

# NITRIFIKATION I BIOBÄDD

*Adsorption av ammonium i pilotanläggningarna vid Sjölundaverket*

Torsten Wik  
Institutionen för reglerteknik  
Chalmers Tekniska Högskola  
S-412 96 Göteborg

5 mars 1998

## Förord

I den här rapporten presenteras och analyseras försök som utfördes i januari 1998 på Sjölundaverket i Malmö. Försöken är en del i en större studie av dynamiken i nitrifierande biobäddar, och kan ses som ett komplement till försök som tidigare utförts på Sjölundaverket och på Ryaverket i Göteborg.

Huvudsyftet med studien av nitrifierande biobäddar är att finna modeller som beskriver hur utgående koncentrationer beror på inkommande koncentrationer, flöden och vattentemperatur. Förhoppningsvis skall dessa modeller kunna ge ökad förståelse för processen och kunna användas som underlag för att förbättra driften av anläggningar som använder sig av biobäddar.

Jag vill tacka alla som varit inblandade i dessa försök och försöken som utfördes i maj förra året på Sjölundaverket. Särskilt tack till utvecklingschef Henrik Aspegren på VA-verket Malmö, för diskussioner och intresse samt för att ha gjort försöken möjliga att genomföra, Ann Mari Thorner och Lennart Johansson på Vattenlaboratoriet, VA-verket Malmö, som analyserat proverna och besvarat alla mina besvärliga förfrågningar om analyserna, Ingemar Söderlindh som hjälpt till vid försöken, och Gunbritt Dittmer, för all hjälp i labbet på verket.

Jag vill även tacka Miljösektionen CTH/GU, som finansierat mina utgifter i samband med försöken, och GRYAAB för att ha skänkt provtagningsflaskor.

Torsten Wik

Göteborg i mars 1998

## Sammanfattning

Puls och stegsvarsförsök utfördes våren 1997 på de nitrifierande biobäddarna i pilotskala på Sjölundaverket för att studera deras snabba dynamik. Försöken indikerade att ammonium adsorberades i biofilmen. I denna rapport presenteras försök som utfördes i januari 1998 för att: (i) se om resultaten var reproducerbara; (ii) få ytterligare stöd för att ammonium adsorberas; (iii) undersöka om mängden adsorberat ammonium kan uppskattas genom att tillsätta kaliumklorid; (iv) se om dynamiken vid stegminskningar skiljer sig nämnvärt från dynamiken vid stegökningar. För att analysera försöken har den modell som tidigare använts utökats för att även kunna modellera första ordningens adsorption m a p ammoniumhalt. På samma sätt som tidigare används pulssvarsexperiment, med LiCl som spårämne, för att kalibrera modellen till anläggningen.

Efter pulssvaret genomfördes ett försök där inkommande ammoniumhalt och alkalinitet ökades samtidigt som flödet och inkommande totalhalt löst kväve (nitrit, nitrat och ammonium) var konstanta. Resultaten överensstämmer med mätningarna från motsvarande försök i maj 1997: Ammoniumhalten ökar märkbart långsammare än vad den uppmätta uppehållstidsfördelningen motiverar och utgående totalhalt löst kväve minskar kraftigt under en övergångsperiod efter steget, vilket indikerar en ackumulation av kväve i bädden. Denna gång uppmättes även alkaliniteten. Mätningarna visar att utgående alkalinitet ökar snabbare än ammoniumhalten vilket ytterligare stödjer teorin om adsorption genom att ändringar i alkaliniteten teoretiskt orsakas av nitrifikationen. Simulerade utgående halter av ammonium, nitrit, nitrat och alkalinitet följer de uppmätta halterna ganska väl. Dock är de uppmätta halterna av nitrat något lägre än de simulerade och alkaliniteten något högre efter stegökningen. Likaså utgående totalhalter löst kväve ligger lägre än de simulerade och lägre än inkommande halter efter steget. Detta tyder på att en viss denitrifikation sker efter ökningen, vilket i sin tur kan förklaras av att syrehalten minskar i biofilmen då belastningen ökar.

Ett omvänt försök där ammoniumhalten och alkaliniteten minskades istället visade att insvägningsförloppet för utgående ammoniumhalt då var snabbare än förloppet var vid stegökningen. Utgående totalhalt kväve ökade också under en period efter stegminskningen till att bli högre än inkommande halt, vilket kan förklaras desorption av ammonium. Då transienterna avklingat försvinner skillnaden mellan inkommande och utgående totalhalt kväve, vilket tyder på att denitrifikationen upphör, eller i alla fall minskar kraftigt, då belastningen minskar. Även för detta försök var överensstämmelsen mellan simulerade halter och uppmätta utgående halter bra.

Ett försök där löst kaliumklorid tillsattes under en halvtimme genomfördes för att avgöra om kalium jonbyter med adsorberat ammonium. Uppmätta utgående halter ammonium visar på en viss ökning efter tillsättnings början och en tendens till minskning efter det att tillsättningen upphör. Förändringarna är dock så små i förhållande till variansen i mätningarna att de ej kan användas för att uppskatta mängden adsorberat ammonium. Högre halter kaliumklorid bör heller ej användas då det kan förväntas påverka nitrifierarna och andra organismer i bädden.

I rapporten presenteras även några mätningar av bulkvolymen vatten i bädden för några olika flöden. Enligt mätningarna ökar bulkvolymen nästan linjärt med flödet och volymen överensstämmer väl med den bulkvolym som, m h a modellen, skattas från pulssvaren.

# Innehåll

<b>Inledning</b>	<b>1</b>
<b>Beskrivning av anläggningen</b>	<b>2</b>
<b>Utförande av försöken</b>	<b>3</b>
<i>Pulssvarsförsök</i> . . . . .	4
<i>Stegökning i inkommande ammoniumhalt</i> . . . . .	4
<i>Stegminskning i inkommande ammoniumhalt</i> . . . . .	4
<i>Tillsättning av kaliumklorid</i> . . . . .	4
<b>Modellering</b>	<b>5</b>
<b>Resultat</b>	<b>7</b>
<i>Pulssvarsförsök</i> . . . . .	7
<i>Stegökning i inkommande ammoniumhalt</i> . . . . .	8
<i>Stegminskning i inkommande ammoniumhalt</i> . . . . .	11
<i>Tillsättning av kaliumklorid</i> . . . . .	14
<i>Jämförelser med försöken i maj</i> . . . . .	15
<b>Diskussion och slutsatser</b>	<b>18</b>
<b>Referenser</b>	<b>20</b>
<b>Appendix</b>	<b>21</b>
Kalibrering av pumparna . . . . .	21
Data från pulssvarsexperimenten . . . . .	23
Data från stegökningen i inkommande ammoniumhalt . . . . .	24
Data från stegminskningen i inkommande ammoniumhalt . . . . .	26
Data från tillsättningen av KCl . . . . .	28
Uppskattning av bulkvolym . . . . .	30

## Inledning

Den 12:e och 13:e maj 1997 utfördes pulssvarsförsök med spårämne och försök med stegökningar i ammoniumbelastningen in till en nitrifierande pilotskalebädd på Sjölundaverket (Wik 1997b). Syftet var att studera den snabba dynamiken i nitrifierande biobäddar. Samma typ av försök utfördes några år tidigare på en liknande pilotanläggning vid Ryaverket i Göteborg. Uppmätta data från de försöken kan beskrivas av en ganska enkel fysikalisk modell. En av anledningarna med försöken i maj var att se om samma modell även kunde användas för anläggningarna på Sjölundaverket. Simuleringar med modellen, kalibrerad till biobädden på Sjölundaverket, stämde dock sämre med försöken som utfördes där än med motsvarande försök på Ryaverket.

Två typer av observationer indikerar att avvikelsen berodde på att ammonium adsorberas på och i biofilmen:

- Två försök med stegökningar i ammoniumbelastning utfördes, ett där flödet ökades under konstant inkommande ammoniumhalt och ett där inkommande ammoniumhalt ökades under konstant flöde. För båda dessa försök indikerar en massbalans för löst kväve ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  och  $\text{NO}_3^-$ ) att antingen ackumulerades mer kväve i bädden under en period efter stegökningen eller så avgick kväve i någon form som proverna ej analyserades med avseende på.
- Ökningen i utgående ammoniumhalt efter stegökningarna var långsammare än vad modellen gav och även långsammare än vad pulssvaren indikerade (stegsvar brukar bete sig som integralen av pulssvar). Snabbheten i ökningarna i utgående nitrithalt stämde bättre med simuleringar än vad ökningarna i ammoniumhalt gjorde. Om ammonium adsorberas på och i biofilmen och mängden ammonium som adsorberas ökar med ökande koncentration i vattnet kan det vara orsaken till dessa observationer. Sådan adsorption av ammonium på aktivslam-flockar har observerats av Per Halkjaer Nielsen vid Ålborg Universitet (Nielsen 1996).

Bortsett från ett intresse av ren grundforskningskaraktär har en eventuell adsorption/desorption även praktisk betydelse som beror på att adsorptionen/desorptionen gör att de transienta förloppen efter ändrade inkommande flöden eller ammoniumkoncentrationer blir långsammare:

- Mätningar av (stationära) nitrifikationshastigheter bör göras långt efter det att förhållandena för bädden har ändrats. För försöken som utfördes i maj stabiliserades de utgående koncentrationerna först efter ca en halvtimme efter stegökningarna. Studierna av Nielsen (1996) på aktivt slam indikerar att desorption av ammonium är betydligt långsammare än adsorption. Om så skulle vara fallet även här innebär det att det tar ännu längre tid innan koncentrationerna stabiliserar sig efter en minskning i ammoniumbelastning.
- Vid en eventuell reglering baserad på modeller av biobäddar bör modellen ta hänsyn till eventuella effekter av adsorption och desorption.

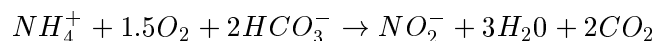
Följande uppföljningsförsök utfördes den 13:e och 14:e januari 1998 för att vidare undersöka om ammonium adsorberas:

1. Ett pulssvarsförsök, med litiumklorid som spårämne, vid det flöde som används i samtliga försök.

Detta försök behövs för att kalibrera en modell av biobädden och för att få en experimentell jämförelse mellan stegsvar och pulssvar.

2. En stegökning i inkommande ammoniumhalt med konstant flöde och konstant koncentration löst kväve. Detta försök skulle visa om motsvarande försök i maj var reproducerbart.

Ammonium oxideras i två steg, där alkaliniteten kommer in i det första:



Om inget ammonium adsorberas borde halten  $HCO_3^-$  ha ungefär samma transienta förlopp som ammoniumhalten. I det fall ammonium adsorberas (men inte  $HCO_3^-$ ) borde det transienta förloppet för alkaliniteten vara snabbare än det för ammonium.

3. En stegminskning i inkommande ammoniumhalt med konstant flöde och konstant koncentration löst kväve.

Detta försök visar på skillnader i transienta förlopp mellan stegökning och stegminskning. Om ammonium desorberas långsammare när bulkkoncentrationen minskar än det adsorberas när koncentrationen ökar blir de transienta förloppen olika till sin karaktär. Först borde ammoniumhalten minska snabbare än det ökar vid en stegökning och sedan borde koncentrationen sjunka långsammare innan den till slut stabiliserar sig.

Om massbalansen för löst kväve över bädden visar på en något högre koncentration i utflödet än i inflödet under en tid efter stegminskningen visar detta att kväve finns lagrat (adsorberat) i bädden.

4. Ett försök där kaliumklorid tillsattes under en halvtimme.

Huvudsyftet med detta försök var att se om man på detta sätt kan avgöra om ammonium adsorberats, och i så fall få en uppskattning på hur mycket ammonium som finns adsorberat. Om ammonium finns adsorberat bör det kunna jonbyta med  $K^+$  - joner p s s som observerats för aktivt slam.

Förutom dessa försök gjordes även uppskattningar av vattenvolymer i biobäddarna för några olika flöden för att kunna jämföra dessa med volymer uppskattade genom att anpassa modellen av biobädden till uppmätta pulssvar.

## Beskrivning av anläggningen

Två likadana biobäddar, som benämns BB1 och BB2 i denna rapport, i pilotskala finns vid Sjölundaverket (Andell *et al.* 1993, Aspegren och Andersson 1994). Dessa har varit i drift under ett flertal år med inkommande vatten från verkets utgående vatten, och har en väl utvecklad nitrifierande biofilm. Varje bädd är cirkulär och flödet fördelas över bäddmaterialet med en tvåarmad roterande spridare. Möjlighet att parallellkoppla, seriekoppla och/eller använda recirkulation finns.

Följande data gäller för (en) biobädd:

Specifik area	145 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>
Höjd bäddmaterial	3.6 m
Innerdiameter	3 m
Total area biofilm	3690 m <sup>2</sup> (baserat på 145 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )
Spridarhastighet	0.5 rpm

Bäddmaterialet är MUNTERS PLASdek B 19, ett korsflödes bäddmaterial där vinkeln mot horisontalplanet är 60°. Enligt tillverkaren är den specifika arean 157 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, men tidigare har de angivit 140 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Den ovan angivna specifika arean är en kompromiss som använts i denna rapport och i rapporten över försöken som utfördes i maj.

I tabell 1 presenteras de dagliga mätningar som gjordes på inkommande vatten till bäddarna (utgående från eftersedimenteringen på verket) under provdagarna. I tabellen finns även inlagda de värden som mättes upp vid stegsvarsförsöken som utfördes på Ryaverket.

Tabell 1: *Koncentrationer i inkommande vatten till bäddarna*

	Sjölunda		Sjölunda		Rya	
	970512	970513	980113	980114	950615	960616
Temperatur (°C)	15.5	15.5	14.8	14.8	10.1	10.1
Total N (mg/l)	17.3	19.8	-	16.5	-	-
COD ofiltrerat (mg/l)	51	55	-	61	48	-
COD filtrerat (mg/l)	39	48	-	56	-	-
Alkalinitet (mg HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /l)	265	327	361	374	218	204
pH	7.95	7.9	7.65	7.75	7.49	-
Fe (mg/l)	0.78	0.53	-	-	-	-
SS (mg/l)	10	13	12	15	57.3	-
Total P ofiltrerat (mg/l)	0.16	0.04	0.18	0.24	-	-
Total P filtrerat (mg/l)	0.04	0.05	0.10	0.08	0.13	-
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	15.4	19.5	16.8	14.9	21.3	17.9
NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02
NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	0.1	0.3	0.01	0.01	0.04	-

## Utförande av försöken

Innan försöken utfördes uppmättes den 12:e januari en pumpkurva (flöde mot frekvens) för den frekvensstyrda pumpen till BB2, d v s biobädden över vilken mätningarna gjordes. Detta skedde genom att först ställa in en frekvens. Sedan, när flödet stabiliserats, stoppades inflödet till uppsamlingskärlet för inkommande vatten och tiden för en viss volymminskning i kärlet noterades. De uppmätta värdena stämde väl överens med det linjära förhållande mellan frekvens och flöde som uppmättes i maj 1997. Resultaten finns presenterade i appendix.

Samtliga försök utfördes sedan på BB2 med pumpfrekvensen 40 Hz vilket motsvarar ett flöde på  $33 \text{ m}^3/\text{h}$ .

### *Pulssvarsförsök*

Pulssvarsförsöket utfördes genom att löst LiCl tillsattes m h a en 60 ml spruta som försetts med en tunn slang vilken fördes ned i en ventil på sugsidan av pumpen. Prover togs sedan från en provtagningskran i utflödet med täta intervall i 100 ml provflaskor.

### *Stegökning i inkommande ammoniumhalt*

Stegökningen i inkommande ammoniumhalt åstadkoms genom att först låta bäddarna arbeta i serie (BB1 vid 44.3 Hz och BB2 vid 40 Hz) och sedan ändra till parallellkoppling genom att först öppna ventilen för inkommande till BB2 och sedan stänga flödet från BB1. Omställningen tog några sekunder.

Proverna som togs av inkommande och utgående vatten, både före och efter ändringen, analyserades m a p  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$  och  $\text{NO}_x^-$  ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) och alkalinitet (molekv  $\text{HCO}_3^-$ ). De presenterade halterna av nitrat har bestämts som differensen mellan nitritmätningarna och de för nitrit och nitrat.

Observera att detta sätt att öka halten inkommande ammonium även medför kraftiga stegändringar i inkommande nitrathalt (sänkning), nitrithalt (sänkning) och alkalinitet (ökning).

### *Stegminskning i inkommande ammoniumhalt*

Detta försök utfördes på liknande sätt som stegökningen, fastän omvänt. Från att ha haft biobäddarna parallellkopplade ändrades de till att arbeta i serie. Proverna analyseras m a p ammonium och  $\text{NO}_x^-$ .

### *Tillsättning av kaliumklorid*

Inkommande ammoniumhalt i detta försök hölls på den höga nivån för att inte nitrifikationen skulle vara fullständig. I så fall skulle förmodligen allt desorberat ammonium nitrifieras och utgående ammoniumkoncentration förbli i stort sett oförändrad.

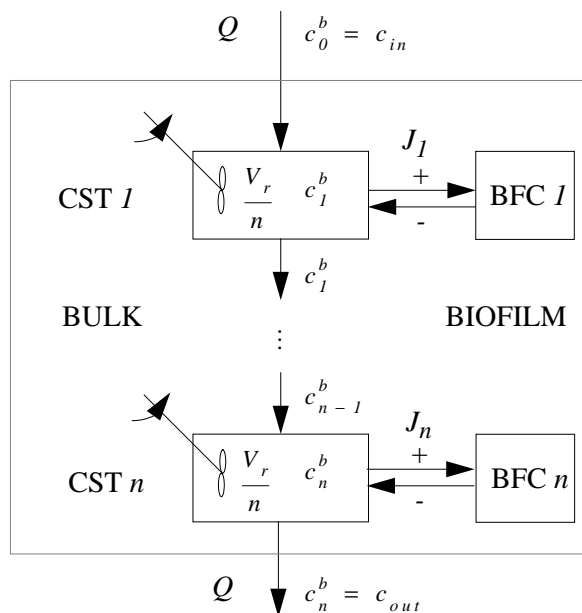
Snittkoncentrationen i bulken var ungefär  $0.7 \text{ mmol NH}_4^+$ . Koncentrationen kaliumjoner bör därför vara minst så hög för att ett märkbart jonbyte skall äga rum. För att inte salthalten skall bli alltför hög, och därigenom påverka nitrifierarna, finns det dock en gräns för hur mycket KCl som kan tillsättas. Kaliumkloriden löstes till en koncentration av  $220 \text{ g KCl/l}$  och tillsattes med en doseringspump på sugsidan av pumpen till biobädden under 30 minuter. Doseringspumpens flöde var  $0.516 \text{ l/min}$  vilket innebär att koncentrationen KCl i bulkflödet var  $206.4 \text{ mg/l}$ , d v s  $2.77 \text{ mmol K}^+/\text{l}$ . Denna koncentration är så låg att den inte skall påverka nitrifierarna.



Prover på inkommande och utgående vatten togs innan, under och efter tillsättningen och analyserades m a p ammonium och  $\text{NO}_x^-$ .

## Modellering

Ett sätt, som använts i ett flertal studier (Wanner och Gujer 1984, Gujer och Boller 1986, Wik och Lindeborg 1994, Wik *et al.* 1995, Wik 1997*a*, Vayenas och Lyberatos 1994, Vayenas *et al.* 1997), att modellera en biobädd är att dela upp den i en serie av  $n$  idealt omrörda tankreaktorer (CSTR), vardera med volymen  $V_r/n$  där  $V_r$  är den totala volymen bulkvatten i bädden. En naturlig fortsättning är att modellera varje CSTR som en idealt omrörd tank (CST) där innehållet är i kontakt med en plan biofilm med arean  $A_r/n$ , där  $A_r$  är den totala ytan biofilm i bädden. Mellan bulken och biofilmen sker ett massflöde  $J$  av substrat (ammonium, syre etc). I figur 1 illustreras denna modellansats.



Figur 1: Illustration av modellstrukturen.

Vi gör följande antaganden:

- Biofilmen har en tjocklek  $L$  och en volymandel  $\epsilon$  av vatten i hela bädden.
- Koncentrationerna  $c$  av substrat i biofilmen varierar kontinuerligt med djupet i biofilmen.
- Diffusionen sker enligt Ficks lag med konstanta värden på diffusionskoefficienterna  $D$  (80% av värdet i vatten).
- Diffusionsmotståndet mellan biofilmen och bulken är försumbart.
- Bulken är mättad med syre.

- Ammonium adsorberas i biofilmen i en mängd som är proportionell mot ammoniumkoncentrationen.
- oxidationen av ammonium sker i två steg där *nitrosomonas* först oxiderar ammonium till nitrit enligt (Wezernak och Gannon 1967)



och *nitrobacter* sedan oxiderar nitriten vidare till nitrat enligt



Substraten som modelleras är de som ingår i reaktionsuttrycken ovan. Dessa betecknas med index  $i = \{\text{O}_2, \text{NH}_4, \text{HCO}_3, \text{NO}_2, \text{NO}_3\} = \{1, 2, 3, 4, 5\}$ , och tankarna betecknas med index  $j = 1, 2, \dots, n$ .

Om vi kallar bulkkoncentrationerna för  $c^b$  och koncentrationerna i biofilmen för  $c$  ger en massbalans över varje CST för alla substraten utom syre, som har mättnadskoncentration:

$$\frac{V_r}{n} \frac{d}{dt} c_{i,j}^b = Q(c_{i,j-1}^b - c_{i,j}^b) - \frac{A_r D_i}{n} \left[ \frac{\partial c_{i,j}}{\partial x} \right]_{x=L}$$

där  $Q$  är flödet genom bädden,  $x$  är avståndet från biofilmens underlag och den sista termen är flödet  $J_j$  av substrat  $i$ , se figur 1.

En massbalans över ett segment  $dx$  biofilm ger för för alla substraten utom ammonium ( $i = 2$ )

$$\epsilon \frac{\partial c_{i,j}}{\partial t} = D_i \frac{\partial^2 c_{i,j}}{\partial x^2} - r_i(x, c_j), \quad 0 < x < L$$

där  $r$  är den specifika reaktionshastigheten.

Genom att ammonium adsorberas blir massbalansen något annorlunda för  $i = 2$ . Om adsorptionskoefficienten betecknas  $k$  blir förändringen av mängden adsorberat ammonium i biofilmen  $\partial(kc_{2,j})/\partial t$ . Det ger följande massbalans för ammonium

$$(\epsilon + k) \frac{\partial c_{2,j}}{\partial t} = D_2 \frac{\partial^2 c_{2,j}}{\partial x^2} - r_2(x, c_j), \quad 0 < x < L.$$

Redan ur denna ekvation framgår att dynamiken för ammonium blir långsammare p g a adsorptionen genom att den karakteristiska tiden för denna ekvation är proportionell mot  $\epsilon + k$  i stället för  $\epsilon$  om ingen adsorption modelleras.

Randvillkoren för massbalanserna följer av att inget substrat diffunderar genom underlaget och att det inte finns något diffusionsmotstånd mellan biofilm och bulk:

$$\left[ \frac{\partial c_{i,j}}{\partial x} \right]_{x=0} = 0, \quad c_{i,j}(L, t) = c_{i,j}^b(t).$$

För syre blir randvillkoret vid biofilmens yta  $c_{1,j} = c_{\text{O}_2}^{\text{sat}}$ .

Reaktionshastigheterna modelleras som IAWQ:s modell för aktivt slam, d v s hastigheten för reaktion(1) är

$$r_{ns} = X_{ns} \frac{\mu_{ns}}{Y_{ns}} \frac{c_1}{k_1 + c_1} \frac{c_2}{k_2 + c_2}$$

och för reaktion (2)

$$r_{nb} = X_{nb} \frac{\mu_{nb}}{Y_{nb}} \frac{c_1}{k_3 + c_1} \frac{c_4}{k_4 + c_4},$$

där  $X$  är bakteriekoncentrationerna i biofilmen,  $\mu$  är bakteriernas maximala tillväxthastighet,  $Y$  är utbyteskoefficienterna och  $k_i$  är Monod-mättnadskonstanter.

Den specifika reaktionshastigheten  $r_i$  för varje substrat får man genom att multiplicera de stökiometriska koefficienterna i (1) och (2) med reaktionshastigheterna ovan.

De flesta värdena för parametrarna i modellen har tagits från litteraturen. Dessa framgår av tabell 2. Bakteriekoncentrationerna sattes till  $X_{ns} = 4400$  gCOD/m<sup>3</sup> och  $X_{nb} = 900$  gCOD/m<sup>3</sup> så att de stationära utgående koncentrationerna av ammonium och nitrit skulle överensstämma med de uppmätta. Proportionerna mellan koncentrationen *Nitrosomonas* och *Nitrobacter* stämmer bra med de förhållanden som erhållits vid simuleringar av nitrifierande biofilmer (Wik och Breitholtz 1996). Adsorptionskoefficienten sattes till  $k = 0.5$ . Parametrarna  $V_r$ ,  $L$  och  $n$  bestäms genom minstakvadratanpassning av teoretiskt pulssvar till det uppmätta pulssvaret se nästa avsnitt.

Tabell 2: Modellparametrar vid 14.8° C

Parameter	Enhet	Värde	Beskrivning
$D_1$	m <sup>2</sup> /d	$1.46 \cdot 10^{-4}$	Diffusionskoefficient, syre
$D_2$	m <sup>2</sup> /d	$1.29 \cdot 10^{-4}$	Diffusionskoefficient, ammonium
$D_3$	m <sup>2</sup> /d	$0.79 \cdot 10^{-4}$	Diffusionskoefficient, alkalinitet
$D_4$	m <sup>2</sup> /d	$1.14 \cdot 10^{-4}$	Diffusionskoefficient, nitrit
$D_5$	m <sup>2</sup> /d	$1.14 \cdot 10^{-4}$	Diffusionskoefficient, nitrat
$\mu_{ns}$	1/d	0.465	Maximal tillväxthastighet, <i>Nitrosomonas</i>
$\mu_{nb}$	1/d	0.768	Maximal tillväxthastighet, <i>Nitrobacter</i>
$Y_{ns}$	gCOD/gN	0.15	Utbyteskoefficient, <i>Nitrosomonas</i>
$Y_{nb}$	gCOD/gN	0.04	Utbyteskoefficient, <i>Nitrobacter</i>
$k_1$	gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	0.4	Monod-mättnadskoefficient
$k_2$	gN/m <sup>3</sup>	1.0	Monod-mättnadskoefficient
$k_3$	gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	0.4	Monod-mättnadskoefficient
$k_4$	gN/m <sup>3</sup>	1.0	Monod-mättnadskoefficient
$\epsilon$	m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	0.3	Volymandel vatten i biofilmen

Modellekvationerna löses med en explicit Crank-Nicholson finita-differensalgoritm där biofilmen diskretiseras i 100 punkter och tidsstegen som tas är  $\Delta t = 0.001L^2\epsilon/D_1$  (dygn).

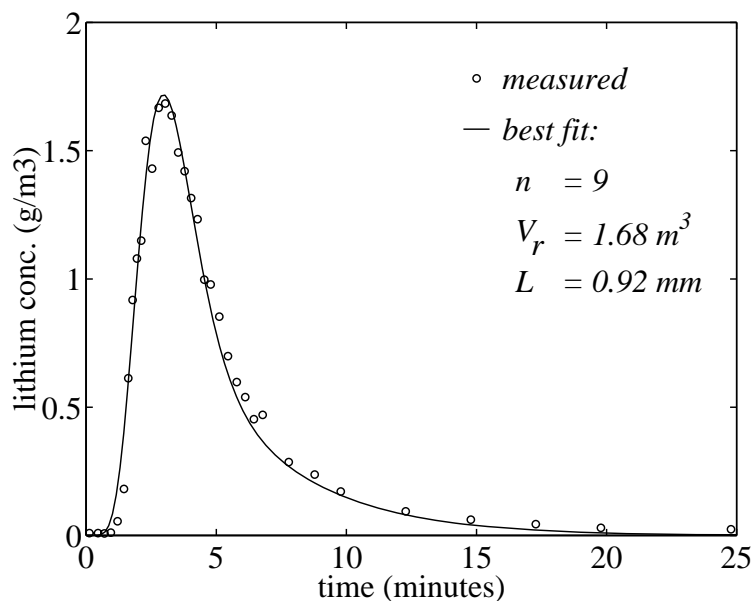
## Resultat

Resultaten av mätningarna presenteras endast grafiskt i detta avsnitt. I appendix finns värdena tabellerade tillsammans med några kommentarer. De grafiskt presenterade bilderna är kompen- serade för döttider i tilledningsrören, se appendix.

## Pulssvarsförsök

De uppmätta koncentrationerna från pulssvaret presenteras i figur 2. Integreras kurvan med trapetsmetoden och multipliceras med flödet får man 3.91 g ackumulerad litium som lämnar bädden. Baslösningen hade en uppmätt koncentration 54.9 gLi/l, vilket innebär att 3.29 g i så fall tillsattes. Utgår man i stället från den lösning som tillblandades (226.6 g LiCl i 0.5 l) borde koncentrationen varit ungefär 74.2 gLi/l vilket skulle gett 4.45 g tillsatt litium. Eftersom vatten binds till LiCl bör den korrekta koncentrationen vara lägre än 74.2 gLi/l, men så låg som 54.9 gLi/l verkar ej sannolikt.

Modellen som använts för att analysera de tidigare försöken på Sjölundaverket och försöken på Ryaverket användes för att anpassa simulerade data till det uppmätta pulssvaret. Tillsatt mängd litium antogs vara 3.91g. Resultatet finns presenterat i figur 2. Den skattade bulkvolymen  $V_r = 1.69 \text{ m}^3$  stämmer bra med den genom mätningar uppskattade volymen  $V_r = 1.59 \text{ m}^3$ , se appendix.

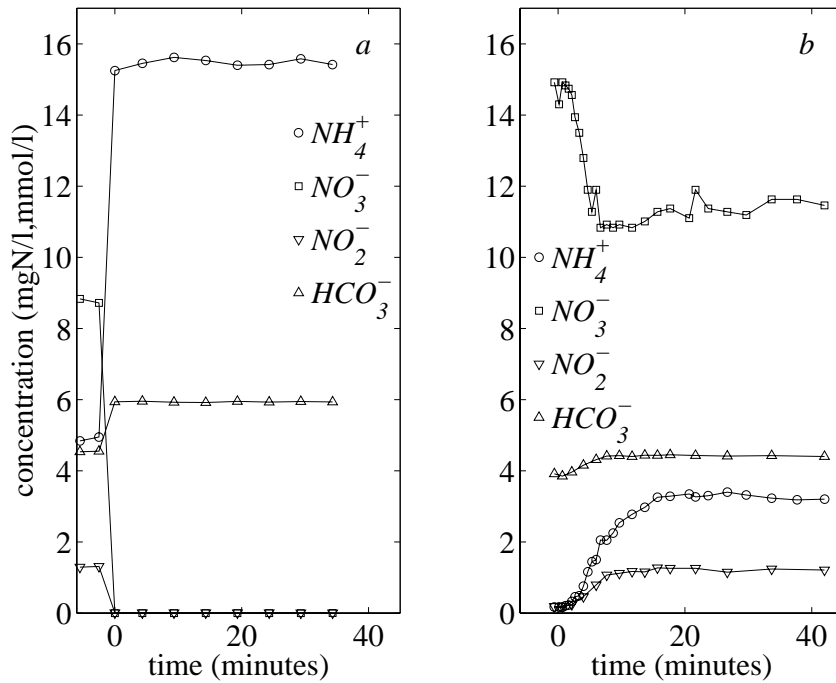


Figur 2: *Minstakvadratanpassning av simulerat pulssvar till uppmätt pulssvar.*

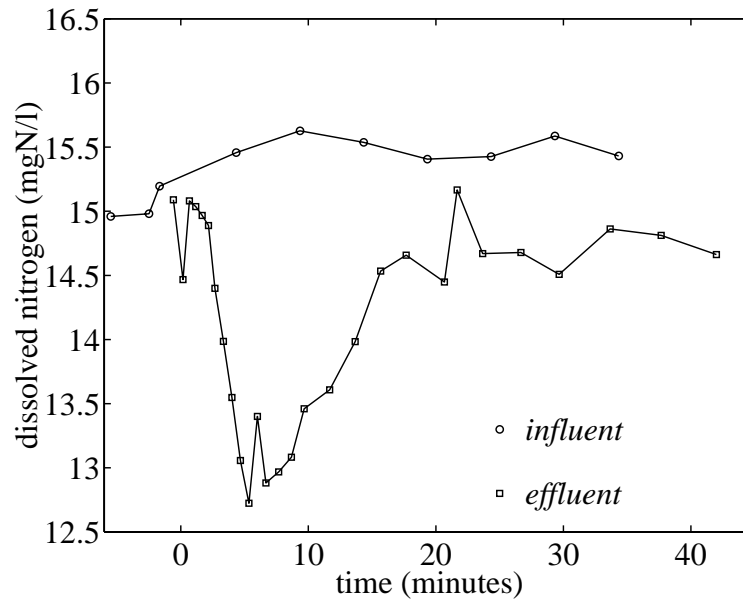
## Stegökning i inkommande ammoniumhalt

De uppmätta koncentrationerna presenteras i figur 3. Innan steget lades på var nitrifikationen i det närmaste fullständig med en utgående ammoniumhalt på 0.17 mgN/l. Skillnaden jämfört med motsvarande kurvor för stegökningen som genomfördes i maj är att de transienta förloppen är lite snabbare denna gång, vilket även gäller pulssvaret.

I figur 4 visas totalkoncentrationen löst kväve, definierat som  $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_x^-$ , i inkommande och utgående vatten under försöket. Precis som i försöken i maj sker det en minskning i mängden löst kväve i utgående vatten under en övergångsperiod efter stegändringen.

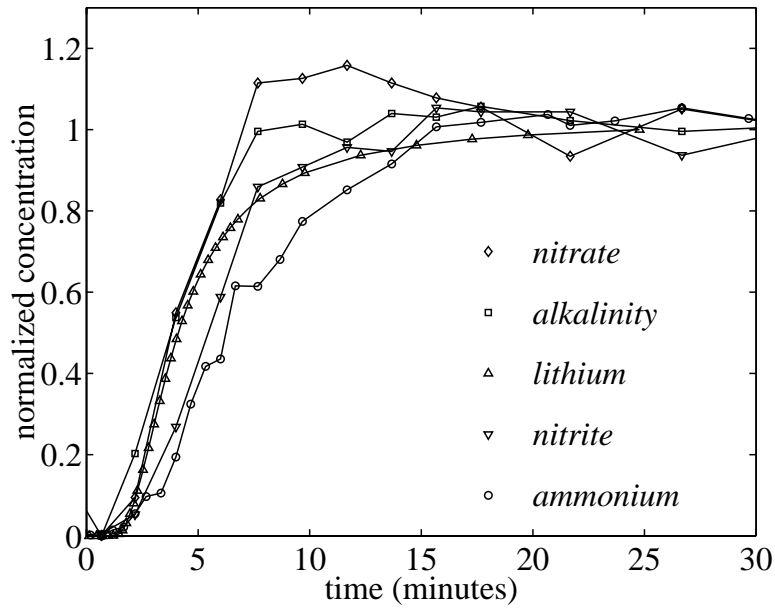


Figur 3: Uppmätta koncentrationer i inkommande (a) och utgående (b) vatten vid stegökningen i ammoniumhalt.

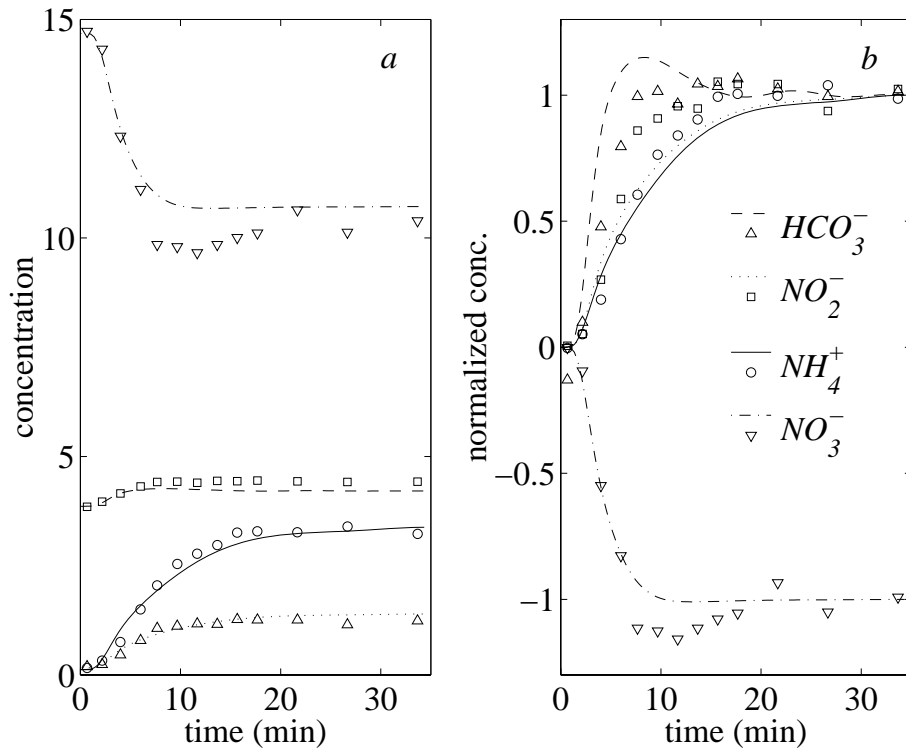


Figur 4: Totalkoncentration av löst kväve vid stegökningen i inkommande ammoniumhalt.

I figur 5 jämförs de normaliserade koncentrationerna av ammonium, nitrit och alkaliniteten i utgående vatten med det integrerade pulssvaret. Ur figuren framgår att det transienta förloppen för alkaliniteten och pulssvaret är liknande, medan förloppet för ammonium är klart långsammare. Enligt resonemanget i inledningen indikerar detta ytterligare att ammonium adsorberas.



Figur 5: Normaliserade transienta förlopp för pulssvaret och utgående koncentrationer vid stegökningen i inkommande ammoniumhalt.

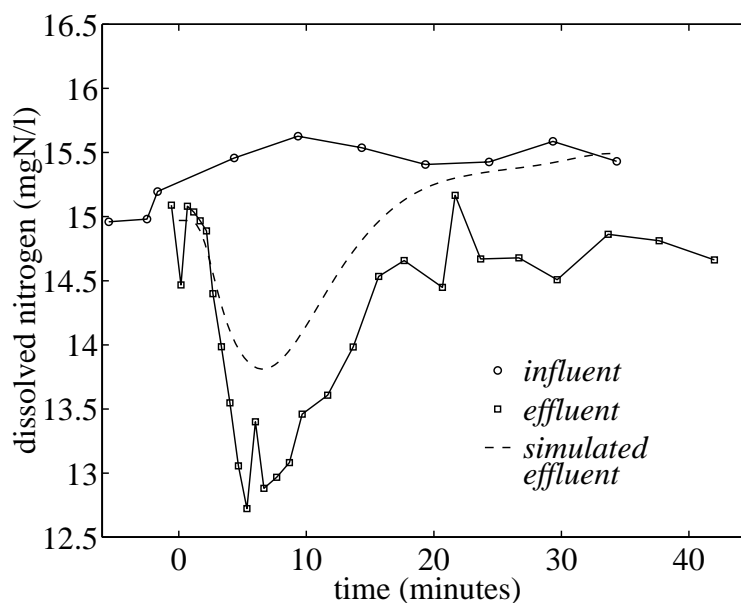


Figur 6: Uppmätta och simulerade utgående koncentrationer (a) och normaliserade responser (b) vid stegökningen i ammoniumhalt.

I figur 6a jämförs de uppmätta koncentrationerna med simulerade koncentrationer. Ur figuren framgår att modellen ganska väl beskriver förändringarna i utgående koncentrationer, både i absolut nivå och tid. Man kan dock notera att nivån för alkaliniteten då halterna stabiliserats underskattas och att motsvarande nitrathalt överskattas. Modellen ger stationärt samma halt löst totalkväve ut ur bädden som in till bädden. Ur figur 4 framgår dock att utgående halt är något lägre än inkommande halt efter steget. Genom att alkaliniteten höjs vid denitrifikation är en trolig förklaring till avvikelserna i alkalinitet och nitrathalt att det efter steget sker en viss denitrifikation i bädden. Detta kan i sin tur förklaras med att när belastningen ökar minskar syrehalten i biofilmen, vilket i sin tur gynnar denitrifierarna.

Jämförelsen mellan de normaliserade förloppen i figur 6b visar att modellen ger rätt ordning på hastigheten för de transienta förloppen. Alkaliniteten ökar snabbast, sedan nitrithalten och långsammast ökar ammoniumhalten, se även figur 5.

I figur 7 jämförs simulerad utgående halt totalkväve med den uppmätta. Den simulerade minskningen följer samma beteende som den uppmätta. Att simulerad halt är något högre än uppmätt efter steget, kan enligt det tidigare resonemanget förklaras av denitrifikation.



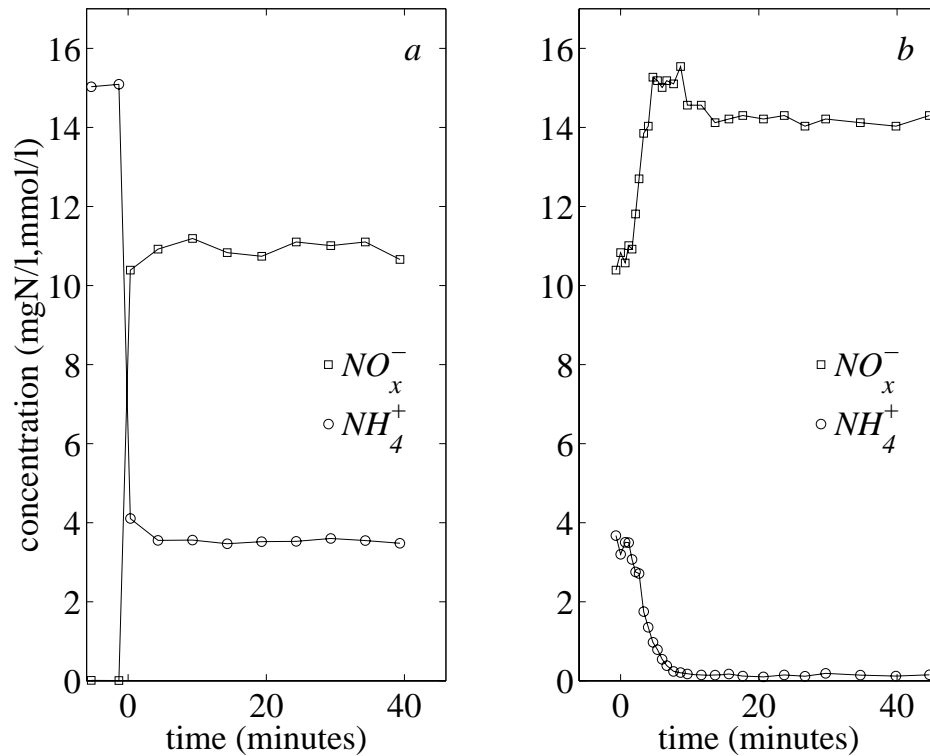
Figur 7: Simulerad och uppmätt totalkoncentration av löst kväve ( $NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-$ ) vid stegökningen i inkommande ammoniumhalt.

#### Stegminskning i inkommande ammoniumhalt

De uppmätta koncentrationerna från detta försök presenteras i figur 8. I figur 9 jämförs dessa med simulerade koncentrationer. I försöket mättes ej alkaliniteten eller nitritkoncentrationen. Alkaliniteten påverkar inte reaktionshastigheterna och kan därför bortses från vid simuleringen. Simulerade utgående koncentrationer är okänsliga för inkommande nitrithalt eftersom i stort sett all nitrit produceras och oxideras i biofilmen. Inkommande nitritkoncentration innan steget la-

des på sattes till 0.06 mgN/l, vilket var den koncentration som uppmättes i inkommande vatten efter försöket med stegökning. Eftersom inkommande vatten efter stegminskningen var utgående vatten från BB1 som belastats som BB2 i försöket med stegökning i ammoniumhalt sattes inkommande nitritkoncentration till 1.3 mgN/l, dvs den koncentration som fanns i utgående vatten efter stegökningen.

Jämförelsen med simuleringen visar att modellen ganska väl beskriver de dynamiska förloppen. Orsaken till att  $\text{NO}_x^-$  - halten är för hög innan steget beror på att totalhalten kväve var lägre i utgående än i inkommande vatten då. Detta orsakar också den överdrivna toppen i de normaliserade koncentrationerna.



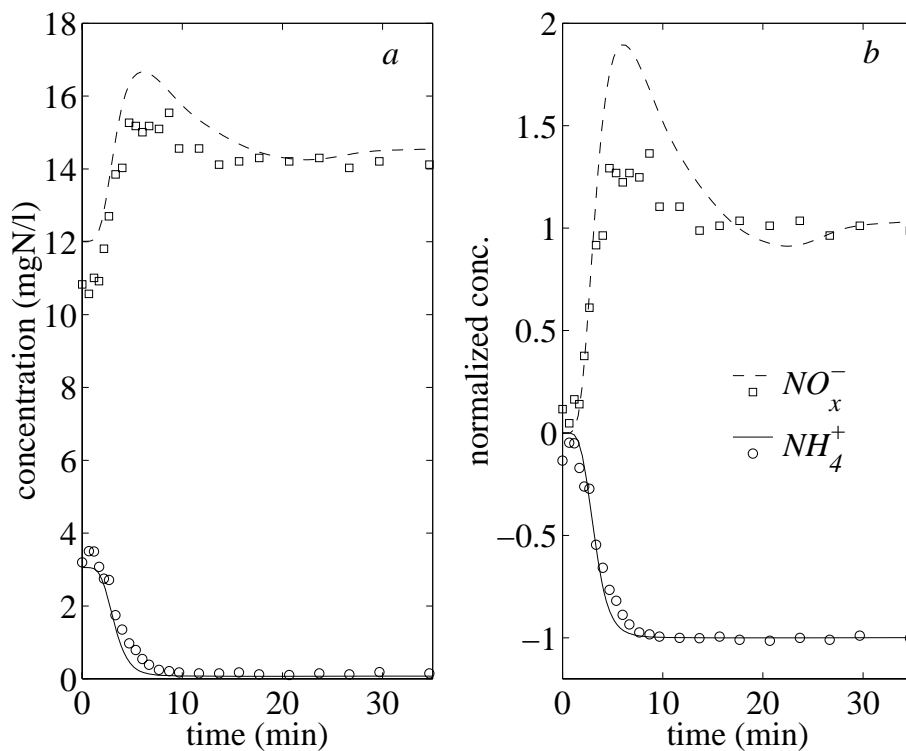
Figur 8: Uppmätta koncentrationer i inkommande vatten (a) och utgående vatten (b) vid stegminskningen i ammoniumhalt.

I figur 10 visas totalkoncentrationen löst kväve i inkommande och utgående vatten under försöket. Ur figuren framgår att utgående halt löst kväve är högre än inkommande halt efter minskningen. Enligt resonemanget i inledningen stödjer detta teorin att ammonium desorberas när ammoniumhalten i bulken minskar.

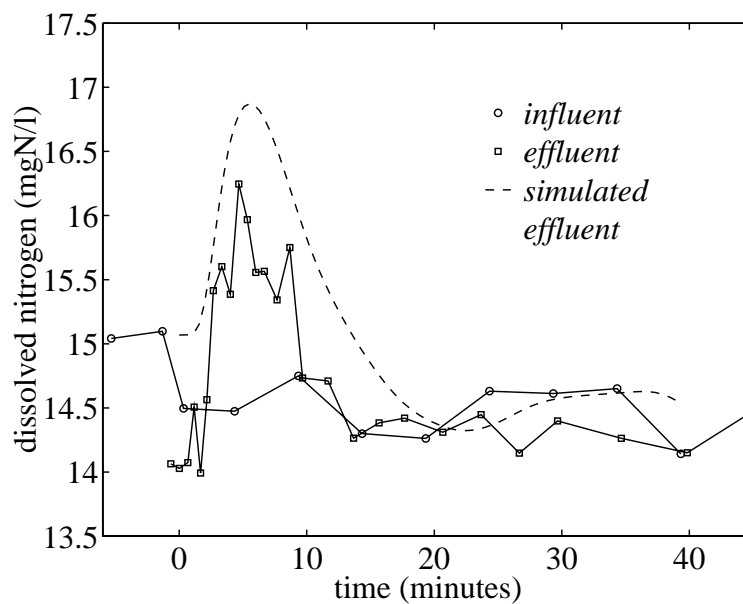
Från figur 6 och 9 framgår att de simulerade responserna för utgående ammoniumhalt är lite för långsamma vid stegökningen och lite för snabba vid stegminskningen. Med andra ord skulle en bättre överensstämmelse mellan simuleringar och mätdata fås om adsorptionskonstanten valdes lite mindre vid stegökningen och lite större vid stegminskningen.

I figur 11 jämförs de transienta förloppen i utgående ammoniumkoncentration vid stegminskningen och stegökningen. Ur figuren framgår att transienterna är snabbare vid stegminskningen.



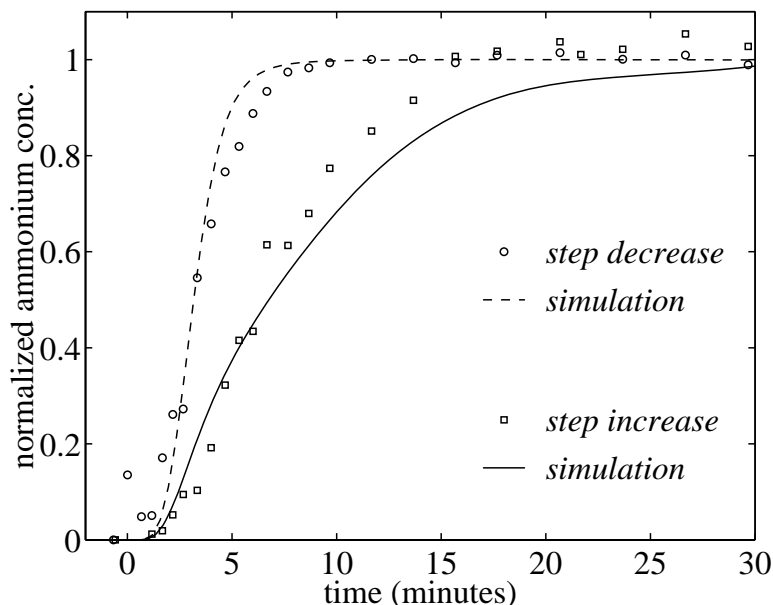


Figur 9: Uppmätta och simulerade utgående koncentrationer (a) och normaliserade responser (b) vid stegminskningen i ammoniumhalt.



Figur 10: Uppmätt och simulerad totalkoncentration av löst kväve vid stegminskningen i inkommande ammoniumhalt.

Genom att nitrifikationen är fullständig innan stegökningen blir det en fördröjning innan det sker en ökning i utgående ammoniumhalt. Detta förklarar dock inte den långsammare ökningen som sker sedan. Observera att även modellen ger en långsammare respons för stegökningen än för stegminskningen.

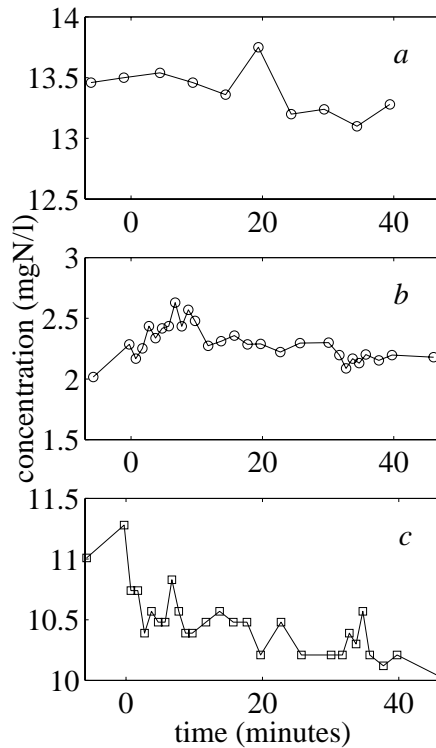


Figur 11: Normaliserade utgående ammoniumkoncentrationer vid stegökningen och stegminskningen.

### Tillsättning av kaliumklorid

De uppmätta koncentrationerna från detta försök presenteras i figur 12. Inkommande  $\text{NO}_x^-$ -halt visas ej då den var mindre än 0.005 mgN/l under hela försöket. Om de tillsatta kaliumjonerna jonbytte med adsorberat ammonium skulle ammonium frigöras och orsaka en ökning i utgående ammoniumhalt tills det att en ny jämvikt etablerats i mängden adsorberat ammonium. Efter det att tillsättningen upphört skulle sedan balansen förskjutas åter mot mer adsorberat ammonium vilket skulle orsaka en minskning i utgående ammoniumhalt. Till viss del stöds detta av resultaten i figur 12. Det sker en ökning i utgående ammoniumhalt efter tillsättningen ( $t = 0$ ). Den första mätningen tyder dock på att ökningen påbörjades redan innan tillsättningen startade. Man kan även utläsa en tendens till minskad ammoniumhalt efter det att tillförseln av KCl upphör efter 30 minuter.

I figur 13 framgår totalhalterna löst kväve under försöket. Inkommande halter ligger ca 0.5 mgN/l över utgående halter under hela mätperioden. Samma skillnad kunde observeras för mätningarna innan stegminskningen och för de sista mätningarna efter stegökningen. Orsaken kan inte vara kaliumkloriden eftersom skillnaden är den samma innan tillsättningen och efter tillsättningen. Förklaringar till kväveförlusten över bädden kan t ex vara oxidation till  $\text{N}_2\text{O}_2$  eller denitrifikation i de syrefria delarna av biofilmen.



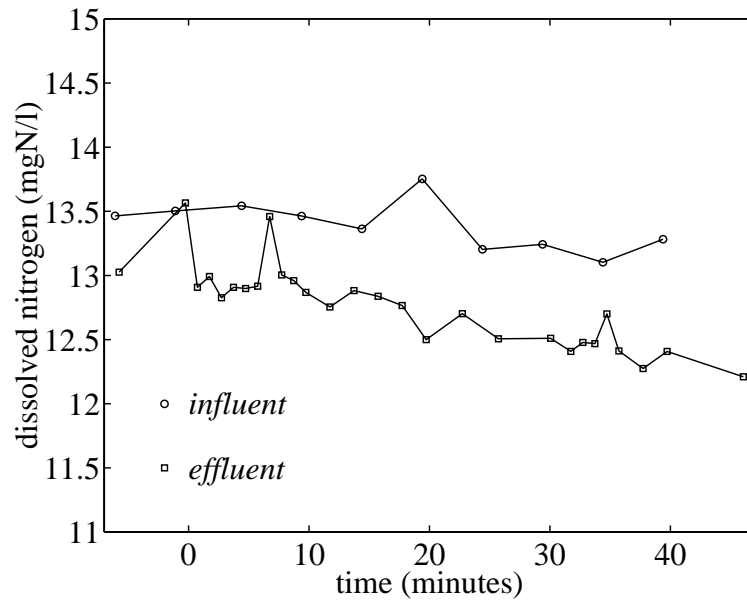
Figur 12: Uppmätta koncentrationer vid tillsättningen av  $KCl$  mellan 0 och 30 minuter: (a) inkommande ammonium, (b) utgående ammonium, (c) utgående  $NO_x^-$ .

Att totalhalten löst kväve i utgående vatten är relativt konstant efter tillsättningen talar mot det jonbytesförlopp som beskrevs innan eftersom det skulle orsaka en ökning i utgående totalhalt p g a desorptionen. Studerar man kurvorna för utgående halter i figur 12 ser man att ökningen i utgående ammoniumhalt direkt efter tillsättningen tas ut av en minskning i utgående  $NO_x^-$  - halt. Observera dock att det rör sig om små förändringar i halterna och att variationen i mätningarna av  $NO_x^-$  är kraftigare än de för ammonium.

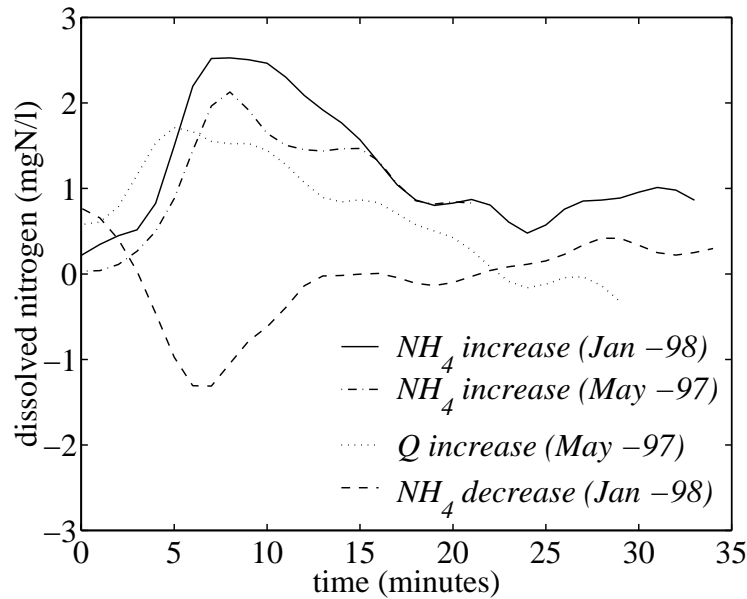
#### Jämförelser med försöken i maj

I figur 14 framgår differenserna i halterna löst kväve i inkommande och utgående vatten för både försöken i maj 1997 och de i januari 1998. Kurvorna är framtagna genom att först bestämma differensen mellan utgående koncentrationer och inkommande koncentrationer som linjärinterpolerats mellan mättillfällena. Dessa differenser har sedan medelvärdesbildats (glidande) för att göra kurvorna tydligare. Ur figuren framgår att differenserna beter sig liknande i de fall ammoniumbelastningen ökar. Differensen är något större då inkommande ammoniumkoncentration ökas än då flödet ökas. Halterna ammonium blir då större i hela bädden, vilket ger mer adsorberat ammonium.

Differensen i totalhalten löst kväve innan försöken och efter försöken skiljer sig något. Vid stegökningarna i ammoniumhalt ökar den och vid stegminskningen minskar den. Detta kan bero

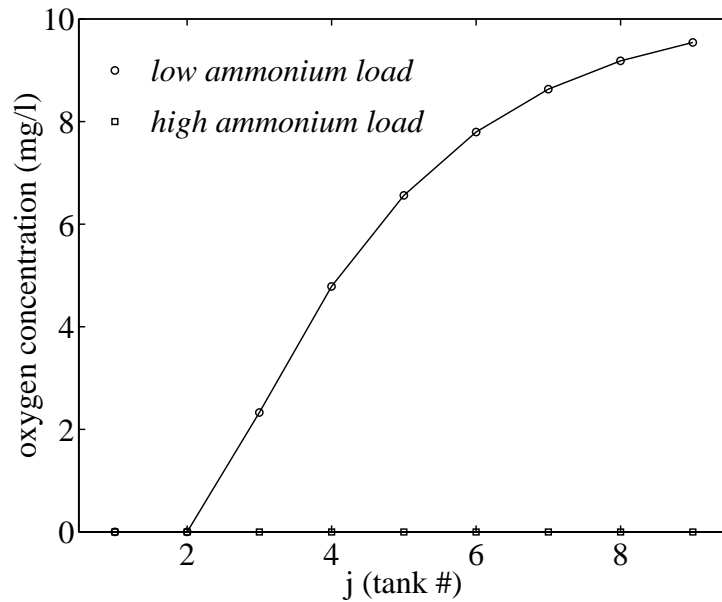


Figur 13: Totalkoncentration av löst kväve vid tillsättningen av KCl.



Figur 14: Differens i totalkoncentration av löst kväve mellan inkommande och utgående vatten.

på att den högre ammoniumhalten medför ökad syrebrist i biofilmen, vilket gynnar en eventuell denitrifikation. I figur 15 visas de lägsta syrekoncentrationerna i biofilmen, som alltid är vid underlaget  $x = 0$ , när inkommande ammoniumkoncentration är hög (ca 15 mgN/l) och när den är låg (ca 4 mgN/l). Vid den låga belastningen är det i princip bara i de två första tankarna som syrehalten är så låg att denitrifikation kan antas ske. Vid den höga belastningen är däremot lägsta syrekoncentrationen nära noll i alla tankar så att denitrifikation kan tänkas ske i hela biobädden.



Figur 15: Lägsta syrehalt i biofilmen i varje tank vid den höga inkommande ammoniumhalten och den låga inkommande ammoniumhalten.

Vid stegökningen i flöde minskar differensen i totalkväve. Det ökade flödet medför dock en ökad ammoniumhalt i bädden vilket i så fall borde medföra att differensen ökar. Dock har undersökningar på biobädden på Ryaverket indikerat att ett ökat flöde orsakar bättre syretillförsel, förmodligen på grund av ökad turbulens, vilket i så fall motverkar ökningen (Wik *et al.* 1995).

Förändringarna i differenserna sker under ungefär samma period efter de ändrade förhållandena i både försöken med ökad belastning och försöken med minskad belastning. Detta talar för att desorptionen och adsorptionen sker ungefär lika snabbt.

## Diskussion och slutsatser

Tre försök har utförts för att undersöka om (i) försöken i maj 1997 är reproducerbara, (ii) om ammonium adsorberas i biobädden, (iii) om mängden som adsorberas kan uppskattas, (iv) om dynamiken skiljer sig nämnvärt åt mellan minskningar och ökningar i ammoniumbelastning. De tre försöken var: en stegökning i inkommande ammoniumhalt, en stegminskning i inkommande ammoniumhalt och ett försök där KCl tillsattes i 30 minuter. Samma flöde användes i samtliga försök och inkommande totalhalt löst kväve var i stort sett konstant och ungefär samma i alla försöken. För att analysera försöken har en dynamisk modell av biobädden använts. I modellen antas mängden adsorberat ammonium i biofilmen vara proportionellt mot halten ammonium i biofilmen. Modellen kalibrerades genom att skatta parametrar från uppmätta pulssvar och välja bakteriekoncentrationerna så att de stationära utgående halterna av ammonium och nitrit överensstämde med de uppmätta.

Försöket med stegökning i inkommande ammoniumhalt visade på samma beteende i utgående koncentrationer som motsvarande försök i maj 1997.

Följande observationer från försöken stödjer teorin att ammonium adsorberas i biofilmen då ammoniumhalten ökar och desorberas då ammoniumhalten minskar:

- Vid försöket med stegökningen minskade utgående totalhalt löst kväve under en övergångsperiod efter stegändringen.
- Vid försöket med stegminskning ökade utgående totalhalt löst kväve till att bli högre än inkommande halt under en övergångsperiod på ca 20 minuter efter stegminskningen. Detta visar att kväve finns lagrat i bädden och frigörs då belastningen minskar.
- Transienterna för utgående ammoniumhalt är betydligt långsammare än vad pulssvaret motiverar, medan transienterna för de andra koncentrationerna liknade det integrerade pulssvaret.
- Modellen som tog hänsyn till adsorptionen visade kvalitativt bra överensstämmelse och kvantitativt ganska bra överensstämmelse med både försöket där inkommande ammoniumhalt ökades och försöket där halten minskades.
- Vid tillsättningen av kaliumklorid ökade utgående ammoniumhalt något och då tillsättningen upphörde minskade den något, vilket stödjer teorin att ammonium finns adsorberat och kan jonbyta med kaliumjoner.

Mängden adsorberat ammonium kunde inte uppskattas genom försöket där kaliumklorid tillsattes. Ändringarna i utgående ammoniumhalt var alltför små i förhållande till variationerna i mätningarna. Att öka koncentrationen kaliumjoner ytterligare, för att på så sätt gynna ett jonbyte, riskerar att ge så höga salthalter att nitrifierarna påverkas. Två andra tänkbara metoder är att i modellen avgöra mängden, eller att från differenserna mellan inkommande och utgående totalhalt löst kväve uppskatta mängden.

Dynamiken vid stegökningen och stegminskningen skiljer sig något åt. Transienterna i utgående ammoniumhalt är långsammare vid stegökningen än vid stegminskningen, i alla fall under större

delen av förändringen. Simuleringarna med modellen, som modellerar adsorption och desorption på samma sätt, visade även de på en sådan skillnad mellan transienterna. Jämförelser mellan differenserna i totalkvävehalt för de olika försöken indikerade även de att desorptionen och adsorptionen sker ungefär lika snabbt.

De uppmätta differenserna i totalkvävehalt var stationärt ungefär noll vid den låga inkommande koncentrationen och 0.5 - 1.0 mgN/l då den inkommande koncentration var hög. Dessutom var de uppmätta koncentrationerna av utgående nitrathalter något lägre än simulerade vid den höga belastningen, och den uppmätta alkaliniteten något högre än den simulerade. En trolig förklaring till dessa observationer är att det sker en viss denitrifikation i de syrefria delarna av biofilmen. Simulerade lägsta syrehalter i biofilmen visar att det vid den låga belastningen inte bör finnas möjlighet för denitrifikation utom i toppen av biobädden. Vid den höga belastningen däremot var den simulerade lägsta syrehalten nära noll i hela bädden, vilket borde möjliggöra denitrifikation.

## Referenser

- Andell, I., H. Aspegren och B. Andersson (1993). Macrofauna in nitrifying trickling filters. Teknisk rapport. VA-verket Malmö. 205 80 Malmö.
- Aspegren, H. och B. Andersson (1994). Nitrifying trickling filters - a pilot plant study in Malmö. Teknisk rapport. VA-verket Malmö.
- Gujer, W. och M. Boller (1986). Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts. *Wat. Res.* **20**(11), 1353–1362.
- Nielsen, P. H. (1996). Adsorption of ammonium to activated sludge. *Wat. Res.* **30**(3), 762–764.
- Vayenas, D. V. och G. Lyberatos (1994). A novel model for nitrifying trickling filters. *Wat. Res.* **28**(6), 1275–1284.
- Vayenas, D. V., S. Pavlou och G. Lyberatos (1997). Development of a dynamic model describing nitrification and nitrification in trickling filters. *Wat. Res.* **31**(5), 1135–1147.
- Wanner, O. och W. Gujer (1984). Competition in biofilms. *Wat. Sci. Tech.* **17**, 27–44.
- Wezernak, C. T. och J. J. Gannon (1967). Oxygen-nitrogen relationships in autotrophic nitrification. *Applied Microbiology* **15**(5), 1211–1215.
- Wik, T. (1997a). Modelling dynamics of nitrifying trickling filters and ammonium meters. *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent* **62**(4b), 1641–1647.
- Wik, T. (1997b). Nitrifikation i biobädd - puls och stegsvarsförsök utförda på Sjölundaverket i maj 1997. Teknisk rapport CTH/RT/I-97/004. Control Eng. Lab.. CTH, 412 96 Göteborg, Sweden.
- Wik, T., A. Mattsson, E. Hansson och C. Niklasson (1995). Nitrification in a tertiary trickling filter at high hydraulic loads. *Wat. Sci. Tech.* **32**(8), 185–192.
- Wik, T. och C. Breitholtz (1996). Steady-state solution of a two-species biofilm problem. *Biotech. Bioeng.* **50**(6), 675–686.
- Wik, T. och C. Lindeborg (1994). Modelling the dynamics of a trickling filter for waste water treatment. *Proc. 3rd IEEE Conf. on Control Appl.*. Glasgow, UK. pp. 1035–1040.



# Appendix

## Kalibrering av pumparna

Endast en kalibreringsmätning gjordes på BB1, vilket gav flödet  $32.72 \text{ m}^3/\text{h}$  vid frekvensen  $39.9 \text{ Hz}$ . Detta värde stämmer bra med de mätningar som gjordes i maj 1997.

Fyra mätningar gjordes på BB2. Resultaten framgår av tabellen nedan.

Tabell 3: *Pumpdata för BB2*

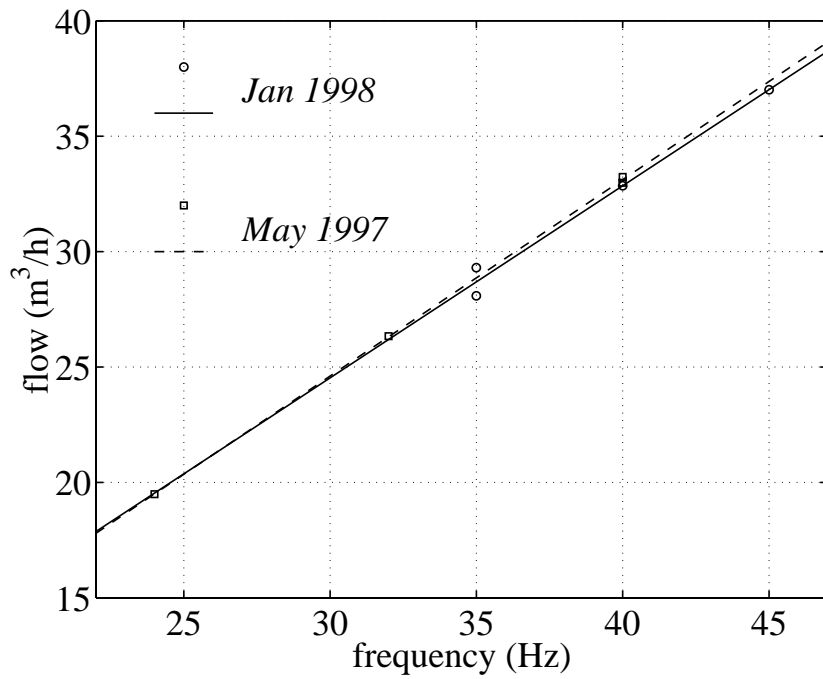
Frekvens (Hz)	Volym (l)	Tid (min)	Flöde ( $\text{m}^3/\text{h}$ )
35.0	1220.9	2.30	29.30
35.0	936.1	2.00	28.08
40.0	976.8	1.47	32.86
45.0	986.9	1.36	37.01

Minstakvadratanpassning av en linje till dessa data ger

$$Q = -0.4345 + 0.8322f$$

där  $Q$  är flödet i  $\text{m}^3/\text{h}$  och  $f$  är frekvensen i  $\text{Hz}$ .

I figur 16 visas minstakvadratanpassningarna till de uppmätta värdena, samt minstakvadratanpassningen till värdena som uppmättes i maj 1997. Även här stämmer de uppmätta värdena bra med den tidigare pumpkurvan.



Figur 16: Kalibreringskurva för BB2.

## Data från pulssvarsexperimenten

Försöket utfördes p s s som försöken i maj 1997: 60 ml av en lösning som tillblandats genom att lösa 226.6 g LiCl i 0.5 liter vatten tillsattes med en spruta i sugsidan på pumpen (kl 12:51 den 13:e januari). Biobädden hade utan avbrott arbetat vid 40 Hz sedan kvällen innan. I tabell 4 finns de uppmätta värdena tabellerade. Observera att tiderna ej är korrigerade för dödtiden mellan pumpen och flödesfördelaren. Dödtiden beräknas vara 16.1 s. Dessutom, p g a problem vid tidtagningen, bör tiderna justeras 3 s så att t ex 20 s blir 23 s.

Tabell 4: *Data från pulssvarsförsöken på BB2 den 12:e maj*

Tid (s)	Konc (mg Li/l)	Tid (s)	Konc (mg Li/l)
-40	0.008	270	1.233
20	0.009	285	0.997
40	0.009	300	0.978
55	0.008	320	0.853
70	0.011	340	0.699
85	0.055	360	0.598
100	0.182	380	0.539
110	0.613	400	0.453
120	0.918	420	0.470
130	1.080	480	0.286
140	1.149	540	0.237
150	1.539	600	0.171
165	1.430	750	0.094
180	1.667	900	0.061
195	1.684	1050	0.044
210	1.637	1200	0.030
225	1.493	1500	0.024
240	1.420		
255	1.315		

## Data från stegökningen i inkommande ammoniumhalt

Stegökningen genomfördes kl 08:50 på morgonen den 13:e januari (tiden  $t = 0$ ). Sedan kvällen innan var biobäddarna seriekopplade med frekvenserna 44.3 Hz för BB1 (36.4 m<sup>3</sup>/h) och 40.0 Hz (32.9 m<sup>3</sup>/h) för BB2. Fem minuter innan togs proverna på inkommande vatten.

Samtliga prover togs i 500 ml flaskor vilket tog ca 2 sekunder per prov. Dessa provflaskor förslöts omedelbart efter provtagning. Under de sista tio minutrarna av försöket hölls innehållet i provflaskorna i 250 ml flaskor för alkalinitetsbestämning och i 100 ml flaskor för nitritanalys och ammonium samt NO<sub>x</sub><sup>-</sup> - analys. Flaskorna för alkalinitetsbestämning fylldes ända till bredden innan de förslöts med korkar. Alkalinitetsproverna och nitritproverna lämnades till Bulltofta vattenlaboratorium kl 10:45 för analys.

Ammoniumproverna frystes in ca kl 10:10 och tinades upp kl 10-13 nästa dag för att analyseras senare den eftermiddagen.

I tabellerna 5 och 6 visas resultaten av analyserna som gjordes på de tagna proverna. Observera att tidsangivelserna ej är kompenserade för dödtiden på 19.7 s från recirkulationspunkten till spridararmen.

Tabell 5: *Mätningar på inkommande vatten*

t (s)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (gN/m <sup>3</sup> )	NO <sub>x</sub> <sup>-</sup> (gN/m <sup>3</sup> )	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (gN/m <sup>3</sup> )	Alkalinitet (mmol/l)
-310	4.840	10.12	1.29	4.535
-130	4.950	10.03	1.31	4.550
-80	15.19	0.0067	0.007	5.940
280	15.45	0.0067	-	5.955
580	15.62	0.0067	-	5.925
880	15.53	0.0067	-	5.920
1180	15.40	0.0067	-	5.950
1480	15.42	0.0067	-	5.930
1780	15.58	0.0067	0.006	5.945
2080	15.42	0.0111	-	5.935

De två första proverna i tabell 5 togs i utloppskärlet från BB1 och de övriga från det stora inloppskaret till bäddarna.

Tabell 6: *Mätningar på utgående vatten*

t (s)	$\text{NH}_4^+$ (gN/m <sup>3</sup> )	$\text{NO}_x^-$ (gN/m <sup>3</sup> )	$\text{NO}_2^-$ (gN/m <sup>3</sup> )	Alkalinitet (mmol/l)
-15	0.1695	14.92	0.186	3.915
30	0.1674	14.30	-	-
60	0.1610	14.92	0.192	3.850
90	0.2059	14.83	-	-
120	0.2276	14.74	-	-
150	0.3290	14.56	0.240	3.965
180	0.4592	13.94	-	-
220	0.4851	13.50	-	-
260	0.7576	12.79	0.462	4.155
300	1.157	11.90	-	-
340	1.443	11.28	-	-
380	1.500	11.90	0.791	4.315
420	2.052	10.83	-	-
480	2.048	10.92	1.07	4.415
540	2.252	10.83	-	-
600	2.540	10.92	1.12	4.425
720	2.778	10.83	1.17	4.400
840	2.974	11.01	1.16	4.440
960	3.254	11.28	1.27	4.435
1080	3.288	11.37	1.26	4.450
1260	3.348	11.10	-	-
1320	3.266	11.90	1.26	4.430
1440	3.300	11.37	-	-
1620	3.398	11.28	1.15	4.415
1800	3.318	11.19	-	-
2040	3.232	11.63	1.24	4.425
2280	3.182	11.63	-	-
2540	3.202	11.46	1.21	4.400

## Data från stegminskningen i inkommande ammoniumhalt

Stegminskningen genomfördes på eftermiddagen den 13:e januari kl 13:30. Sedan kvällen innan var biobäddarna seriekopplade med frekvenserna 44.3 Hz för BB1 (36.4 m<sup>3</sup>/h) och 40.0 Hz (32.9 m<sup>3</sup>/h) för BB2. Fem minuter innan steget började provtagningen på inkommande vatten.

Proverna togs direkt i 100 ml provflaskor som frystes in direkt efter försöket och tinades upp kl 10-13 nästa dag för att analyseras senare den eftermiddagen.

I tabellerna 7 och 8 visas resultaten av analyserna som gjordes på de tagna proverna. Observera att tidsangivelserna ej är kompenserade för dödtiden på 19.7 s från recirkulationspunkten till spridaren.

Tabell 7: *Mätningar på inkommande vatten*

t (s)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN/l)	NO <sub>x</sub> <sup>-</sup> (mgN/l)	provplats
-300	15.03	0.011	inloppskar BB1 & BB2
-60	15.09	0.007	inloppskar BB1 & BB2
40	4.106	10.39	tapp i utlopp från BB1
280	3.554	10.92	utloppskar BB1
580	3.560	11.19	"
880	3.470	10.83	"
1180	3.522	10.74	"
1480	3.530	11.10	"
1780	3.602	11.01	"
2080	3.550	11.10	"
2380	3.482	10.66	"

Tabell 8: *Mätningar på utgående vatten*

t (s)	$\text{NH}_4^+$ (mgN/l)	$\text{NO}_x^-$ (mgN/l)
-20	3.674	10.39
20	3.198	10.83
60	3.504	10.57
90	3.496	11.01
120	3.072	10.92
150	2.754	11.81
180	2.714	12.70
220	1.752	13.85
260	1.356	14.03
300	0.9756	15.27
340	0.7884	15.18
380	0.5460	15.01
420	0.3845	15.18
480	0.2422	15.10
540	0.2108	15.54
600	0.1735	14.56
720	0.1502	14.56
840	0.1440	14.12
960	0.1733	14.21
1080	0.1200	14.30
1260	0.1003	14.21
1440	0.1478	14.30
1620	0.1179	14.03
1800	0.1888	14.21
2100	0.1432	14.12
2410	0.1203	14.03
2700	0.1546	14.30

## Data från tillsättningen av KCl

Detta försök utfördes på förmiddagen den 14:e januari. Flödet genom BB2 var  $33 \text{ m}^3/\text{h}$  sedan ca kl 18:00 kvällen innan.

Proverna togs direkt i 100 ml provflaskor, med start kl 10:33, och lämnades till Bulltofta vattenlaboratorium direkt efter försöket för analys senare samma eftermiddag.

I tabellerna 9 och 10 visas resultaten av analyserna som gjordes på de tagna proverna. Tiden  $t = 0$  sekunder svarar mot den tidpunkt då doseringen av KCl påbörjades och tiden  $t = 1800 \text{ s}$  (30 minuter) svarar mot tidpunkten då doseringen upphörde. Doseringspumpens flöde bestämdes genom att pumpa lösning i 5 minuter till en dunk på samma nivå som ventilen på pumpen där lösningen doserades. Volymen i dunken uppmättes sedan till 2.58 l. Tidsangivelserna i tabellerna är ej kompenserade med tiden 16.1 s som det beräknas ta för vattnet att transportera sig från pumpen till spridaren.

Tabell 9: *Mätningar på inkommande vatten*

t (s)	$\text{NH}_4^+$ (mgN/l)	$\text{NO}_x^-$ (mgN/l)
-350	13.46	0.004
-50	13.50	0.003
280	13.54	0.003
580	13.46	0.003
880	13.36	0.003
1180	13.75	0.003
1480	13.20	0.003
1780	13.24	0.003
2080	13.10	0.003
2380	13.28	0.003



Tabell 10: *Mätningar på utgående vatten*

t (s)	$\text{NH}_4^+$ (mgN/l)	$\text{NO}_x^-$ (mgN/l)
-330	2.016	11.01
0	2.286	11.28
60	2.168	10.74
120	2.252	10.74
180	2.436	10.39
240	2.338	10.57
300	2.418	10.48
360	2.436	10.48
420	2.630	10.83
480	2.434	10.57
540	2.570	10.39
600	2.478	10.39
720	2.274	10.48
840	2.312	10.57
960	2.358	10.48
1080	2.286	10.48
1200	2.290	10.21
1380	2.222	10.48
1560	2.296	10.21
1820	2.300	10.21
1920	2.198	10.21
1980	2.088	10.39
2040	2.168	10.30
2100	2.130	10.57
2160	2.202	10.21
2280	2.154	10.12
2400	2.198	10.21
2780	2.180	10.03

## Uppskattning av bulkvolym

Några improviserade försök för att bestämma volymen bulkvatten i biobäddarna genomfördes på eftermiddagen den 14:e januari.

Bestämningen gjordes så att det pumpade flödet först hölls konstant en tid så att flödet genom bädden stabiliserade sig. Sedan stängdes tillflödespumpen av och utloppsventilen stängdes. Genom att sedan pumpa vatten från uppsamlingskärlet och balansera nivån med utloppsventilen kunde mängden vatten bestämmas med tiden och pumpflödena.

Fyra sådana mätningar gjordes, tre på BB2 och en på BB1.

Innan mätningarna bestämdes flödet som pumpades från uppsamlingskärlet, som var 80 cm brett och 90.5 cm långt. Utloppsventilen stängdes och sedan klockades den tid som det tog för pumpen att sänka nivån i utloppskärlet med  $\Delta h$  cm. Pumpflödet bestämdes till 1.215 l/s genom att ta medelvärdet av tre sådana mätningar. Mätningarna presenteras i tabell 11.

Tabell 11: *Mätningar av pumpflöde ur uppsamlingskärlet*

$t$ (s)	$\Delta h$ (cm)	$\Delta V$ (l)	$q$ (l/s)
51.42	8.5	61.54	1.1968
53.52	9.0	65.16	1.2175
60.0	10.2	73.85	1.2310

Mätningarna av bulkvolymen presenteras i tabellerna 12 till 15. Vid tiden  $t = 0$  stängdes tillflödespumpen av. Cirka 10 sekunder senare stängdes utloppsventilen. Strax efter det startades pumpen som pumpar vatten från utloppskärlet. Efter 10-25 minuter, beroende på flödet, mörknade vattnet kraftigt inom loppet av en minut och flödet minskade kraftigt. Vattnet var då fullt med mörka snäckskal i storlekar upp till 5 mm. I samband med detta kunde inte tillräckligt utflöde upprätthållas för att hålla konstant nivå i utloppskärlet. Pumpen stängdes då av och nivån under breddningslisten noterades. Sedan kollades utflödet då och då genom att klocka tiden det tog att fylla en 500 ml flaska. Vid det första försöket (BB2, 40 Hz) noterades en sumpig doft i utgående vatten i samband med att vattnet mörknade. Storleken på snäckskalen minskade med tiden. Direkt efter varje försök ändrades flödet till flödet i det påföljande försöket.

Utifrån dessa mätningar och observationer uppskattas bulkvolymen som den volym som passerat utloppskärlet innan utloppsventilen stängdes plus volymen som pumpats ut minus den volym som svarar mot nivå-sänkningen i kärlet. Det mörka vatten som rann ur bäddarna efter det att pumpen stängdes av antas vara vatten från biofilmen. Volymen som passerar innan utloppsventilen stängdes uppskattas genom att multiplicera flödet genom bädden innan avstängningen gånger "medeltiden" för ventilstängningen, d v s 11 sekunder för BB2 och 17.5 sekunder för BB1. I tabell 16 och figur 17 presenteras uppskattningarna.

Tabell 12: *Mätningar av bulkvolymen i BB2 vid 22.3 Hz*

$t$ (min.s)	Kommentarer
0	Tillflöde avstängt (kl 16:00)
0.07-0.15	Avstängning av utloppsventil
0.20	Start av pump
10.10	Vattnet mörknar och flödet minskar snabbt
10.40	Pump avstängd. Nivå = -11.5 cm
11.20	Flödet $\approx 0.17$ l/s
13.20	Flödet $\approx 0.12$ l/s
15.20	Flödet $\approx 0.09$ l/s
17.20	Flödet $\approx 0.03$ l/s
20.20	Försöket avbryts. Nivå $\approx -4$ cm

Tabell 13: *Mätningar av bulkvolymen i BB2 vid 31.2 Hz*

$t$ (min.s)	Kommentarer
0	Tillflöde avstängt (kl 17:07)
0.07-0.15	Avstängning av utloppsventil
0.20	Start av pump
17.20	Vattnet mörknar och flödet minskar snabbt
17.40	Pump avstängd. Nivå = -11.5 cm
24.20	Försöket avbryts. Nivå $\approx -4.5$ cm

Tabell 14: *Mätningar av bulkvolymen i BB2 vid 40 Hz*

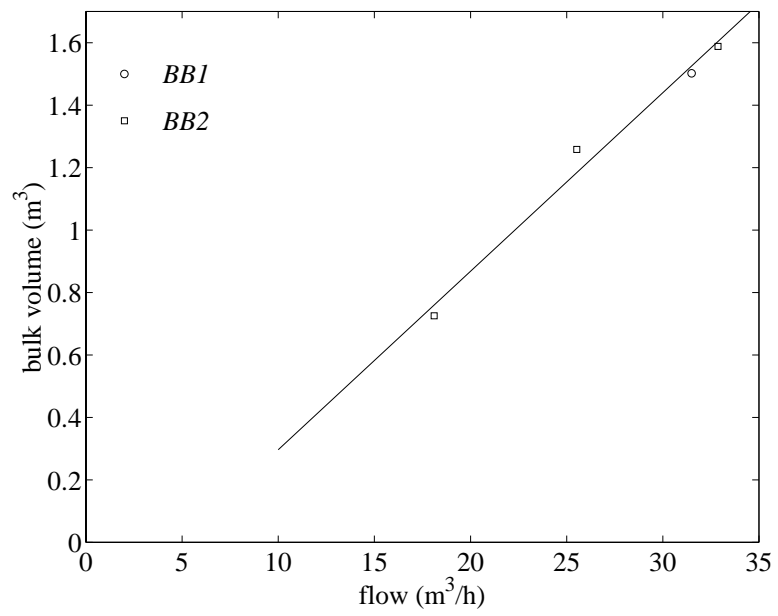
$t$ (min.s)	Kommentarer
0	Tillflöde avstängt (kl 15:00)
0.07-0.15	Avstängning av utloppsventil
0.25	Start av pump
20.55	Vattnet mörknar och flödet $< 0.5$ l/s
21.58	Pump avstängd. Nivå = -11.5 cm
24.30	Vattnet helt svart. Flödet $\approx 0.07$ l/s. Sumpig doft
30	Svart vatten, flödet $\approx 0.05$ l/s

Tabell 15: *Mätningar av bulkvolymen i BB1 vid 38.1 Hz*

$t$ (min.s)	Kommentarer
0	Tillflöde avstängt (kl 16:44)
0.07-0.28	Avstängning av utloppsventil
0.30	Start av pump
19.40	Vattnet mörknar och flödet $< 0.5$ l/s
20.00	Pump avstängd. Nivå = -10 cm
26.30	Nivå = -3.0 cm
30.30	Nivå = -1.2 cm
33.30	Nivå = 0 cm
34.30-36	Vatten pumpat till nivån -10 cm igen
39.30	Nivå = -8.4 cm
45.30	Nivå = -5.8 cm
49.30	Nivå = -4.6 cm
30	Svart vatten, flödet $\approx 0.05$ l/s

Tabell 16: *Uppskattningar av bulkvolymerna*

Biobädd	$f$ (Hz)	$Q$ (l/s)	Passerad volym (l)	Pumpad volym (l)	Nivå- sänkning (l)	Bulk- volym (l)
BB2	22.3	5.03	55.4	753.3	83.3	725.4
BB2	31.2	7.09	78.0	1264	83.3	1258
BB2	40.0	9.13	100.4	1571	83.3	1588
BB1	38.1	8.75	153.1	1422	72.4	1502



Figur 17: Uppskattade bulkvolymmer för några flöden.