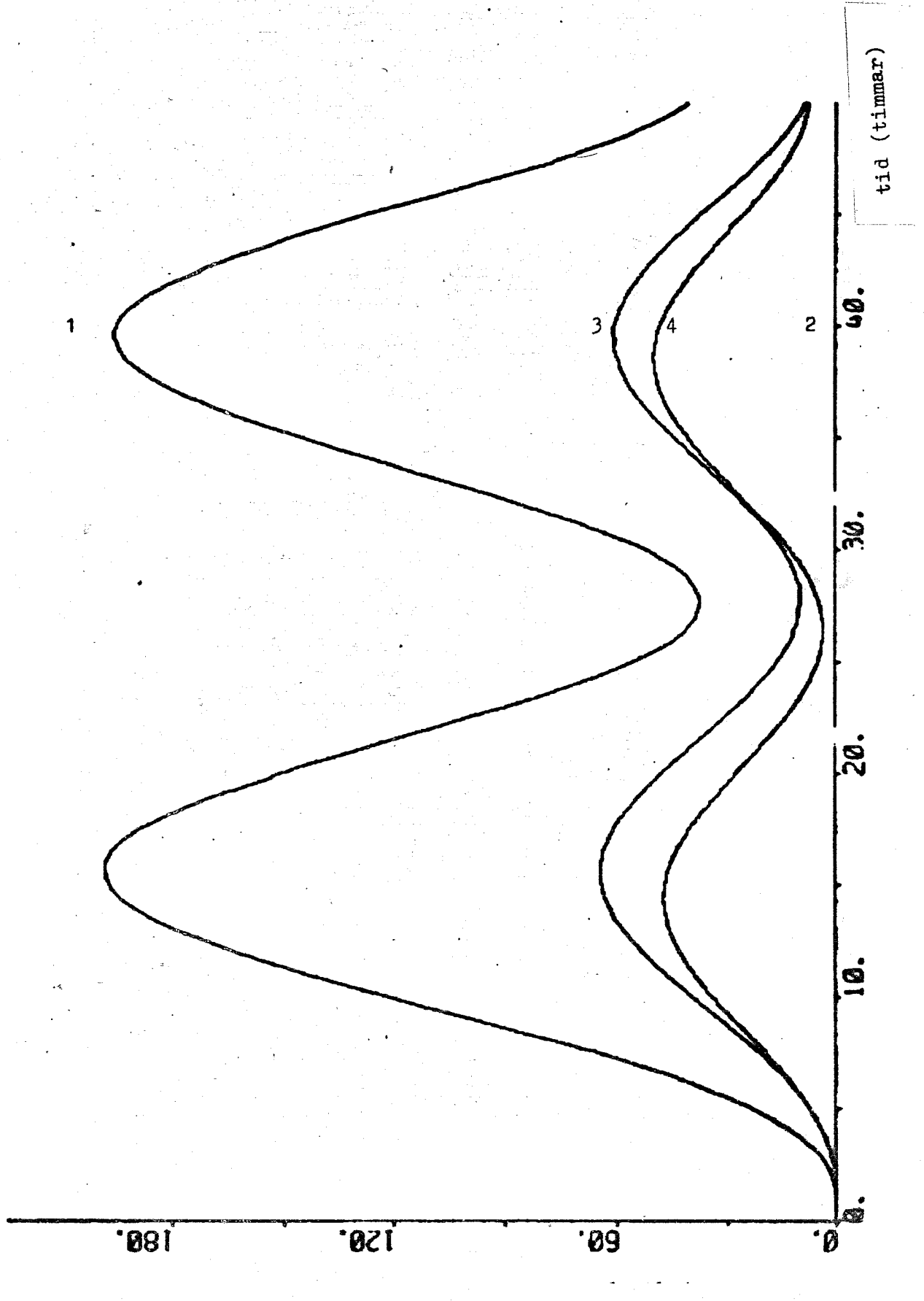


Fig.5.3.2. Bufferten (kg) vid sinusformade variationer i substratet  $s_i$ .

PLOT BUFF

Buffert (kg)



## 6. Slutsatser

Vid en jämförelse av de olika sedimenteringsmodellerna så visar det sig att både Kynchs och Stenstroms modeller påminner om modellen  $c_{x,r} = \text{konst.}$  Vid hydrauliska störningar har de en utjämnande verkan på variationer i  $c_x$ , detta förhållande är mest markant vid styrlagen  $Q_r = \text{konst.}$  Variationer i  $c_x$  påverkar i Stenstroms modell mest höjden på förtjockningszonen, medan variationerna i bottenkoncentrationen  $c_b$  blir måttliga. De största förändringarna i  $c_b$  noteras vid hydrauliska störningar. Modellen  $c_{x,r} = c_x$  ger vid förändringar i koncentrationen  $c_x$  upphov till urartning av systemet. Modellen förstärker upp koncentrationsförändringar. Det finns anledning att sedimenteringens dynamik kan beskrivas med denna modell.

De störningar som ger de största förändringarna på systemet är de hydrauliska störningarna. Orsaken är de förändringar i koncentrationen  $c_x$  som då uppkommer. De hydrauliska störningarnas inverkan på systemet reduceras avsevärt vid styrlagen  $Q_r = r Q$ , speciellt så reduceras buffertens variationer kraftigt. Vid koncentrationsstörningar blir förändringarna i koncentrationen av aktiva bakterier ganska liten. Koncentrationsförändringar tar lång tid innan de ger någon större förändring på systemet.

## REFERENSER

- Busby, J.B., (1973), "Dynamic modeling and control strategies for the Activated Sludge Process", Ph D thesis, Clemson University, Clemson, South Carolina.
- Middleton, A.C., and A.W. Lawrence, "Cost optimization of activated sludge waste water treatment systems", American Chemical Society, Aug. 1973.
- Olsson, G., K.I. Dahlqvist, K. Eklund and L. Ulmgren (1973), "Control Problems in Waste Water Treatment Plants", rapport, The Axel Johnson Institute for Industrial Research, Nynäshamn, Sverige.
- Olsson, G., (1975), "Activated Sludge Dynamics I", Biological Models, rapport 7511, Institutionen för Reglerteknik, Lunds Tekniska Högskola, Lund, Sverige.
- Olsson, G., (1976), "Activated Sludge Dynamics. Static Analysis", rapport 7612 (C), Institutionen för Reglerteknik, Lunds Tekniska Högskola, Lund, Sverige.
- Stenstrom, M.K., (1975), "A Dynamic Model and Computer Compatible Control Strategies for Wastewater Treatment Plants", Ph D thesis, Clemson University, Clemson, South Carolina.

## Programlista för modellerna 1 och 2.

```

CONTINUOUS SYSTEM M1M2
"DETTA PROGRAM BESKRIVER AKTIV-SLAM-PROCESSEN VID TVA
"OLIKA MODELLER FOR SEDIMENTERINGEN. DE BADA MODELLERNA ERHALLS
"GENOM ATT VARIERA PARAMETERN M:
"M<1 GER CXR=KONST=CXRO , CZR=KONST=CZRO
"M>1 GER CXR=GAM*CX , CZR=GAM*CZ DAR GAM AR FORTJOCKNINGEN.
"DE TVA STYRLAGARNA QR=KONST., OCH QR=R*Q ERHALLS GENOM ATT SATTA
"PARAMETERN SL:
"SL<1 GER QR=KONST=QRO
"SL>1 GER QR=R*Q
TIME T
STATE CX S CZ BUFF
DER DCX DS DCZ DBUFF
DYNAMICS
SI=S0+S1*SIN(0.262*T)
Q=Q0+Q1*SIN(0.262*T)
MY=MY0*S/(KX+S)
D=Q/V
R=IF (IR<0.5) THEN R0 ELSE R0+ALFA*Q*SIN(0.262*T+BETA)
DR=IF(SL<0.5) THEN DR0 ELSE R*D
CXR=IF(M<0.5) THEN CXRO ELSE GAM*CX
CZR=IF(M<0.5) THEN CZRO ELSE GAM*CZ
QR=DR*V
DCX=DR*CXR-(D+DR-MY+DX)*CX
DS=D*(SI-S)-MY*CX/YX
DCZ=D*CZ+DR*CZR-CZ*D-DR*CZ+YZ*DX*CX
DBUFF=0.001*(CX*(Q+QR)-EF*CX*(Q-W*Q)-(QR+W*Q)*GAM*CX)
MY0:0.2
KX:200
DX:0.005
YX:0.5
YZ:0.25
BETA:0
CZ1:100
S0:200
S1:0
Q0:720
Q1:0
V:4320
R0:0.35
W:0
EF:0.03925
ALFA:0
DR0:0.058333
CXRO:5089.45
CZRO:10549.6
IR:0
SL:0
M:0
GAM:3.745
CX:1359
S:12.21
CZ:2817
BUFF:0
END

```

## APPENDIX 2

## Programlista för Kynchs modell, modell 3.

```

CONTINUOUS SYSTEM M3
"DETTA PROGRAM BESKRIVER AKTIV-SLAM-PROCESSEN VID
"KYNCHS MODELL. INSIGNAL TILL PROGRAMMET AR BOTTEN-
"-KONCENTRATIONEN CB I SEDIMENTERINGSTANKEN SOM
"BERAKNAS I PROGRAMMET KYNCH. FORTJOCKNINGEN GAM FAS
"UR  $GAM=CB/(CX+CZ)$ 
INPUT CB
OUTPUT QR
STATE CX S CZ BUFF
DER DCX DS DCZ DBUFF
TIME T
OUTPUT
 $Q=Q0+Q1*SIN(0.262*T)$ 
 $QR=R*Q$ 
 $D=Q/V$ 
 $DR=QR/V$ 
 $GAM=CB/(CX+CZ)$ 
 $CIN=(CX+CZ)$ 
 $MY=MY0*S/(KX+S)$ 
 $SI=S1+S2*SIN(0.262*T)$ 
 $DCX=(DR*GAM-D-DR+MY-DX)*CX$ 
 $DS=D*(SI-S)-MY*CX/YX$ 
 $DCZ=D*(CZ1-CZ)+DR*CZ*(GAM-1)+YZ*DX*CX$ 
 $DBUFF=0.001*(CX*(Q+QR)-EF*CX*(Q-W*Q)-(QR+W*Q)*GAM*CX)$ 
MY0:0.2
KX:200
DX:0.005
YX:0.5
YZ:0.25
CZ1:100
S1:200
S2:0
Q0:720
Q1:0
V:4320
R:0.35
W:0
EF:0.03925
CX:1359
S:12.21
CZ:2817
BUFF:0
END

```



## DISCRETE SYSTEM KYNCH

"DETTA PROGRAM BERAKNAR BOTTENKONCENTRATIONEN CB I  
"SEDIMENTERINGSTANKEN I KYNCHS MODELL. BERAKNINGSMETOD  
"AR NEWTONS-RAPHSONS METOD. BOTTENKONCENTRATIONEN CB AR  
"ENDAST EN FUNKTION AV RETURFLODET QR

INPUT QR

OUTPUT CB

STATE C1

TSAMP TS

TIME T

NEW C2

OUTPUT

 $VS=QR/(ASEP*3600)$  $H1=EXP(-BETA*C1)$  $GL=VS*C1+ALFA*C1*H1$  $CB=GL/VS$  $GPRIM=VS+ALFA*(1-BETA*C1)*H1$  $GBIS=ALFA*BETA*(BETA*C1-2)*H1$  $C3=GPRIM/GBIS$  $TS=IF(ABS(C3)>EPS) THEN T+T1 ELSE T+T2$  $C2=IF(ABS(C3)>EPS) THEN C1-C3 ELSE 12500$ 

ALFA:0.002

ASEP:500

BETA:3.2E-4

T1:0.01

T2:1

EPS:10

C1:12500

END

## CONNECTING SYSTEM KYCO

"DETTA PROGRAM KNYTER IHOP  
"PROGRAMMEN M3 OCH KYNCH

TIME T

CONNECT

 $QR[KYNCH]=QR[M3]$  $CB[M3]=CB[KYNCH]$ 

END

## APPENDIX 3

Programlista för Stenstroms modell, modell 4.

```

CONTINUOUS SYSTEM M4
"DETTA PROGRAM BESKRIVER AKTIV-SLAM-PROCESSEN VID
"STENSTROMS MODELL. INSIGNAL TILL PROGRAMMET AR
"BOTTEKONCENTRATIONEN CB I SEDIMENTERINGSTANKEN,
" SOM BERAKNAS I PROGRAMMET SEDI.
"DE 2 STYRLAGARNA QR=KONST. OCH QR=R*Q ERHALLS GENOM
"ATT SATTA:
"SL<1 GER QR=KONST
"SL>1 GER QR=R*Q
INPUT CB
OUTPUT Q QR CIN
STATE CX S CZ BUFF
DER DCX DS DCZ DBUFF
TIME T
OUTPUT
Q=Q0+Q1*SIN(0.262*T)
QR1=R*Q
QR=IF(SL<1.0) THEN QR2 ELSE QR1
D=Q/V
DR=QR/V
GAM=CB/(CX+CZ)
CIN=(CX+CZ)
MY=MY0*S/(KX+S)
SI=S1+S2*SIN(0.262*T)
DCX=(DR*GAM-D-DR+MY-DX)*CX
DS=D*(SI-S)-MY*CX/YX
DCZ=D*(CZ1-CZ)+DR*CZ*(GAM-1)+YZ*DX*CX
DBUFF=0.001*(CX*(Q+QR)-EF*CX*(Q-W*Q)-(QR+W*Q)*GAM*CX)
MY0:0.2
KX:200
DX:0.005
YX:0.5
YZ:0.25
CZ1:100
S1:200
S2:0
Q0:720
Q1:0
W:0
EF:0.046362
QR2:252.0
SL:2.0
V:4320
R:0.35
CX:1242
S:13.36
CZ:2512
BUFF:0
END

```

## SUBROUTINE SEDI

```

DIMENSION C(10),DC(10),CI(10)
DIMENSION GS(10),GMIN(10)
COMMON /DESTIN/ IDUM, IPART

```

```

GO TO (1,2,3,4,5,6,7,8) , IPART

```

```

CALL IDENT('CONT','SEDI')
RETURN

```

```

CALL INPUT(Q,'Q')
CALL INPUT(QR,'QR')
CALL INPUT(CIN,'CIN')
CALL OUTPUT(CB,'CB')
CALL STATEV(C,10,'C')
CALL DERV(DC,10,'DC')
CALL INITV(CI,10,'CI')
CALL VARV(GS,10,'GS')
CALL VARV(GMIN,10,'GMN')
CALL PAR(ALFA,'ALFA')
CALL PAR(BETA,'BETA')
CALL PAR(ASEP,'ASEP')
CALL PAR(QW,'QW')
CALL PAR(EFF,'EFF')
CALL PAR(ZBOTT,'ZBOTT')
CALL PAR(ZM,'ZM')
CALL PAR(ZTOP,'ZTOP')
CALL VAR(VS,'VS')
RETURN

```

```

KONSTANTER
ALFA=0.002
ASEP=500.0
BETA=3.2E-4
QW=0.0
EFF=0.046362
ZBOTT=0.2
ZM=0.2
ZTOP=0.2
CI(1)=1362
CI(2)=1362
CI(3)=1362
CI(4)=1362
CI(5)=1362
CI(6)=5445
CI(7)=8185
CI(8)=10028
CI(9)=11705
CI(10)=13982
RETURN

```

```

RETURN

```

```

OUTPUT

```

```

VS=(QR+QW)/ASEP

```

```

DO 51 J=1,10

```

```

GS(J)=3600.0*ALFA*C(J)*EXP(-BETA*C(J))

```

```

DO 52 J=1,9

```

```

GMIN(J)=MIN1(GS(J),GS(J+1))

```

```

FLIN=((Q+QR)-(Q-QW)*EFF)*CIN-(QR+QW)*C(1)/ASEP

```

```

DC(1)=(FLIN-GMIN(1))/ZTOP

```

```

DO 53 J=2,9

```

```
53      DC(J)=(VS*(C(J-1)-C(J))+GMIN(J-1)-GMIN(J))/ZM  
      CONTINUE  
      DC(10)=(VS*(C(9)-C(10))+GMIN(9))/ZBOTT  
      CB=C(10)  
      RETURN  
C  
6      RETURN  
C  
7      RETURN  
C  
8      RETURN  
C  
      END
```

```
CONNECTING SYSTEM SECO  
"DETTA PROGRAM KNYTER IHOP PROGRAMMEN  
"M4 OCH SEDI  
TIME T  
Q[SEDI]=Q[M4]  
QR[SEDI]=QR[M4]  
CIN[SEDI]=CIN[M4]  
CB[M4]=CB[SEDI]  
END
```