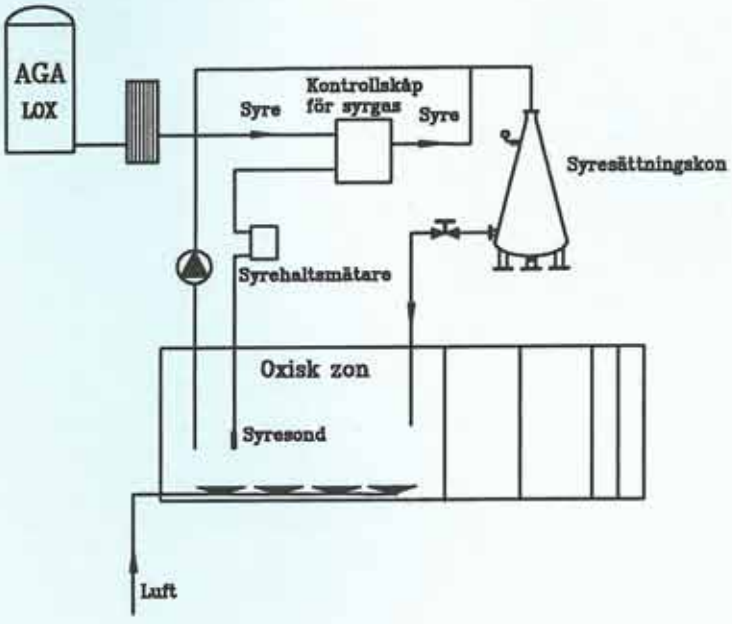
Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk

Hermann Wiklund
Kjell-Ivar Dahlqvist
Bernt Ericsson



RAPPORT
1996 10

VA-FORSK

VAV

Utgiven av Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, VAV i samarbete med Västerås Energi & Vatten, AGA och VBB Viak AB

VA-FORSK

VA-FORSK är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande en krona per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig och intresset från kommunernas sida har varit mycket stort. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-FORSK initierades gemensamt av Kommunförbundet och VAV. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-FORSK styrs av en kommitté, som utsetts gemensamt av VAV och Kommunförbundet. Kommittén är underställd VAVs styrelse. Under perioden 1993-1995 har kommittén följande sammansättning:

Hans Mattsson, ordförande	Södertälje
Professor Peter Balmér	GRYAAB, Göteborg
Driftchef Sture Bergström	Gatukontoret, Skellefteå
Kommunalråd Nina Jarlbäck	Eskilstuna
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Ledamot i KS o KF Håkan Mattsson	Ystad
Ledamot i KS Åsa Möller	Sundsvall
VA-chef Bengt L Persson	VA-verket Malmö
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet
VD Håkan Westerlund	VAV
Forskningschef Jan Falk, sekreterare	VAV

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande VAVs ståndpunkt.

VA-FORSK
Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
Regeringsgatan 86
111 39 STOCKHOLM
Tel: 08-23 29 35
Fax: 08-21 37 51

Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk

Hermann Wiklund
Kjell-Ivar Dahlqvist
Bernt Ericsson

RAPPORT
1996 ● 10

VÄSTERÅS ENERGI & VATTEN

AGA

VBB Viak

VA-FORSK

VAV

Utgiven av Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, VAV i samarbete med Västerås Energi & Vatten, AGA och VBB Viak AB

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk
Title of the report:	Pure oxygen in combination with air in pilotplant trials with nitrogen removal at Västerås waste water treatment plant
Rapportens beteckning	
Nr i VA-FORSK-serien:	1996-10
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-88392-03-1
Författare:	Hermann Wiklund, Västerås Energi & Vatten, Kjell-Ivar Dahlqvist, AGA AB, Lidingö, Bernt Ericsson, VBB Viak AB, Stockholm
Utgivare:	Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, VAV
VA-FORSK projekt nr:	93-106
Projektets namn:	Syrgas i kombination med luftinblåsning vid biologisk kväverening vid Västerås avloppsreningsverk
Projektets finansiering:	VA-FORSK, AGA AB, VBB Viak AB, Västerås Energi & Vatten
Rapporten beställs från:	Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 171 88 Solna, tel 08-734 51 00
Rapportens omfattning	
Sidantal:	60
Format:	A4
Upplaga:	1100
Sökord:	Rent oxygen, biologisk kväverening, nitrifikationshastighet, slamegenskaper
Keywords:	Pure oxygen, nitrification rate, nitrogen removal, sludge properties
Sammandrag:	Rapporten redovisar resultatet av pilotförsök med luft och rent syre vid biologisk kväverening
Abstract:	The report presents the results from pilot trials with air and oxygen in biological nitrogen removal
Målgrupper:	Kommunala VA-förvaltningar Konsulter Miljövårdsmyndigheter
Utgivningsår:	1996
Pris 1996:	110 kr, exkl moms

SAMMANFATTNING

Försök i pilotanläggning för att studera effekten av hög syrehalt (6mg/l), uppnådd genom en kombination av syrgas-och luftinblåsning har genomförts vid Västerås avloppsverk under tiden september 1993 till juli 1994.

Avsikten med försöken var främst att:

- Undersöka möjligheten att förbättra det aktiva slammets sedimenterings- och förtjockningsegenskaper

- Undersöka inverkan av hög syrehalt på nitrifikationshastigheten

- Påvisa möjligheten att uppfylla kvävereduktionskraven i avloppsreningsverket utan utbyggnad av av luftnings och sedimenteringsbassängerna.

I de genomförda pilotförsöken har en utgående totalkvävehalt av<15 mg/l kunnat hållas, dvs inom de krav som myndigheterna uppställt för reningsverk med utsläpp till havet. Detta trots att vinterförhållanden rått under försöksperioden.
De nitrifikationshastigheter som erhållits har varit lika höga eller högre än data publicerade för andra reningsverk.
Denitrifikationshastigheten och denitrifikationsgraden (50-60%) har varit relativt låg med avseende på metanoldosen (45 mg/l).

De slamsedimenteringsegenskaper som erhållits ur pilotförsöken är enligt lab-testerna jämförbara med de för det stora verket.Resultaten kan tolkas så att man med rent syre för syresättningen åtminstone kan bibehålla slam-sedimenterings egenskaperna även när biologisk kvävereduktion genomförs.Erfarenheterna är att slamsedimenteringsegenskaperna försämras vid biologisk kvävereduktion. Kontinuelig försöksdrift i pilotanläggningen gav dock osäkra sedimenteringsresultat med relativt höga totalfosforhalter i utgående vatten.

Vid de slamavvattningsundersökningar som gjorts med CST-metoden har nästan dubbelt så långa avvattningstider erhållits för det stora verkets slam jämfört med pilotanläggningens slam.

Då referenslinje saknas i pilotanläggningen har det ej varit möjligt att göra strikta jämförelser mellan nitrifikation med luft respektive luft/syrgas med avseende på syrekoncentrationens inverkan på nitrifikationshastigheten.

Beräkningar baserade på resultat från pilotförsöken visar att kompletterande syresättning med ren syrgas erfordras för Västerås avloppsreningsverk.
Detta för att upprätthålla betingelserna för 50 % kvävereduktion inom befintliga bassängvolymer.
Med ledning av försöksresultaten kommer frågan om fortsatta försök i avloppsverket att allvarligt övervägas.

Summary

Trials in a pilot plant for studying the effect of high oxygen concentration (6 mg/l), attained via aeration with combination of oxygen and air, have been carried out at the Västerås waste water treatment plant during the period September 1993 to July 1994.
The purpose of the trials was primarily to:

- Investigate the options for improving the settling and thickening characteristics of the active sludge.
  Investigate the effects of a high oxygen content on the rate of nitrification.
- Exhibit the options for fulfilling the requirements for nitrogen reduction in the Västerås waste water treatment plant without the extension of the aeration and sedimentation tanks.

In the pilot trials which have been undertaken, it has been possible to retain an outgoing total nitrogen concentration of <15 mg/l. Thus fulfilling the requirements set by the authorities for water treatment plants issuing effluent into the sea. This has been possible despite the fact that the trials were carried out under winter conditions.
The nitrification rates which were obtained have been equally high or higher than the data published for other treatment plants.
The denitrification rates and degree of denitrification (50-60%) have been relatively low with regard to the dose of methanol (45 mg/l).
According to laboratory tests, the sludge sedimentation characteristics obtained from the pilot trials are comparable with those for the main treatment plant. The result can be interpreted such that, by using pure oxygen for the oxygenation, the sludge sedimentation characteristics can at least be maintained, also when biological nitrogen reduction is being carried out. The experiences are that the sludge sedimentation characteristics deteriorate when biological nitrogen reduction is applied.
The performed trials in the pilot plant produced uncertain sedimentation results , however, with relatively high total phosphorus content in the effluent water.
In the tests of the filterability of the sludge , which were done using the CST method, the capillary suction times obtained for the main treatment plant were almost twice as long as those for the pilot system's sludge.
Since no reference line was used in the pilot plant , it has not been possible to make strict comparisons between nitrification with air or air/oxygen with regard to the effect of oxygen concentration on nitrification rate.

Calculations based on results from the pilot trials show that complementary oxygenation with pure oxygen is required for Västerås waste water treatment plant in order to maintain conditions necessary for reducing nitrogen by 50% within existing tank volumes .
Serious consideration will be given to the question of continued trials in the waste water plant, because of these results.

FÖRORD

Föreliggande rapport redovisar pilotförsök där rent oxygen använts för att täcka det ökade syrebehovet som uppstår i ett reningsverk när kvävereduktion införs vid verket.

Försöken har genomförts som ett samarbete mellan Västerås Energi&Vatten,AGA AB och VBB VIAK AB.

Målsättningen med försöken var att studera inverkan av rent syre på den biologiska nitrifieringen,samt undersöka om kvävereduktion kunde genomföras i Västerås utan att verket behöver utvidga bassängvolymerna.

Författarna

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. ORIENTERING 1

2. PILOTANLÄGGNING MED ZONINDELNING 1

3.PLANERADE OCH GENOMFÖRDA FÖRSÖK 2

4.FÖRSÖKSRESULTAT OCH DISKUSSION 3

4.1 Försöksbetingelserna i pilotanläggningen intensivveckorna 3

4.2 Resultat av dygnsprovtagningen under intensivveckorna 5

5. RESULTAT AV LABORATORIETESTER UNDER INTENSIVVECKORNA 13

5.1 Nitrifikationsstudier 13

5.1.1 Utan tillsats av vätekarbonat 14

5.1.2 Med tillsats av vätekarbonat 14

5.2 Denitrifikationsstudier 19

5.2.1 Försök med metanol som kolkälla 21

5.2.2 Försök utan tillsats av metanol 23

5.3 Slammets egenskaper från sedimenterings,förtjocknings- och avvattningssynpunkt 25

6. RESULTAT AV DATORBERÄKNINGAR FÖR PROCESSIMULERING 34

7.KVÄVEREDUKTIONSBERÄKNINGAR FÖR VÄSTERÅS RENINGSVERK 35

8. BERÄKNING AV SYREBEHOVET VID KVÄVEREDUKTIONEN FÖR VÄSTERÅS RENINGSVERK 39

BILAGA

1. Program för försöksdrift med biologisk kvävereduktion inkluderande nitrifikation med syrgas/luft

1. ORIENTERING

Rubricerade försöksdrift har föregåtts av bl a en utredning åt AGA, som rapporterats i VBB VIAK's "Biologisk nitrifikation med syrgas som komplettering till befintligt luftsystem i kommunala reningsverk med kvävereduktion", dat. 1992-11-27. Försöksdriften utfördes med delfinansiering av VA-Forsk i enlighet med försöksplaneringen i VBB VIAK's "Program för försöksdrift i pilot plant med biologisk kvävereduktion inkluderande nitrifikation med syrgas/luft", dat. 1993-06-14 (se bilaga 1). Vissa ändringar i försöksprogrammet har vid tagits av praktiska skäl. Tidplanen är även mycket försenad, delvis beroende på intrimningssvårigheter och dolda fel i försöksutrustningen, t ex inläckage av syrerikt vatten från den aeroba nitrifikationszonen till den uppströms liggande anoxiska denitrifikationszonen.

Efter genomgång av försöksprogrammet vid ett projektmöte i Västerås 1993-06-23 och därefter vidtagen zonindelning påbörjades intrimningen av pilot-anläggningen vid den lägsta SS-halten i bassängreaktorn (2 000 mg/l enligt bilaga 1, sid 4).

De resultat som framkommit i april 1994 bearbetades i VBB VIAK:s "Delrapport över försöksdrift i pilot plant med biologisk kvävereduktion inkluderande nitrifikation med syrgas/luft", dat. 1994-04-26.

2. PILOTANLÄGGNING MED ZONINDELNING

Pilotanläggningen finns beskriven i bilaga 1, sid 2-5.

Försöksbetingelserna i pilotanläggningen med avseende på tillgängliga luftningsbassängvolymer och sedimenteringsytor vid Kungsängenverket inställdes vid en nominell medeluppehållstid av ca 6,0 timmar i bassängreaktorn respektive en nominell hydraulisk medelytbelastning av ca 0,80 $m^3/m^2.h$. Detta skulle motsvara ett dygnsmedelflöde till samtliga luftningsbassänger (12 600 m^3) i Kungsängenverket av ca 50 000 m^3/d.

Med dessa betingelser i pilotanläggningen avstängdes ca 1,1 m^3 av bassängreaktor-volymen, som då reducerades till 3,0 m^3 motsvarande a-försöken i bilaga, sid 6. Dygnsmedelflödet av försedimenterat avloppsvatten inställdes vid ca 0,5 m^3/h. Då avskärmningar med väggar i pilotanläggningen är fast monterade, har det ej varit möjligt att göra snabba ändringar mellan a-försök och b-försök (jfr bilaga, sid. 6). De sistnämnda motsvarar nuvarande maxflöde till den biologiska reningen i verket och är av mindre intresse än a-försöken.

Uppdelningen av bassängreaktorvolymen i luftade och icke luftade zoner har under den nedan rapporterade försöksdriften varit följande

Avsyrningszon	ca 230 l	(ca 7,6 % av V)
Blandningszon	ca 370 l	(ca 12,2 % av V)
Anoxzon 1	ca 340 l	(ca 11,4 % av V)
Anoxzon 2	ca 340 l	(ca 11,4 % av V)
Luft/syrgas-zon (nitrifikationszon)	ca 1 720 l	(ca 57,4 % av V)
	V = ca 3,0 m^3	

Den optimala zonindelningen är beroende av vattentemperaturen, men det är svårt att göra en sådan omställning av de redan fast monterade skiljeväggarna av praktiska skäl.

Sedimenteringstanken för bioslammet är av cirkulär typ med en sedimenteringsarea av ca 0,6 m^2, motsvarande medelytbelastningen 0,8 m^3/m^2.h vid dygnsmedelflödet Q ca 12 m^3/d (ca 0,5 m^3/h). Återgångsslampumpningen inställdes på dygnsmedelvärdet ca 24 m^3/d (=2Q) och varierar med inkommande flöde av försedimenterat avloppsvatten, dvs samma dygnsvariation som i verket. Internslamrecirkulationen från utloppet av nitrifikationszonen inställdes på ca 12 m^3/d (= Q), men flödet har under vissa perioder med dålig denitrifikation minskats. Inför den sista intensivperioden (9420) minskades återgångsslampumpningen till 1,5 Q samtidigt som interncirkulationsflödet ökades till 1,5 Q (totalt 3 Q som tidigare).

3. PLANERADE OCH GENOMFÖRDA FÖRSÖK

Försöksperioderna 1 a - 3 a enligt försöksplaneringen i bilaga, sid. 6, är slutförda. Försöksperiod 3 a med den högsta SS-halten i bassängreaktorn har modifierats såtillvida att samma polymer som i verket doserats (ca 1 g/kg TS av Fenopol). Det har ej blivit aktuellt att utföra b-försöken med den högsta hydrauliska ytbelastningen enligt bilaga 1, sid. 4, eftersom resultaten av a-försöken visat att SS-halten i utgående vatten efter sedimenteringen varit relativt hög även vid den lägre belastningen och framförallt vid höga SS-halter i bassängreaktorn. I föreliggande rapport har i huvudsak endast resultaten från intensivundersökningsveckan för respektive försöksperiod sammanställts.

Mellanliggande försöksperioder får nämligen främst betraktas som intrimnings-perioder för att uppnå stationära och representativa driftförhållanden för intensivundersökningarna.

4 FÖRSÖKSRESULTAT OCH DISKUSSION

4.1. Försöksbetingelser i pilotanläggningen under intensivveckor

Försöksresultaten för tre intensivveckor, 9349, 9406 resp 9420, har sammanställts nedan. Dessa intensivveckor motsvarar försöksperioderna 1a, 2a och 3a i försöksplaneringen, bilaga 1. Försöksbetingelserna för respektive vecka finns sammanställda i tabell 1.

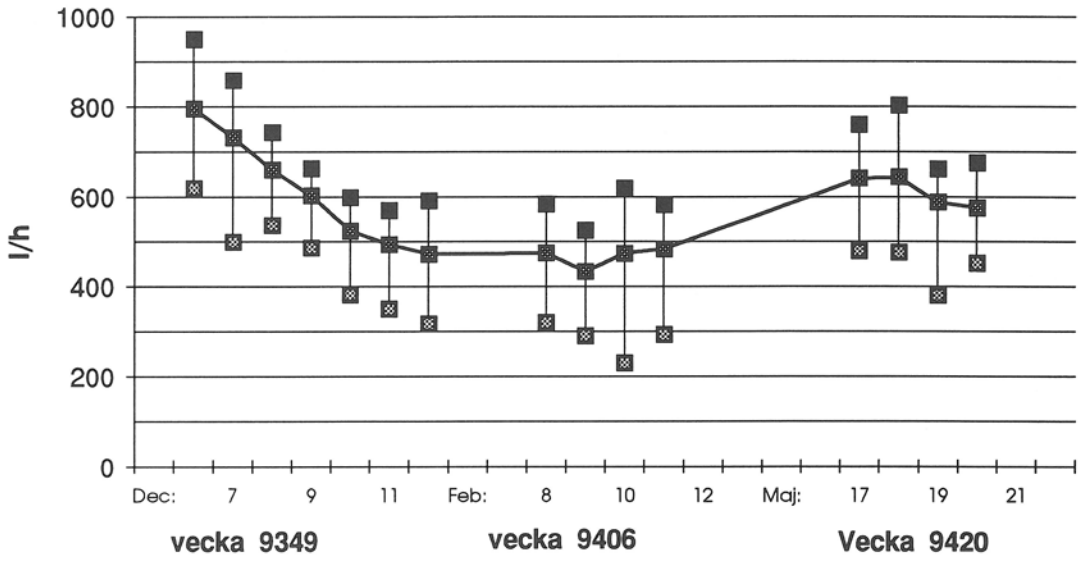
Tabell 1. Försöksbetingelser (mv.) under intensivundersökningarna

		Vecka 9349 (6-12 dec)	Vecka 9406 (7-13 febr)	Vecka9420 (16-22 maj)
Vattenflöde	m^3/h	0,63	0,47	
	0,61			
MLSS	g/l	2,14	3,61	4,98
MLVSS	g/l	1,42	2,83	3,01
Vattentemp	°C	11,6	11,0	12,2
Slamålder	dygn	4,3	12,0	17,8
Recirkulation	tot	3 x Qin[1)]	3 x Qin[1)]	3 x Qin[2)]
pH (blandningszon)		7,0	7,1	6,4
pH (utg)		6,8	6,4	6,4
Alkalinitet (försed. avloppsv.)	mg/l HCO_3^-	201	209	225
Alkalinitet (utg.)	mg/l HCO_3^-	139	108	86
Redox-potential (luft/syrgas-zon)	mV	121	320	226
Syrgasflöde	l/min	0,8	0,95	1,1
Syrehalt (luft/syrgas-zon)	mg/l	6,0	6,0	6,0

[1)] Varav 2 Q i returslampumpning som medelvärde. Återgångsslamflödet inställdes på samma dygnsvariation som det försedimenterade avloppsvattnet.

[2)] Varav 1,5 Q i returslampumpning som medelvärde. Återgångsslamflödet inställdes på samma dygnsvariation som det försedimenterade avloppsvattnet.

Dygnsvariationerna i tillflödet av försedimenterat avloppsvatten anges i figur 1 med min.-, max.- och medelvärden. I tabell 1 anges medelvärdena under provtagningsdygnen för respektive intensivvecka. Den nominella uppehållstiden i bassängreaktorn (3,0 m^3) under vecka 9349 blev lägre än planerad, nämligen ca 4,8 timmar jämfört med 6,0 timmar. Detta i kombination med den låga slamåldern har mycket påtagligt försämrat betingelserna för nitrifikation.
Motsvarande parametervärden under den andra intensivveckan 9406 är ganska normala med avseende på vattentemperaturen.



Figur 1. Avloppsvattenflöden genom pilotanläggningen under intensivundersökningsveckorna

Den nominella uppehållstiden i bassängreaktorn blev under intensivveckans provtagnings-dygn i medeltal ca 6,4 timmar. Redoxpotentialen kan användas som en processparameter för kvävereduktion och visar en påtaglig skillnad mellan de två första intensivveckorna (jfr tabell 1). I litteraturen anges följande riktvärden:

NH_4^+-steg	≤100 mV
NH_4^+-/O_2 -steg	200-350 mV
NO_2^-/O_2 -steg	350-400 mV
NO_3^-/O_2 -steg	≤450 mV
Aktivslamprocess (normal)	250-400 mV
Aktivslamprocess (med syrebrist)	250 mV

Redoxpotentialen V9349 är orimligt låg för luft/syrgas-zonen.

Enligt tabell 1 är vattentemperaturen endast 0,6°C lägre under intensivveckan i februari jämfört med den i december och 0,6°C högre under intensivveckan i maj 1994.

Skillnaden mellan SS-halten i bassängreaktorn i februari och december var ca 1,5 g/l SS, vilket förbättrade nitrifikationsbetingelserna genom den kraftigt höjda slamåldern. Det utgående avloppsvattnets pH-värde var under februariperioden lågt (mv. 6,4), vilket ger lägre nitrifikations- och denitrifikationshastigheter enligt litteraturen. Ett pH-värde av ca 7,5 torde vara optimalt med avseende på kvävereduktionen.

Under den tredje intensivveckan höjdes SS-halten i bassängreaktorn till ca 5 g/l (jfr bilaga , sid. 5)

Den relativt höga återgångsslampumpningen, 2Q, beror på att förtjockningen av slammet i sedimenteringstanken varit tämligen låg. Från sedimenteringssynpunkt är det fördelaktigt att hålla återgångsslampumpningen vid en optimalt låg nivå så att slambalansen i sedimenteringstanken upprätthålls och i stället öka interncirkulationsflödet från utloppet av nitrifikationszonen, så att återföringen av nitratkväve står i relation till den önskvärda kvävereduktionen och ej blir en begränsande faktor. Under den tredje intensivveckan sänktes återgångsslampumpningen till 1,5 Q, medan interncirkulationsflödet höjdes till
1,5 Q.

4.2. Resultat av dygnsprovtagningen under intensivveckor

De i pilotanläggningen uppnådda nitrifikations- och denitrifikationshastigheterna kan beräknas som medelvärden under provtagningsdygnen för respektive intensivvecka. Härvid räknas luft/syrgas-zonen (1720 l) och avsyrningszonen (230 l) som nitrifikationszoner (1950 l), medan blandningszonen (370 l) och de två anoxzonerna (340 l vardera) utgör denitrifikationszoner (1050 l). Hastighetsmedelvärdena vid aktuella vattentemperaturer (se ovan) blir då enligt beräkningarna:

	93-49	94-06	94-20
Nitrifikationshastighet, g NH_4^+-N (ox.)/kg VSS.h	2,5	1,5	2,3
Denitrifikationshastighet, g NO_3^--N (red.)/kg VSS.h	2,7	1,8	2,3

Den högre nitrifikationshastigheten under vecka 9349 jämfört med vecka 9406 är svår att förklara, eftersom den låga slamåldern under förstnämnda vecka borde ge en lägre nitrifikationshastighet.Osäkra NH_4^+-N och NO_3^- för dygnsproverna under vecka 9349 med stora differenser vid jämförelse med de kontinuerliga mätresultaten tyder på för hög nitrifikationshastighet ovan.En möjlig förklaring skulle även kunna vara det 0,4 enheter högre pH-värdet på utgående vatten (pH 6,8 resp 6,4), men denna kontinuerliga pH-registrering bedöms vara osäker. Däremot kan denitrifikationshastigheten förväntas bli något högre på grund av den lägre slamåldern (högre andel levande heterotrofa bakterier) och i mindre grad den något högre vattentemperturen. I detta fall torde vattnets pH-värde vara av underordnad betydelse, eftersom det registrerade medelvärdet i blandningszonen är ungefär lika (pH 7,0 resp 7,1).

Analysmedelvärdena under de två intensivveckorna 9349 och 9406 (jfr ovan) har sammanställts i tabell 2A.

Resultaten i tabell 2A och 2B visar, att totalkvävehalten under alla tre intensiv-veckorna understigit 15 mg/l N med klar marginal (9349:mv. 11 mg/l N, 9406:mv. 13,5 mg/l N och 9420:mv. 14,0 mg/l N). Nitrifikationsgraden är lägre (70%) under vecka 9349 (jfr ovan) än under vecka 9406 (84%) och vecka 9420 (100%). Även denitrifikationsgraden och kvävereduktionen är lägre beroende på den lägre VS-halten (bakteriehalten) under den förstnämnda perioden.

Denitrifikationsgraden blev även låg under intensivvecka 9420 (mv. 56%). Dygnsvariationerna den 16-17 maj (v.9420) i avloppsvattenflöde samt koncentrationer och mängder av kvävefraktioner i försedimenterat avloppsvatten respektive utgående avloppsvatten från pilotanläggningen visas grafiskt på diagrammen i figur 2A och 2B.

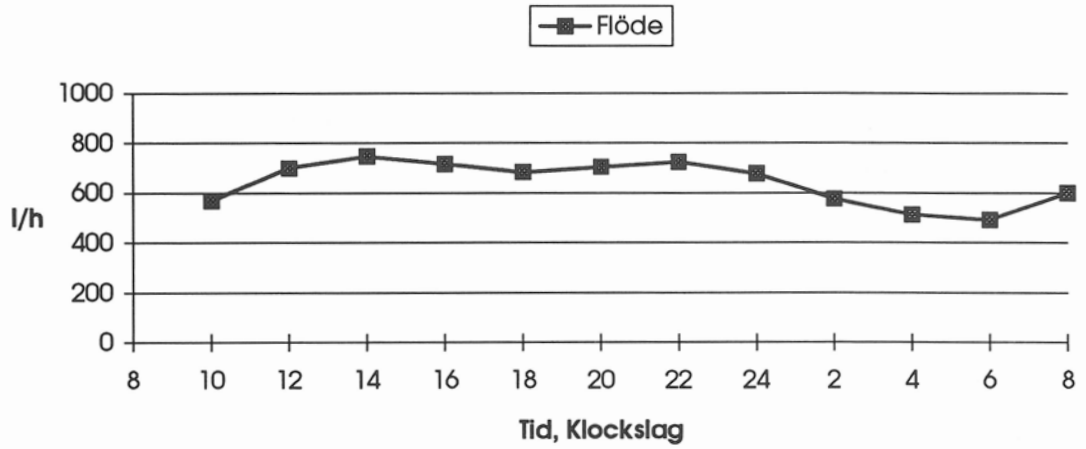
Tabell 2A. Analysmedelvärden för dygnsprover från pilotanläggning under intensivveckorna 9349 och 9406

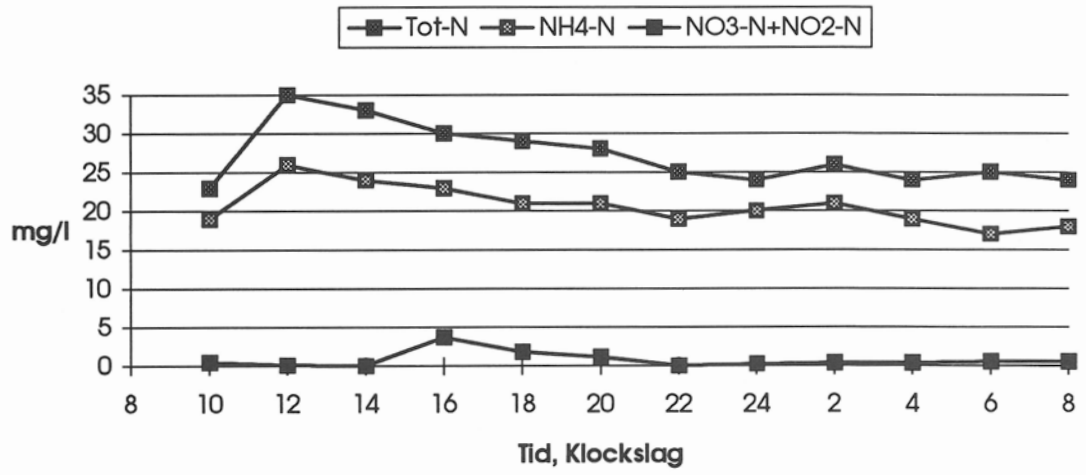
ANALYSER	Vecka:	9349			9406			
	Datum:	1206 -07	1207 -08	1208 -09	1209 -10	0207 -08	0208 -09	0209 -10	0210 -11
Total BOD_7 (försed), mg/l			43		57	66			79
Löst BOD_7 (försed) mg/l			24		21	29			23
Total BOD_7 (utg) mg/l			15		10	14			20
Total P (försed),mg/l		1,7	(veckomedelvärde)			2,49			2,22
Löst P (försed),mg/l		3,7	(veckomedelvärde)			0,37			0,43
Total P (utg),mg/l						0,66			0,59
Löst P (utg),mg/l						0,10			0,13
Alkalinitet (försed), mg/l HCO_3^-					201	213	210	204	
Alkalinitet (utg), mg/l HCO_3^-			134		144	107	-	108	
SS (försed),mg/l		73	(veckomedelvärde)						
SS (utg),mg/l		41	22	25	23	26			21
Total-N (försed),mg/l			20	21		34,7			27
Total-N (utg), mg/l			11	11		12,9			14
N-red (pilotanl),%			45,0	47,6		62,8			48
NH_4^+-N (försed),mg/l		15,2	16,1	15,2	17,1	22,0	21,2	21,0	19,8
NH_4^+-N (utg),mg/l		4,7	4,6	4,6	5,0	3,3	2,9	3,9	3,6
NO_3^- -N (försed),mg/l		1,0	1,1	0,2	1,3	0,3	0,2	0,4	0,2
NO_3^--N (utg),mg/l		6,2	4,9	5,3	6,0	4,3	6,0	8,0	6,7
Nitrifikationsgrad, %		69	71	70	70	85	86	81	82
Denitrifikationsgrad, %		47	61	51	55	77	67	53	59

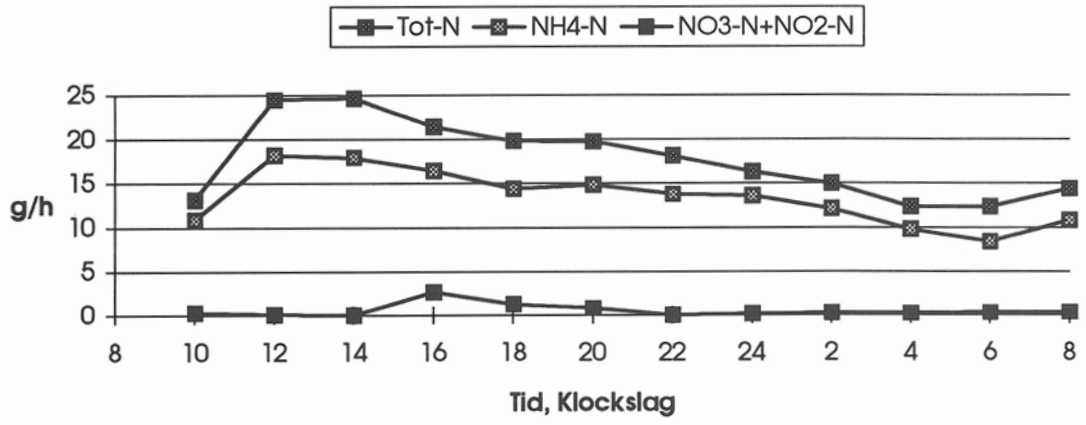
Fortsättning

Tabell 2B. Analysmedelvärden för dygnsprover från pilotanläggning under intensivvecka 9420

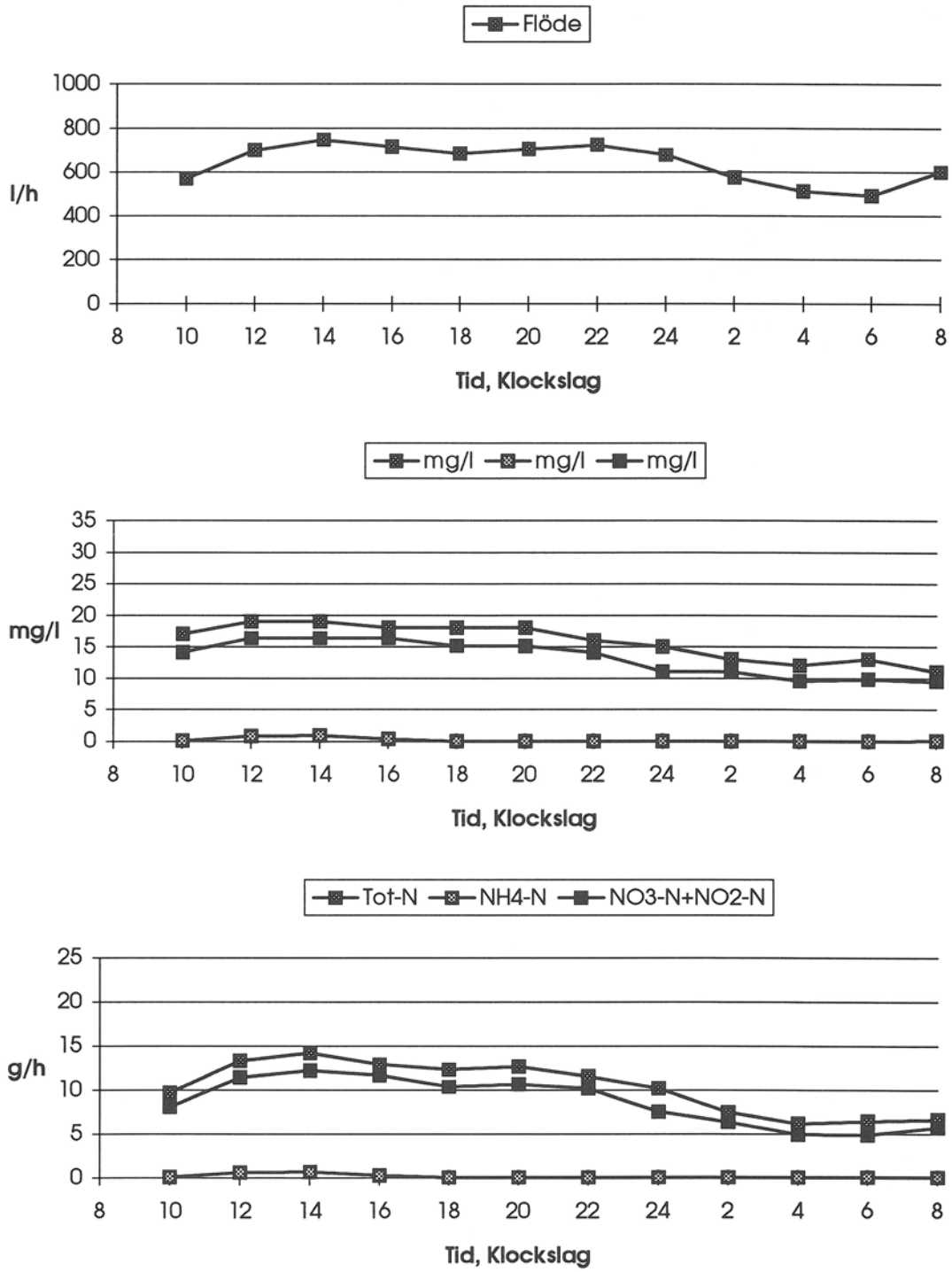
ANALYSER	Vecka: 9420 Datum:	0516 -17	0517 -18	0518 -19	0519 -20
Total BOD_7 (försed), mg/l		62	47		52
Löst BOD_7 (försed), mg/l		31	28		-
Total BOD_7 (utg), mg/l		8	17		14
Total P (försed), mg/l		2,34		2,12	2,26
Löst P (försed), mg/l		0,34		0,43	0,40
Total P (utg), mg/l		0,86		1,09	1,33
Löst P (utg), mg/l		0,20		0,13	0,14
Alkalinitet (försed), mg/l HCO_3^-		247	207	214	232
Alkalinitet (utg), mg/l HCO_3^-		95	79	76	95
SS (försed), mg/l			70	73	67
SS (utg), mg/l		27	67	34	34
Total-N (försed), mg/l		35,8	-	-	29
Total-N (utg), mg/l		16,1	-	-	12
N-red (pilotanl), %		55,0	-	-	59
NH_4^+-N (försed), mg/l		29,2	25,4	23,2	20,2
NH_4^+-N (utg), mg/l		0,17	0,03	0,08	0,01
NO_3^- -N (försed), mg/l		0,5	0,2	0,2	0,4
NO_3^--N (utg), mg/l		13,0	11,3	11,5	8,4
Nitrifikationsgrad, %		99	100	100	100
Denitrifikationsgrad, %		56	56	51	59
Total COD (försed), mg/l		-	290	146	160
Löst COD (försed), mg/l		-	120	96	129
Total COD (utg), mg/l		-	93	63	74
Löst COD (utg), mg/l		-	65	53	57





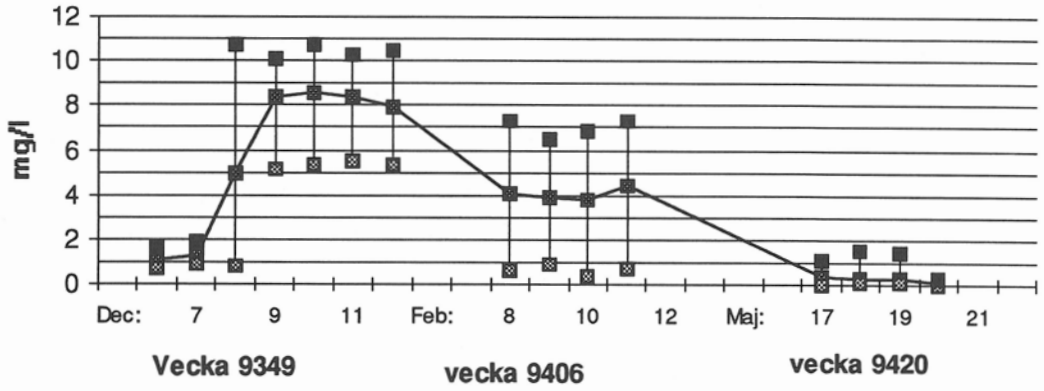


Figur 2A. Data för försedimenterat vatten in till pilotanläggningen 16-17 maj -94

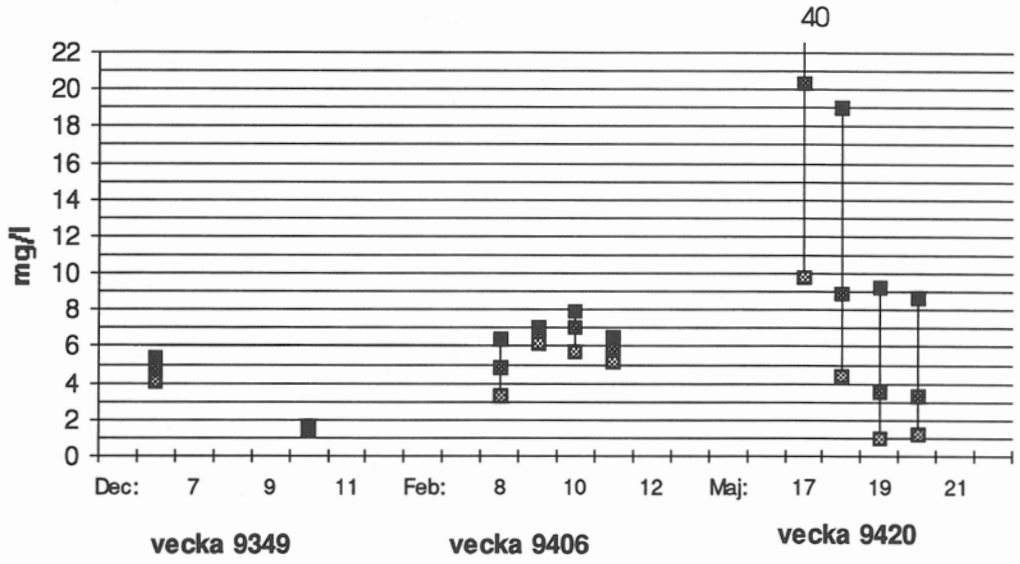


Figur 2B. Data för utgående vatten från pilotanläggningen
16-17 maj -94

Den kontinuerliga mätningen av ammoniumkväve och nitratkväve under intensivveckorna visas på figur 3A respektive figur 3B.



Figur 3A. Ammoniumkvävehalter i utgående vatten från pilotanläggningen under intesivundersökningsveckorna



Figur 3B. Nitratkvävehalter i utgående vatten från pilotanläggningen under intesivundersökningsveckorna

Överensstämmelsen med motsvarande analysresultat för dygnsproverna är acceptabel för NH_4^+-N under vecka 9406 och 9420 men ej under vecka 9349. Detta kan bero på att sensorerna i pilotanläggningen ej kalibrerats till vecka 9349.
Enligt figur 3A sker en markant försämring av nitrifikationen under denna vecka, vilket skulle kunna förklaras av den låga slamåldern (jfr ovan).
Mot detta står de betydligt lägre ammoniumkvävehalterna i dygnsproverna den 9 och 10 december (3,5 - 4 mg/l lägre) samt i viss mån alkalinitetsminskningen (57mg/l HCO_3) under provtagningsdygnet 9-10 december.
Alkalinitetsminskningen motsvarar ca 6,7 mg/l oxiderat NH^+_4 -N, men vid samtidig denitrifikation av ca 7,4 mg/l NO^-_3 -N motsvaras alkalinitetsminskningen av ca 10 mg/l nitrifierat ammoniumkväve. Detta blir totalt ca 15 mg/l NH_4^+-N, inkluderande 5,0 mg/l NH_4^+-N i utgående vatten, att jämföras med 17,1 mg/l NH_4^+-N i försedimenterat avloppsvatten. Enligt figur 3B är överensstämmelsen för NO_3^--N acceptabel endast under vecka 9406.

Denitrifikationen är i hög grad beroende på tillgången på biologisk lätt nedbrytbar substans (löst BOD). I förfällt och försedimenterat avloppsvatten var koncentrationen av löst BOD_7 mellan 20 och 30 mg/l under intensivveckorna. Det är därför nödvändigt att dosera en extern kolkälla, och under denna försöksdrift har metanoldosen ställts in på i medeltal 45 mg/l CH_3OH (motsvarande ca 40 mg/l BOD_7 och 68 mg/l COD). Den förväntade nitratkvävereduktionen med denna metanoldos i praktisk drift blir 11-15 mg/ NO_3^--N (red.)
Härtill tillkommer ca 5 mg/l NO^-_3 -N (red.) med den biologiskt lätt nedbrytbara substansen i försedimenterat avloppsvatten. Som jämförelse beräknas nitratkvävereduktionen under vecka 9406 bli i medeltal ca 11,6 mg/l NO^-_3 -N (red.), vilket är ca 6 mg/l mindre än med ovanstående beräkning. Detta kan tyda på att kolkällan ej utnyttjas optimalt, t ex på grund av otillräcklig uppehållstid i de anoxiska zonerna. Under vecka 9420 blev nitratkvävereduktionen något högre, ca 13,7 mg/l NO_3^--N (red.).

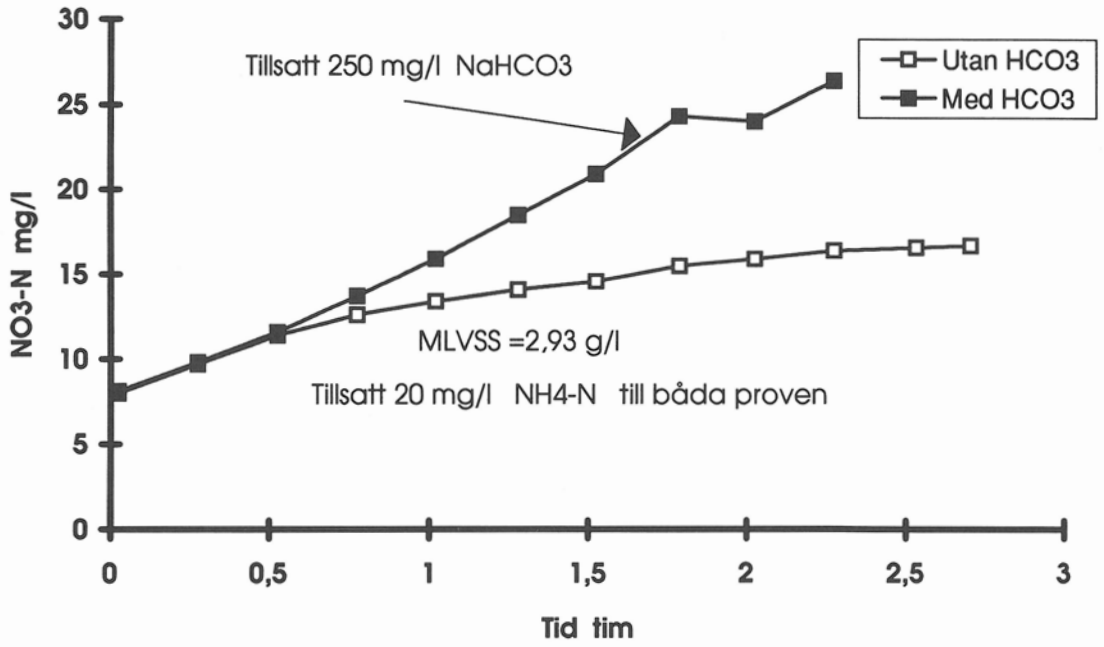
Fosforanalyserna i tabell 2 uppvisar relativt låga medelvärden på löst fosfor i förfällt och försedimenterat avloppsvatten. Detta kan försämra det aktiva slammets egenskaper på grund av brist på lättillgängligt fosfat för bakteriemetabolismen. Från denna synpunkt torde det vara bättre att dosera en polymer förutom fällningskemikalien istället för en högre fällningskemikaliedos, om det är önskvärt att förbättra slamseparationen i försedimenteringsbassängerna. Koncentrationen av löst fosfor i utgående vatten från pilotanläggningen är normal, medan däremot halten suspenderad fosfor är relativt hög på grund av en hög SS-halt.

Detta kan bero på ett systematiskt fel vid provtagningen (uppvirvling av slam i provtagningsstället). Erfarenheter från försöksdrift i pilotanläggningar har även visat, att sedimenteringen ofta blir sämre i dessa än i fullskaleanläggningar under för övrigt samma förhållanden. Den högre SS-halten i utgående vatten försämrar även BOD_7- och kvävereduktionen.

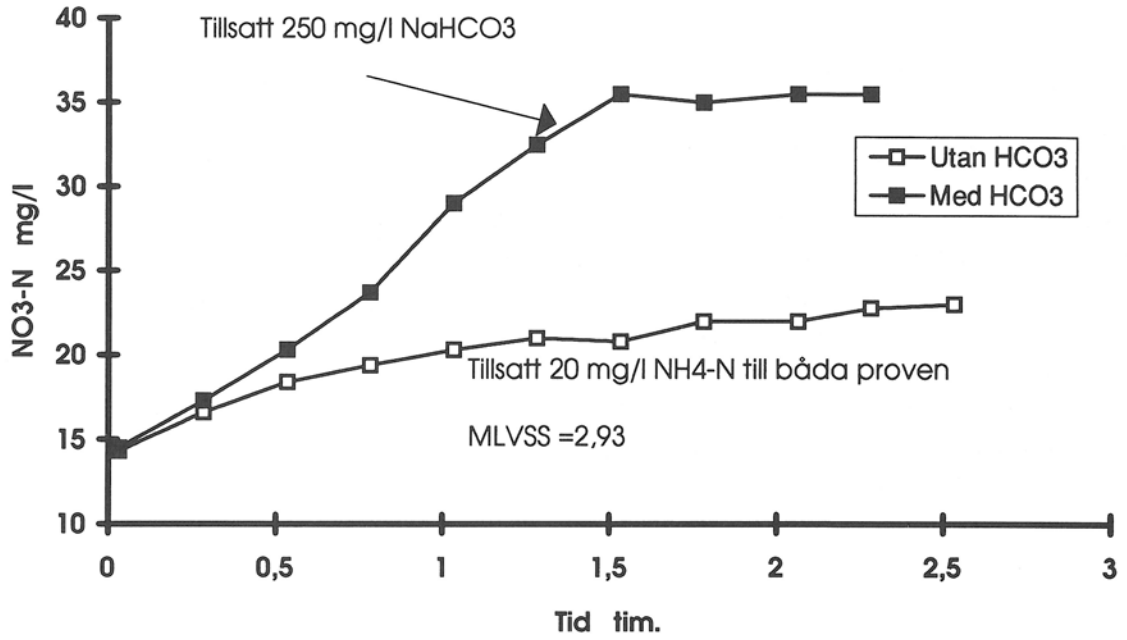
5. RESULTAT AV LABORATORIETESTER UNDER INTENSIVVECKORNA

5.1 Nitrifikationsstudier

Laboratoriestudier av nitrifikationen har gjorts med slam från slutet av ox-zonen i pilotanläggningen.Dessa försök har gjorts dels med tillsats av 250 mg/l natriumvätekarbonat och dels utan tillsats av natriumvätekarbonat.Vid försökens början var alkaliniteten ca 100 mg/l.
I fig 4 och 5 redovisas nitrifikationsförloppet med och utan tillsats av vätekarbonat för undersökningarna veckorna 9406 och 9420.
Utplaningen av kurvan för tillsatt vätekarbonat i fig.5 beror på att den tillsatta ammonium-mängden tagit slut.



Figur 4 Nitrifikationsförsök vecka 9406



Figur 5 Nitrifikationsförsök vecka 9420

5.1.1 Utan tillsats av vätekarbonat

Av figur 4 o 5 framgår att vid försökens början när alkaliniteten är ca 100 mg/loch pH är ca 7 eller högre är nitrifikations hastigheten med och utan tillsats av vätekarbonat ungefär lika.Detta antyder att vid en alkalinitet av 100 mg/l och ett pH av ca 7 är nitrifikationshastigheten fortfarande hög. I dessa försök sjönk pH från ca 6,7 till ca 6,2 vid försöken v9406 och från ca 7,1 till ca 6,7 v9420.Nitrifikationsförloppen är ungefär lika för v9406 och v9420(samma mängd nitrat bildas vid försöken).Dock är pH högre vid försöken v9420 jämfört med v9406.När pH och alkalinitet sjunker minskar nitrifikationshastigheten kraftigt, för att vara mycket låg i slutet av försöken.

I slutet av försöken (utan tillsats av vätekarbonat) hade ca 8 mg/l NO_3-N bildats

vilket motsvarar en sänkning av alkaliniteten (HCO_3) med ca 70 mg/l dvs den återstående alkaliniteten är ca 30 mg/l.

5.1.2 Med tillsats av vätekarbonat.

Eftersom det ej var möjligt att göra laboratorieförsöken vid konstant temperatur har både nitrathalten och temperaturen (samt pH) uppmätts under försöken.De erhållna temperaturerna och nitrathalterna vid olika försökstidpunkter har därför passats till ett uttryck där nitrifikationshastighet och temperatur ingår.

$$NO_3\text{-}N = f(k_{NO3}, temp, tid)$$

För temperaturkompensationen har föjande uttryck använts

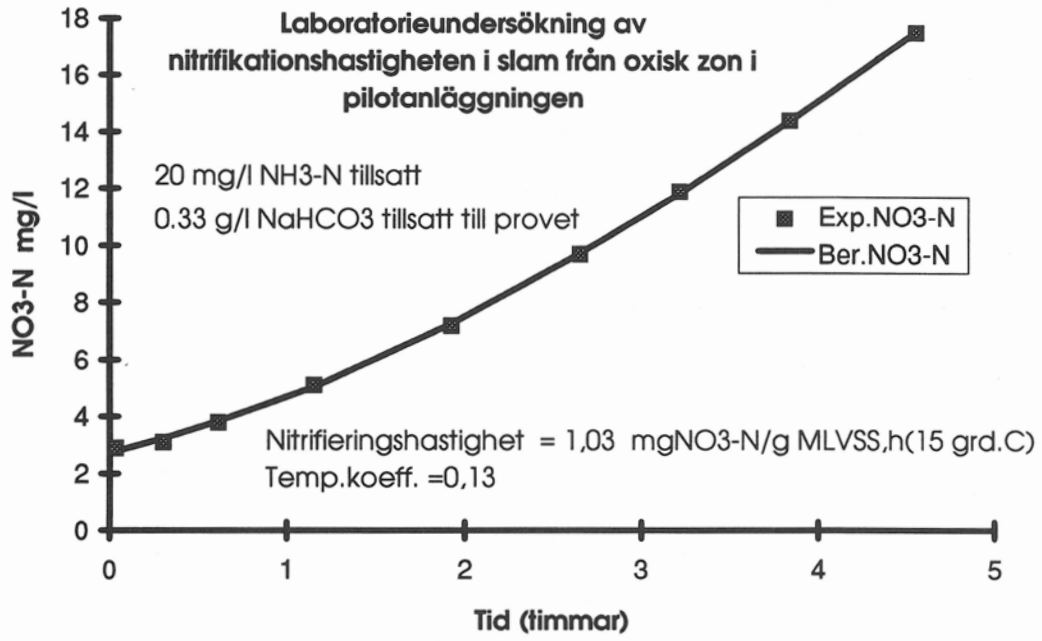
$$k_{NO3}(T) = k_{NO3}(15)*EXP(k_T*(T-15))$$

k_{NO3} = nitrifikationshastigheten mg NO_3-N /g VSS,h

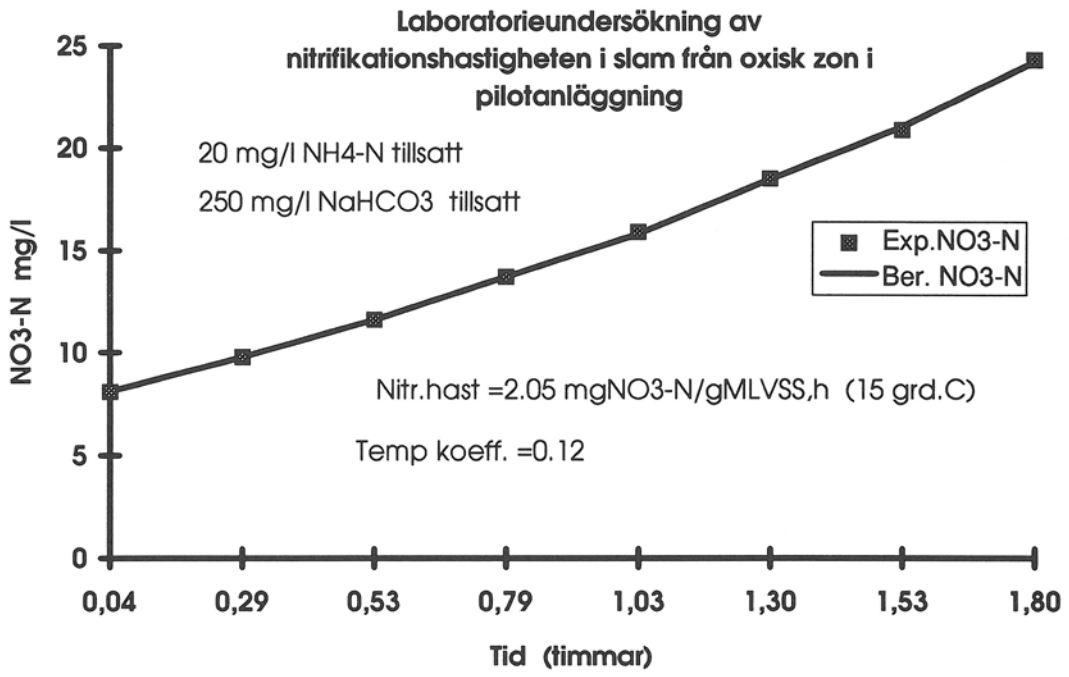
k_T = temperaturkoeff.

T = temperaturen i försökskärlet.

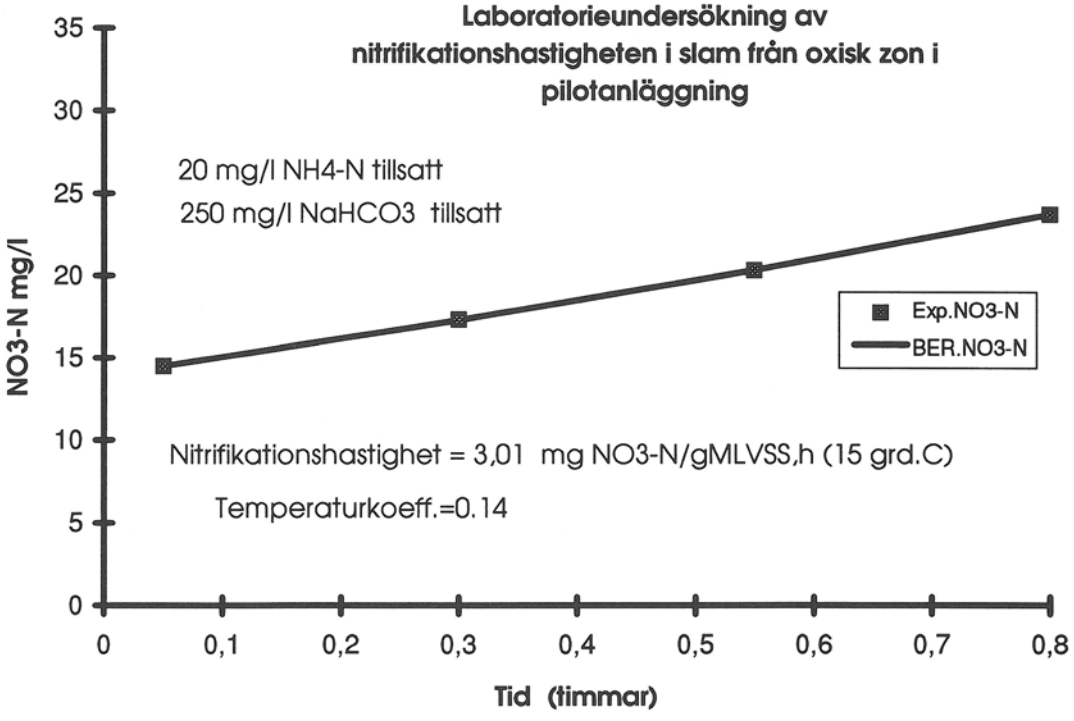
Vid passning av ovanstående uttryck till experimentella data erhålls både nitrifikationshastigheten samt temperaturkoefficienten.
I figur 6-8 redovisas resultatet av dessa passningar till försöksdata från intensivundersökningarna veckorna 9349, 9406 och 9429.



Figur 6 Experimentella och simulerade nitrathalter från laboratorieförsök vecka 9349 (pH i provet = 7.3,medelvärde under försöket)



Figur 7 Experimentella och simulerade nitrathalter från laboratorieförsök vecka 9406 (pH i provet = 7.4,medelvärde under försöket)



Figur 8 Experimentella och simulerade nitrathalter från laboratorieförsök vecka 9420 . (pH i provet = 7.3 , medelvärde under försöket)

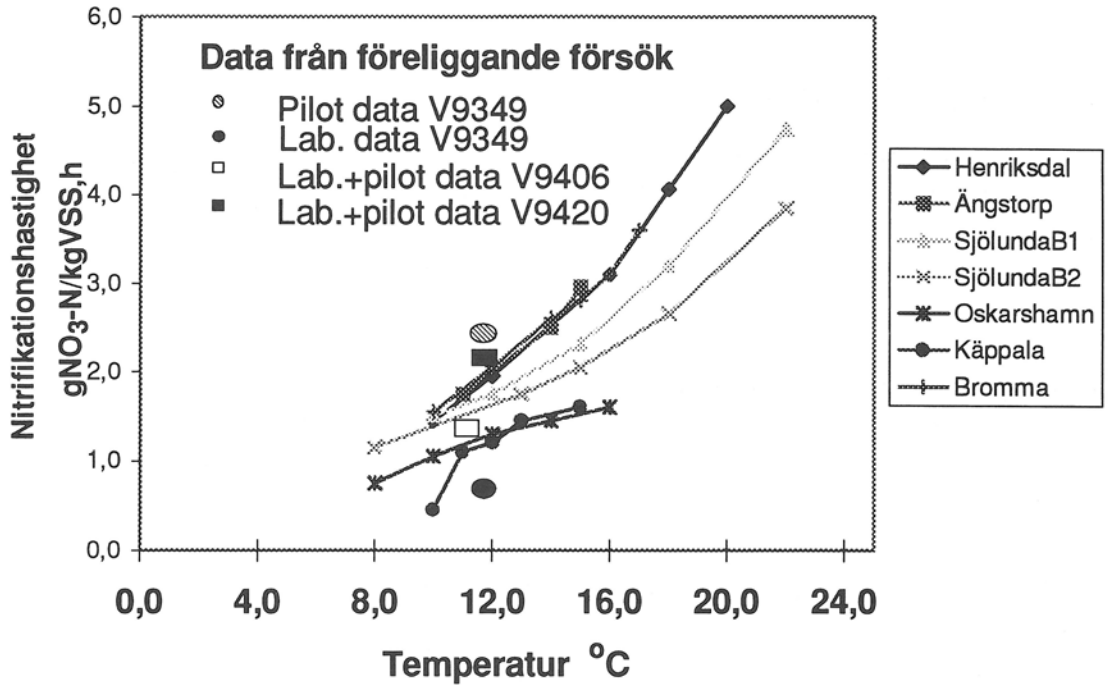
Som framgår av dessa diagram erhålls en god överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta nitrathalter vid olika försökstidpunkter.

I tabell 3 redovisas de nitrifikations- och denitrifikationshastigheter som erhållits dels ur data från pilotanläggningen dels ur laboratorieförsök.

Tabell 3

Försök	Temperatur °C	Nitr.hast. mg/gVSS,h	Temp konst.	Denitr.hast mg/VSS,h	Temp.konst.
V9349					
Pilot anl.	11.6	2.5	-------	2.7	-------
Lab. förs	11.6	0.66	0.13	------	-------
V9406					
Pilot anl.	11.0	1.5	-------	1,8	-------
Lab.förs	11.0	1.3	0.12	1.6	0.1
V9420					
Pilot anl.	12.3	2.3	-------	2.3	------
Lab. förs	12.3	2.1	0.14	1.9	0.066

För den första undersökningsperioden V9349 är den nitrifieringshastighet som erhållits ur pilotdata betydligt större än den som erhölls ur laboratorieförsöken.Detta kan möjligen bero på felanalyser av ammoniumkvävehalter i dygnsproven eftersom den låga slamåldern vid dessa försök borde ge en låg nitrifierarhalt i slammet (jfr.sid 5).För de båda senare undersökningsperioderna erhålls god överensstämmelse mellan nitrifikationshastigheter som erhållits ur pilotdata och laboratorieförsöken.



Figur 9 Nitrifikationshastigheter erhållna vid några svenska reningsverk (enl. Ödegård,SNV-91) samt nitrifikationshastigheter erhållna i föreliggande undersökning

I samtliga undersökningar har en något lägre nitrifikationshastighet er-hållits i laboratorieförsöken jämfört med pilotdata.
De nitrifikationshastigheter som erhållits ur pilotdata uppvisar högre värde för v9420 jämfört med v9406.Förklaringen till detta är naturligtvis den högre slamåldern v9420 jämfört med v9406 (total slamålder 17,8 resp 12 dygn).

Jämförs nitrifikationshastigheterna som erhållits ur laboratorieförsöken under de olika försöksperioderna finner man att de ökar med ökad slamålder dvs. lägsta hastigheten erhålls för v9349 och högsta hastigheten v9420 (Se även tabell 1).
De temperaturkoefficienter för nitrifikationen som erhållits i laboratorie-försöken(0.12-0.14) är högre än de som man finner i litteraturen(för samma typ av temperaturfunktion som använts i föreliggande försök),vilka rapporterats ligga i området i 0.07-0.12.
I figur 9 jämförs de nitrifikationshastigheter som erhållits i föreliggande för-sök med de som redovisats för några reningsverk i Sverige.

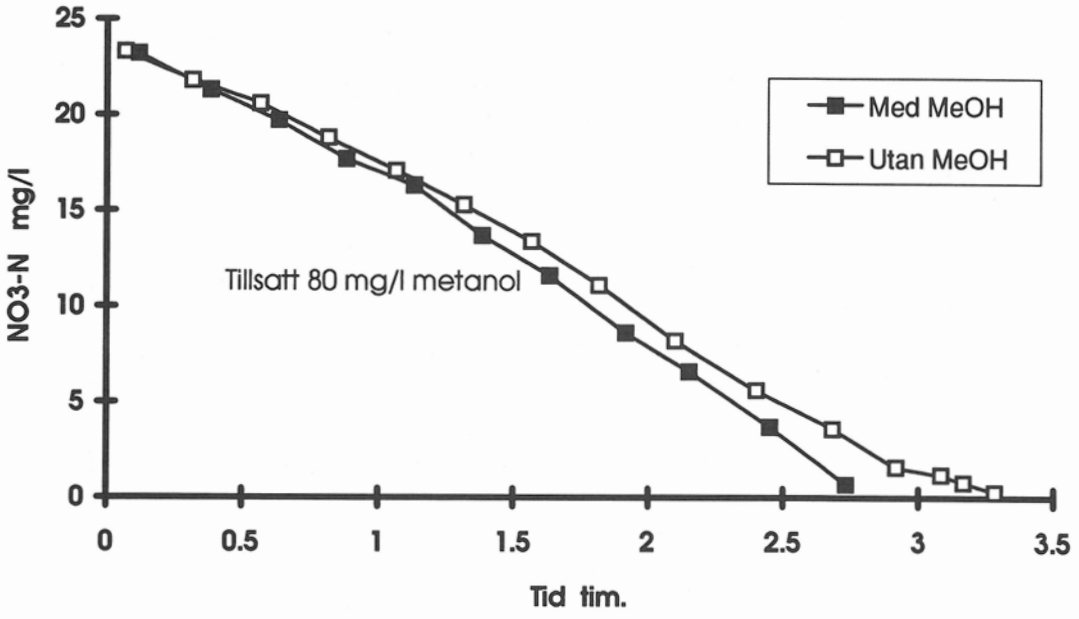
De nitrifikationshastigheter som erhållits ur laboratoriedata v9349 är lägre än de som rapporterats från andra reningsverk vid samma temperatur.
Nitrifieringshastigheterna som erhållits för v9406 och v9420 (medelvärde lab.+pilot data)är som framgår av figur 9 lika höga eller högre än de rapporterade för andra verk vid samma temperatur.

5.2 Denitrifikationsstudier

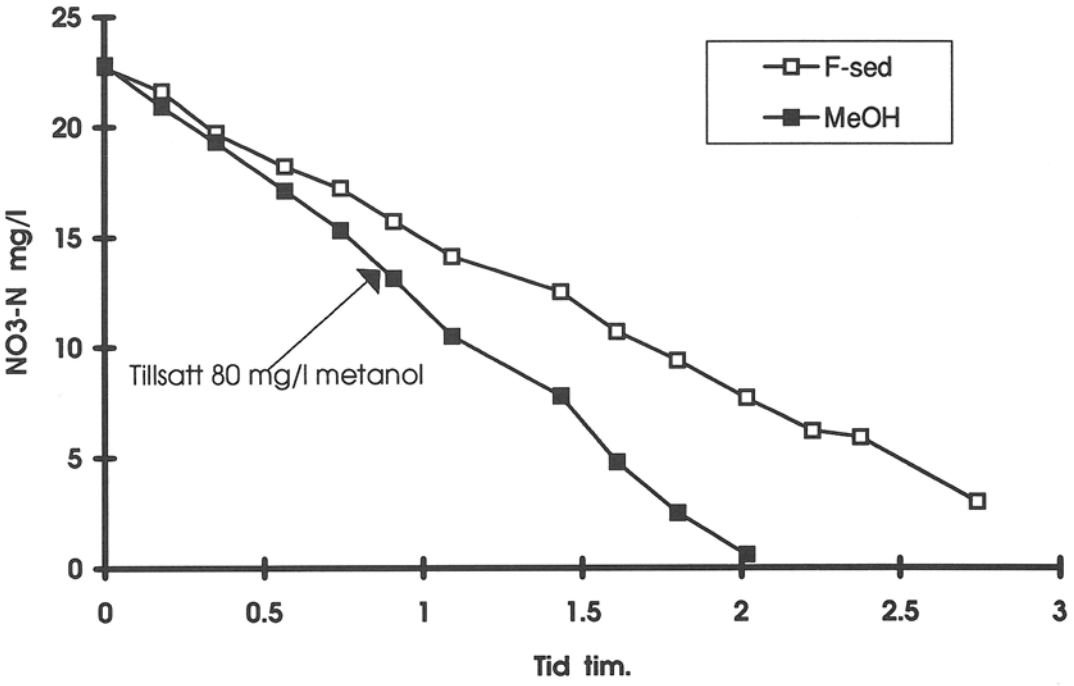
Laboratorieförsök med denitrifikation på slam från slutet av ox-zonen har gjortsdels med tillsats av metanol,dels med tillsats av försedimenterat vatten (ingående vatten till pilotanläggningen).

I figur 10 och 11 visas resultatet av dessa denitrifikationsförsök.Som framgår av diagram 11 är som den experimentellt observerade denitrifikationshastigheten större vid tillsats av metanol som kolkälla jämfört med försedimenterat vatten som kolkälla,men differensen är mindre än väntat.I denitrifikationsförsöken med försedimenterat vatten som kolkälla uppvisar denitrifikations-hastigheten ett nästan linjärt

förlopp i tiden, trots att temperaturen under försöket ökade med ca 4 °C.



Figur 10 Denitrifikationsförsök vecka 9406 med metanol som kolkälla samt utan tillsats av extra kolkälla.
(pH i proven under försöken: utan MeOH tillsats 6.7 - 7.3
med MeOH tillsats 6.7 - 7.2)



Figur 11 Denitrifikationsförsök vecka 9420 med dels metanol och dels med försedimenterat vatten som kolkälla
(pH i proven under försöken: utan MeOH tillsats 7.0 - 7.5
med MeOH tillsats 6.8 - 7.3)

Detta förlopp antyder att den biologiska nedbrytbarheten är olika för olika fraktioner av organiska ämnen (BOD) och sker med sjunkande hastighet liksom hämningen pga kolkällebrist.Dessa faktorer motverkar för den ökning av denitrifikationshastigheten som beror på temperaturhöjningen och möjligen även pH-höjningen.

Eftersom ej heller denitrifikationsförsöken kunde göras vid konstant temperatur har data från laboratoriefösöken passats till ett uttryck liknande det för nitrifikationsförsöken där även hämning pga nitratbrist har inkluderats.I vissa fall har även hämning av denitrifikationshastigheten pga kolkällebrist inkluderats i simuleringen eftersom i försöken med förse-dimenterat vatten som kolkälla bör denitrifikationsshastigheten vara hämmad av brist på biologisk lättnedbrytbar kolkälla.Den funktion som använts för anpassning till experimentella data utan tillsats av metanol har därför kompletterats med även ett uttryck för hämning pga brist på biologisk nedbrytbar COD i vattnet.

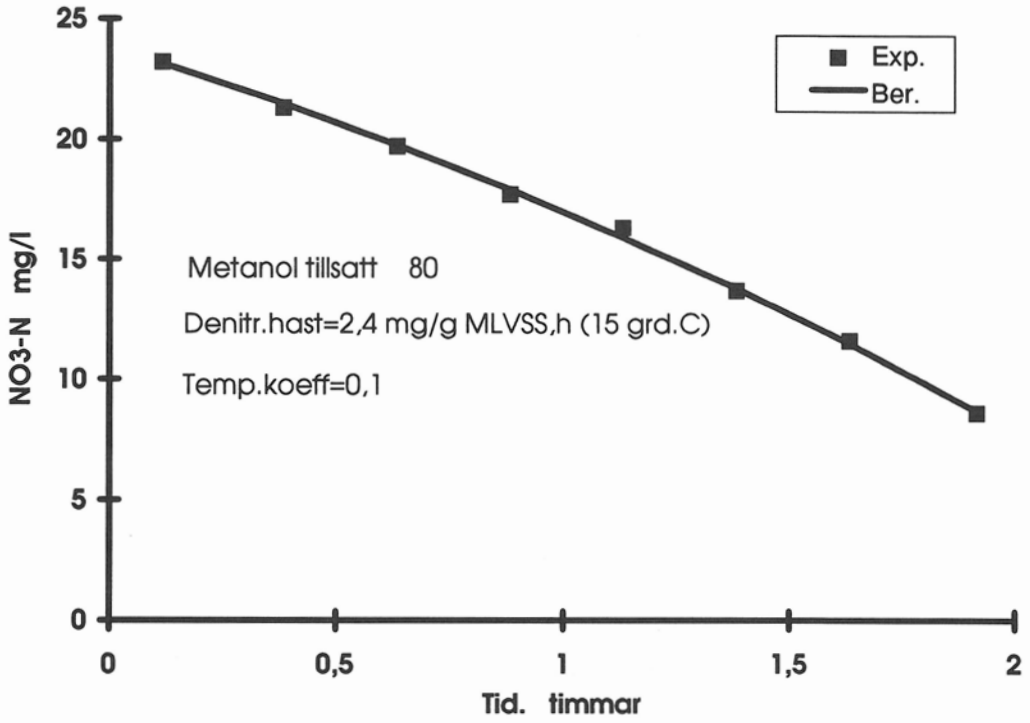
$NO_3\text{-}N(t) = f(kd_{NO3}, temp, NO_3\text{-}N, COD, tid)$

kd_{NO3} = Denitrifikationshastigheten mg NO_3-N/gVSS.h

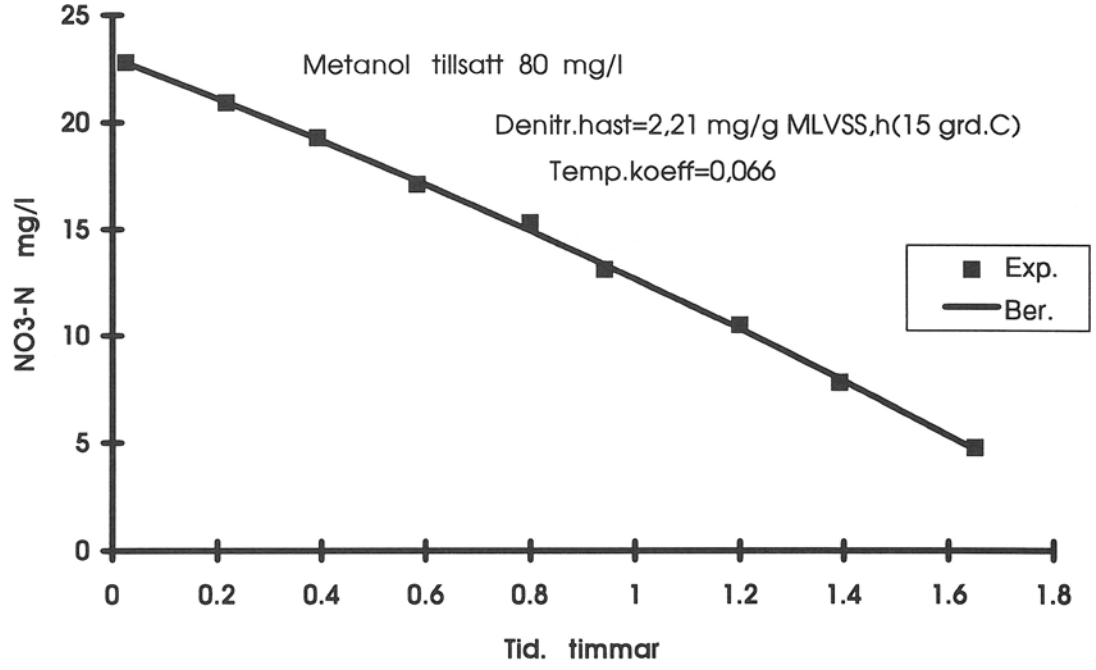
Minskningen i denitrifikationshastighet pga av begränsningen i tillgång på NO_3-N och COD har modellerats med Monod uttryck där halvmätt-nadskonstanterna varierats till bästa passning med experimentdata.

5.2.1Försök med metanol som kolkälla.

I figur 12 o 13 visas simulerade och experimentella data från laboratorie-försöken veckorna 9406 och 9420 med metanol som kolkälla



Figur 12 Experimentella och simulerade nitratkvävehalter vid denitrifieringsförsök vecka 9406
(pH i provet = 7.0,medelvärde under försöket)



Figur 13 Experimentella och simulerade nitratkvävehalter vid denitrifieringsförsök vecka 9420
(pH i provet = 7.1,medelvärde under försöket)

Simuleringarna uppvisar god överensstämmelse mellan beräknade och experimentellt uppmätta nitrathalter i laboratorieförsöken.
Av tabell 3 framgår att god överenstämmelse erhållits mellan denitrifikationshastigheter beräknade ur pilot- och laboratoriedata.
Den denitrifikationshastighet som erhållits ur pilotdata för undersökningsperiod v9349 är betydligt högre än de som erhållits för de efterföljande undersökningsperioderna.
Orsaken till detta torde liksom för motsvarande nitrifikationshastigheter vara att analyserna gett för högt värde på ammoniumkvävehalten i det försedimenterade vattnet in till pilotanläggningen.

De denitrifikationshastigheter som beräknats ur pilotdata är något högre än de som erhållits ur laboratoriedata. Liksom beträffande nitrifikations-hastigheterna är denitrifikationshastigheterna något högre för v9420 jämfört med v9406 (omräknat till samma temperatur som för v9420).
Med hänsyn till att slamåldern vid försöken v9420 är betydligt längre än vid försöken v9406 borde den specifika denitrifikationshastigheten vara något större v9406 jämfört med v9420.
Jämförs de denitrifikationshastigheter som rapporterats i litteraturen för metanol som kolkälla med de i föreliggande försök, ligger de senare i den lägre delen av de förra. I litteraturen rapporteras denitrifikations-hastigheter som i regel är större än

2-3 mg NO_3-N/g VSS,h vid en temperatur av 11 - 12 ^{o}C, se figur 14.

5.2.2Försök utan tillsats av metanol.

I dessa försök har försedimenterat vatten använts som kolkälla. Simuleringar har gjorts med och utan hämning pga brist på kolkälla.

I tabell 4 redovisas simuleringsförsöken med och utan hänsyn till be-gränsning i denitrifikationshastigheten pga kolkällebrist tillsammans med denitrifieringshastigheterna med metanoltillsats.

Tabell 4 (Simuleringarna gjorda för 15 °C)

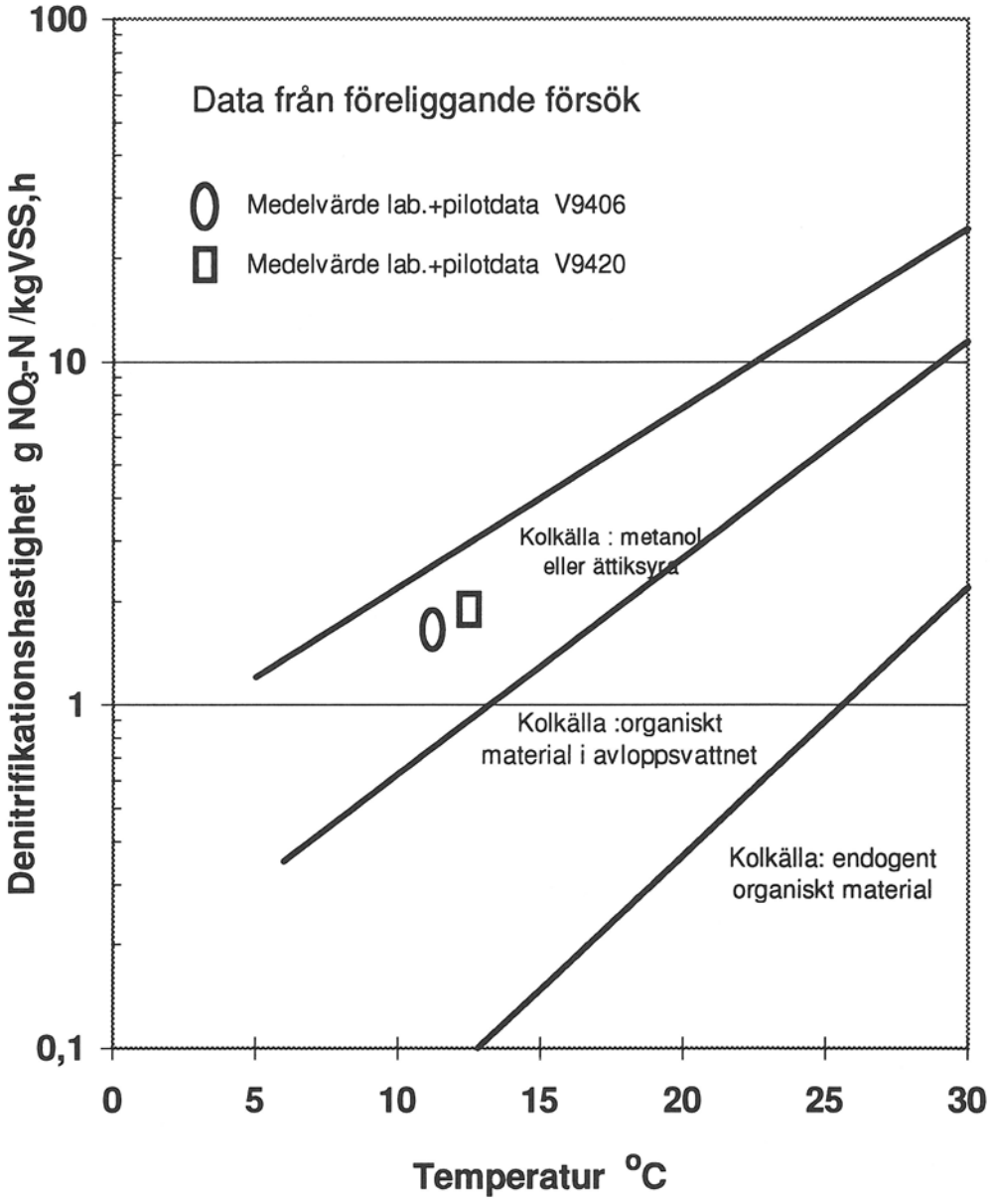
Försök	**Denitrifieringshastigheter Försöksperiod**	
	V9406	**V9420**
Med metanol	2.4	2,2
F-sed vatten (48 %)		
Simulering 1)	---	2
Simulering 2)	---	2,3

Simulering 1) Ingen hänsyn tagen till COD begränsning
Simulering 2) Hänsyn tagen till COD begränsning

Av ovanstående tabell framgår att om ingen hänsyn tas till COD begräns-ning fås något lägre denitrifikationshastigheter än då hänsyn tas till COD begränsning.

De denitrifieringshastigheter som erhållits vid simuleringarna där hänsyn tagits till COD begränsning är som framgår av tabell 4 lika höga som de när metanol används som kolkälla.De denitrifikationshastigheter som erhållits i simulering 1)är högre än de som rapporterats i litteraturen för försedimenterat vatten som kolkälla samt endogen respiration (i vårt fall borde denna situation svara mot det fall där ingen extra kolkälla tillsatts).Rapporterade värden på denitrifieringshastigheten med avlopps-vatten som kolkälla varierar kraftigt,vilket beror på att olika vatten har olika mängd lätt nedbrytbart material (löst BOD), som enligt litteraturen även innehåller en mycket lätt nedbrytbar fraktion.

Henze m.fl rapporterar värden på < 1 mg NO_3-N/mgVSS,h för avloppsvatten som kolkälla och värden < 0,5 mg NO_3-N/gVSS,h för endogen respiration (figur 14).
Andra undersökningar har gett högre värden på denitrifikationshastigheten(1,4 mgNO_3-N/gVSS,h)
med avloppsvatten som kolkälla (Hansson och Gunnarsson).



Figur 14 Denitrifikationshastigheter för olika kolkällor enl. Henze m.fl.

5.3 Slammets egenskaper från sedimenterings-,förtjocknings- och avvattningssynpunkt

Följande sedimenteringsegenskaper (ISH) hos slammet i pilotanläggningen har undersökts.

- Initialsedimenteringshastigheten uppmätt i långtub

-Slamindex SVI och SSVI

-Slamavvattningsegenskaper uppmätta med CST-metoden.(CST=Capillary Suction Time)

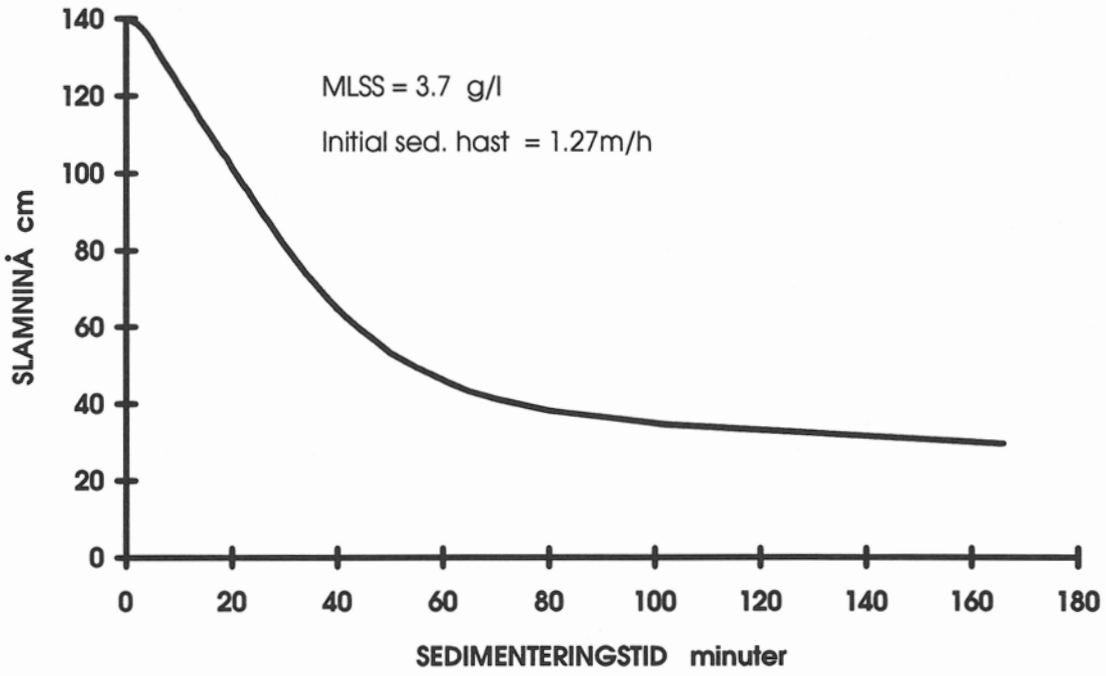
I tabell 5 redovisas uppmätta sedimenteringshastigheter för slammet i pilotanläggningen samt för stora verket.

Tabell 5

Datum	Slamhalt g/l	Initial sed. hast m/h
V9349:931208	2,23	3,66
"	3,5	1,7
:931209	3,69	1,53
V9406:940207	3,7	1,27
940209	6,00	0,72
940207	7,4	0,33
V9420:940516[1)]	2,77	2,2
"	4,96	0,86
"	8,55	0,16
Stora verkets slam [2)]		
V9406:940208	1,97	4,53
"	6,17	0,89
V9420:940517	1,97	3,93
"	3,98	1,73
"	7,61	0,284

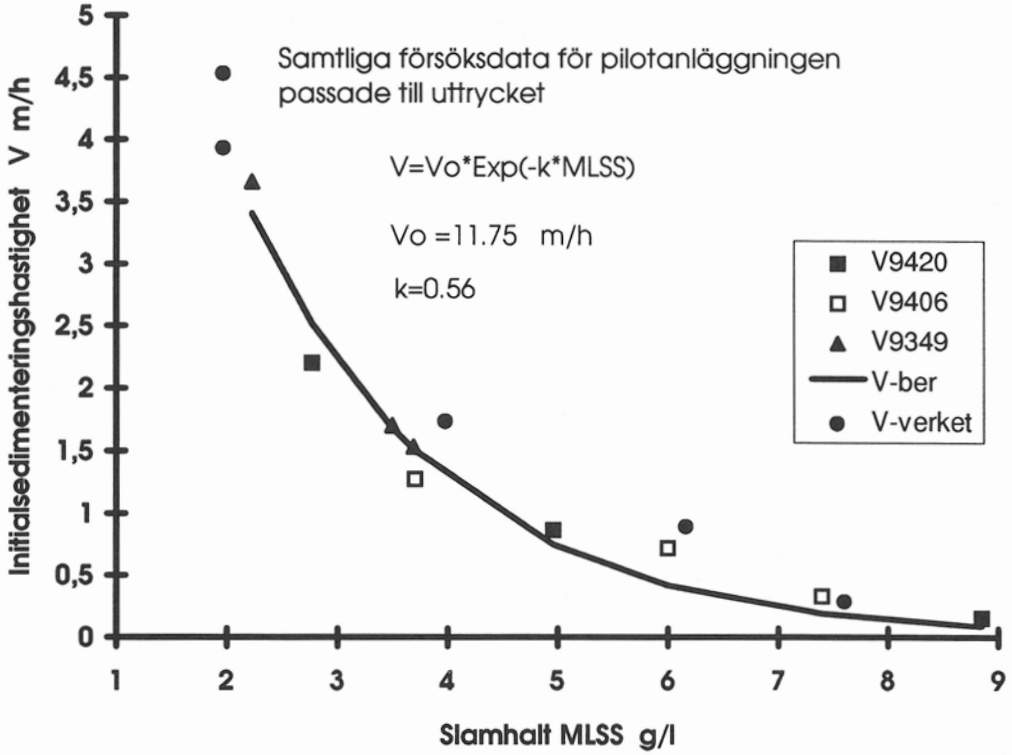
1) 1 mg/l polymer tillsatt
2) 0,25 mg/l polymer tillsatt

Exempel på sedimenteringskurvor för bioslammet ges i figur 15



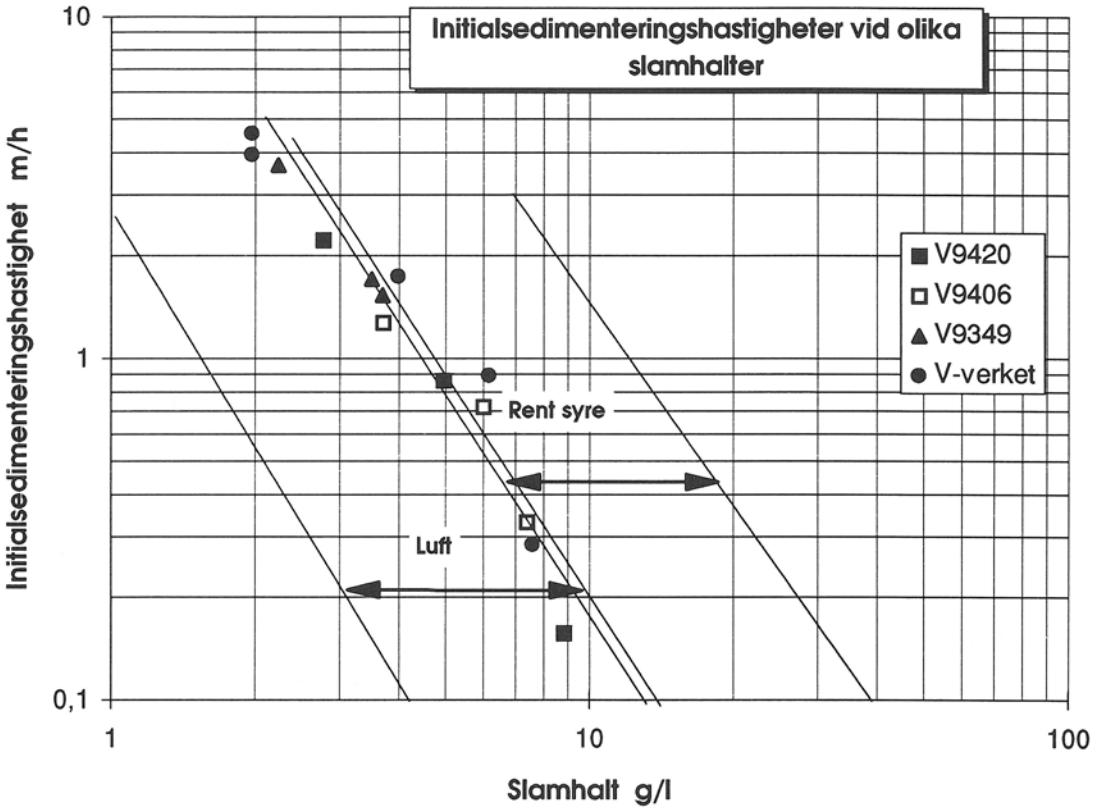
Figur15 Sedimenteringskurva för aktivt slam ur pilotanläggningen från långtubförsök vecka 9406

Figur 16 visar uppmätta initialsedimenteringshastigheter (ISH) för bio-slammet i pilotanläggningen samt stora verket som funktion av slam-halten.Jämförs pilotanläggningens data med de som erhållits för det stora verket finner man att ISH för pilotanläggningen är ungefär lika de för det stora verket.Normalt erhålls ett slam med sämre sedimenterings-
egenskaper i anläggningar där kvävereduktion genomförs med biologisk nitrifikation/denitrifikation.



Figur 16 Initialsedimenteringshastigheter vid olika slamhalter för dels det stora verkets slam ,dels pilotanläggningens slam

I figur 17 är de i föreliggande undersökning erhållna ISH införda i ett log-log diagram tillsammans med de områden för ISH som erhållits för anläggningar som använder luft och rent syre (enl. J.R McWhirter).Som framgår av detta diagram ligger ISH för pilotanläggningen och stora verket mellan de ISH områden som erhållits för luft och rent syre anläggningar.
De slamsedimenteringsegenskaper som erhållits vid de olika intensivundersökningarna är ungefär lika, om hänsyn tas till skillnaderna i slamhalt, trots att slamåldern ökats från4.3 dygn (V9349) till 17.8 dygn (V9420) (Figur 17).
ISH- värden för slam med nitrifierare ligger i regel för både luft och rent syre i den undre delen av respektive ISH-band.



Figur 17 Initialsedimenteringshastigheter för pilotanläggningens slam och stora verkets slam samt initialsedimenteringshastigheter för slam vid användning av dels luft och dels rent syre för syresättningen(enl. J.R. McWhirter).

Pilotanläggningens sedimenteringsdata har anpassats till följande uttryck:

V = Vo*EXP(-k2*MLSS)

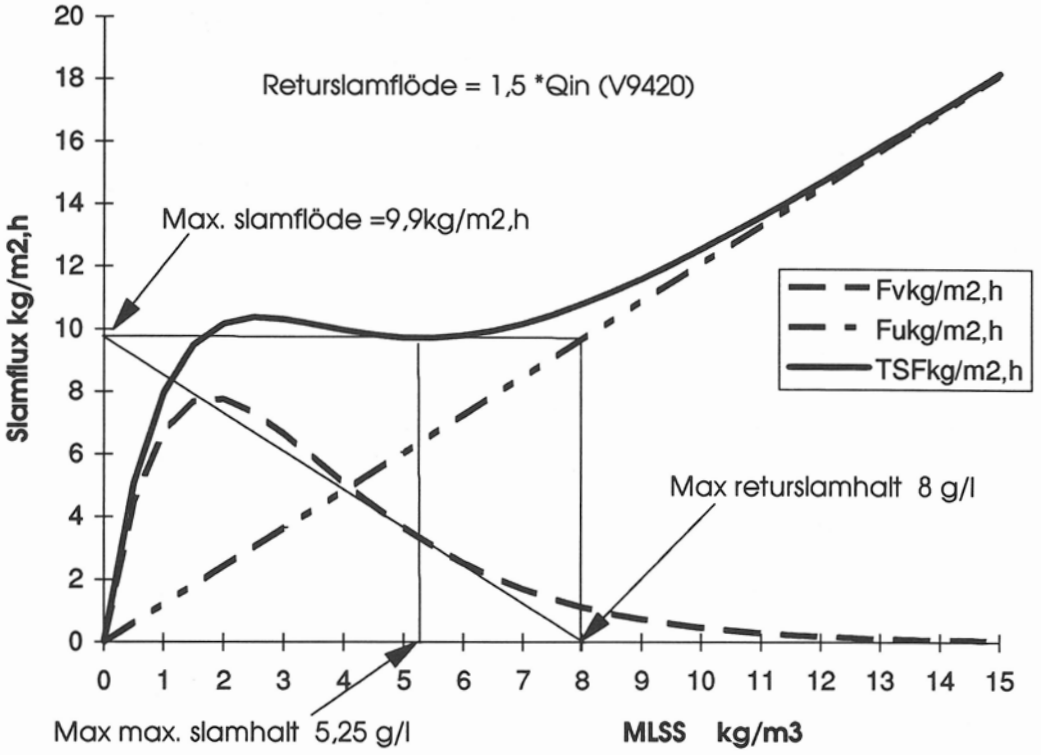
Där: V = Initialsedimenteringshastigheten (ISH) m/h

Vo = Initialsedimenteringshastigheten vid MLSS=0

k2 = Konstant

I figur 16 redovisas även den passade kurvan enligt ovanstående uttryck. Som synes följer de uppmätta sedimenteringshastigheterna relativt väl denna funktion.

I figur 18 redovisas slamflödesberäkningar för pilotanläggningens slutsedimenteringsbassäng baserat på ISH-data erhållna ur långtubsförsöken.



Figur 18 Slamflödeskurvor beräknade med initialsedimenteringshastigheter för pilotanläggningens slam

Detta diagram är uppritat enligt gängse teori för dimensionering av sedimenteringsbassänger av cirkulär typ,dvs

F_v = MLSS*V_o*exp^(-k2*MLSS)

F_u = MLSS*Q(retur)/m^2(sed.yta)

SF = F_v+F_u

Där: F_v = Slamflödet pga slammets ISH (kgMLSS/m^2 (sed.yta),h)

F_u = Slamflödet pga returslampumpningen (kgMLSS/m^2 (sed.yta),h)

SF = Totala slamflödet (kgMLSS/m^2(sed.yta),h)

Det maximala slamflödet som sedimenteringsbassängen kan belastas med är enl. figur 18 ca 10 kgMLSS/m^2(sed.yta),h.

Av figur 18 framgår att man bör kunna hålla en slamhalt av ca 5 g/l i bassängreaktorn och nå en returslamhalt av ca 8 g/l .
Under intensivundersökningarna v9420 var slamhalten i bassängreaktorn, ca 5g/l, och returslamhalten ca 8.5 g/l.

Under undersökningsperiod v9420 har således pilotanläggningen beträffande slamhalter körts vid maximala förhållanden för aktivtslamhalt och returslamhalt som medgetts med hänsyn till de uppmätta slamegenskaperna.

I tabell 6 redovisas slamindex för bioslammet i pilotanläggningen samt stora verkets slam.

Tabell 6

Slamindex hos slammet i biosteget i pilotanläggningen samt stora verket
SVI = Sludge Volume Index
SSVI = Stirred Sludge Volume Index

Provtagning	**Slamhalt g/l SS**	**SVI ml/g**	**SSVI ml/g**
V9349 datum			
931207	2,24	116	76
931208	2,13	122	80
931209	2,05	117	75
931210	2,12	118	76
V9406 datum			
940207	3,72	207	90
940209	3,55	155	93
940210	3,58	215	89
V9420 datum			
940516	4,96	189	105
940517	4,70	195	108
940518	5,2	179	104
940519	5,0	188	105
940520	4,8	196	100
Stora verkets slam datum			
940208	1,97	147	76
940517	2,01	199	103

Under den första undersökningsperioden när slamhalten var ca 2.2 g/l var SVI ca 115. För de två efterföljande perioderna när slamhalten ökades till ca 3.6 g/l resp. ca 5 g/l ökade SVI till ca 200 och var ungefär lika för dessa båda undersökningsperioder.

Motsvarande värden gjorda med omrörning (SSVI) uppvisar en ökning under pilotförsöken och var ca 75 under den första perioden,ca 90 under den andra och ca 105 under den sista perioden.SSVI är betydligt lägre än SVI och uppvisar generellt mindre variationer under varje försöksperiod. Metoden att bestämma SVI under omrörning anses vara en säkrare metod för dimensionering av sedimenteringsbassänger för aktivt slam.SVI för det stora verkets slam var för V9406 och V9420 146 respektive199.
Slamhalten i det stora verkets bassänger har under pilotförsöken varit ca 2 g/l. SVI var således ungefär lika hög som för pilotanläggningen under sista undersökningsperioden trots att slamhalten var mindre än hälften av pilotanläggningens.
SVI för det stora verkets slam vid motsvarande slamhalt i pilotanlägg-ningen var således högre än i den senare (146 resp 120).
SSVI i det stora verket för V9406 var 76 och för V9420 103 dvs har varierat lika mycket som pilotanläggningens värden trots att slamhalten varit nästan konstant och betydligt lägre.

Sedimenteringsförsök med simulering av ytbelastningen har gjorts i långtub med slam från pilotanläggningen.
I tabell 7 rediovisas SS-halter vid olika ytbelastningar tillsammans med motsvarande SS-halter för utgående vatten från pilotanläggningen vid tidpunkten för långtubförsöken.

Tabell 7

Försök Datum	MLSS g/l	Ytbelastning m/h	SS mg/l
V9349			
Långtubförsök	2,23	1,0	14,3
	2,23	0.5	12.1
Utg,vatten pilotanl	2,23	0.97	25,8
V9406			
Långtubförsök	3.75	1.0	13,3
-"-	3.75	0,5	11.0
Utg,vatten pilotanl	3,75	0.97	22.6
V9420			
Långtubförsök	5.0	---	---
	5.0	---	---
Utg,vatten pilotanl	5.0	0.92[1)]	34[1)]

--- Vid långtubförsöken erhölls ingen genomsnittlig klarfas
1) Dygnsmedelvärden

Som framgår av tabell 7 erhålls en lägre SS-halt i långtubförsöken jämfört med SS-halten i utgående vatten från pilotanläggningen (V9349 och 9406).Detta antyder att pilotanläggningens sedimenteringsbassäng ger något förhöjda slamhalter i utgående vatten vilket också erhållits i dygnsproven.

Beträffande de långtubförsök som gjorts V9420 erhölls i dessa ingen klarfas i det nedersta provuttaget.
Dygnsmedelvärden från provtagningsdygnet antyder att vid den aktuella slamhalten i bassängreaktorn erhålls en försämrad sedimentering av det aktiva slammet,jämfört med motsvarande värden vid lägre MLSS-halter.Resultaten visar att maximala MLSS-halter uppnåtts med avseende på sedimenteringen

I tabell 8 redovisas slamavvattningsegenskaperna hos slammet i pilot-anläggningen mätt som Capillary Suction Time (CST).

Tabell 8

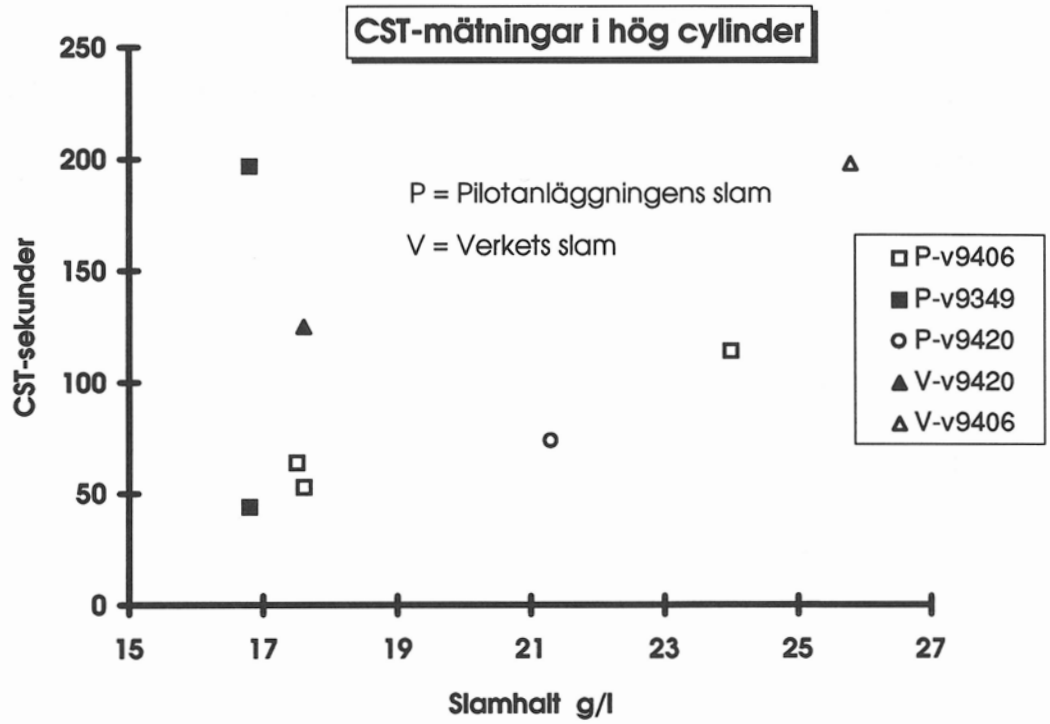
Provtagning	**Slamhalt**	**CST**/sekunder	
Datum	g/l SS	Hög cylinder	Låg cylinder
931210	16,8	196,9	22,2
940207	17,5	52,9	12,0
940208	17,5	63,7	13,9
940207	24,0	114,1	23,1
940516	21,3	73,7	15,6
Stora verket			
940208	25,8	198,1	39,3
940517	17,6	124,9	23,5

Som framgår av tabellen kan mätningarna ske med hög eller låg cy-linder.Den låga cylindern används normalt för mera svåravvattnat slam och den höga cylindern med mindre diameter för lättavvattnat slam.

Det är dock en fördel att göra mätningarna i båda cylindrarna , eftersom detta medger bättre möjligheter till jämförelse med andra mätningar (egna eller publicerade). En viktig parameter för mätningarna är slamhalten i provet .
En ökning av slamhalten ger för samma slam ett högre CST-värde.

Det är ej så vanligt i Sverige att göra CST-bestämmningar på slam och jämförelsematerialet är därför litet.Mätningar vid Västra Strandens av-loppsreningsverk i Halmstad visar dock att slammet i Västerås är betydligt svårare att avvattna.

I figur 19 har CST-värden för pilotanläggningen uppritats för olika slamhalter tillsammans med CST-värden för stora verkets slam.



Figur 19 CST- mätningar på pilotanläggningens slam och verkets slam

Av detta diagram framgår att ett CST värde från 931210 för pilotan-läggningen är extremt högt och kan eventuellt bero på felmätning eftersom detta värde ej sammanfaller med de övriga CST data för pilotanläggningen.De CST-värden som uppmätts för stora verket är som framgår av figur 19 och tabell 7 betydligt högre än de värden som erhållits för pilotanläggningen.

Således borde verkets slam vara mera svåravvattnat än pilotanläggningens.

6. RESULTAT AV DATORBERÄKNINGAR FÖR PROCESSIMULERING

Simuleringsstudier över kvävereduktionen i pilotanläggningen utfördes med IAWPRC:s datorprogram (numera IAWQ). Det försedimenterade avloppsvattnets sammansättning efter metanoldosering (45 g/m^3 CH_3OH) beräknades vara följande enligt analyser på dygnsprov:

Total COD , mg/l O_2	212
Lätt nedbrytbar COD, mg/l O_2	109
Svårt nedbrytbar COD, mg/l O_2	33
Inert löst COD, mg/l O_2	30
Inert susp. COD, mg/l O_2	40
Total Kjeldahl-N, mg/l	30,8
Löst Kjeldahl-N, mg/l N	27,8
Ammonium-N, mg/l N	24,2
Nitrat-N, mg/l N	1,0
Alkalinitet, mg/l HCO_3^-	20,7
mmol/HCO_3	3,4

Dygnsvariationerna på flöde och sammansättning har även bestämts genom mätningar och analyser av 2-timmars blandprover för att kunna utföra dynamiska beräkningar. Några ytterligare kalibreringar av konstantvärden har ej gjorts. Resultaten av dessa beräkningar har sammanställts i tabell 9. Datorprogrammet medger ej beräkningar av sedimenteringen. Av detta skäl är det av intresse att beräkna de lösta kvävefraktionerna. Ammonium- och nitratkväve är sammanställda i tabell 9. Löst organiskt kväve är 0,7-0,8 mg/l N i utgående vatten för alla beräkningsfallen.

Då datorprogrammet räknar i syreekvivalenter, erhålls slamhalten i bassängreaktorn ur det experimentellt bestämda sambandet mellan COD och SS (i detta fall antas COD/SS vara ca 1).

Tabell 9. Sammanfattande resultat av datorsimulering

Vatten temp °C	mg/l O_2 i nitrifika-tionszonen	Bassäng mg/lCOD (SS) mg/l	Slam-ålder dygn	Utg.vatten från pilotanläggningen		Nitrifika-tion %	Denitri-fikation %
				NH_4^+-N mg/l	NO_3^- mg/l		
8	2,0	3266	9,0	9,5	4,6	61	69
8	6,0	3299	9,0	4,3	9,9	82	50
8	2,0	5041	15,0	0,9	11,1	96	52
8	6,0	5057	15,0	0,43	11,8	98	50
14	6,0	1876	5,0	5,7	9,0	76	51
14	6,0	3350	10,0	0,7	11,7	97	50
14	6,0	4644	15,0	0,28	10,9	99	54

Enligt tabellen är denitrifikationsgraden 50-55% utom för det första beräknings-fallet, då nitrifikationen var relativt liten och därigenom denitrifikationsgraden relativt hög. Effekten av syrekoncentration och slamhalt framgår bäst vid 8°C. En höjning av slamhalten från 3266 till 5041 mg/l COD vid 2,0 mg/l syrehalt (luftalternativet) gav en sänkning av NH_4^+-N-halten från 9,5 till 0,9 mg/l N. En höjning av syrehalten från 2,0 mg/l O_2 till 6,0 mg/l O_2 (luft/syrgas-alternativet) vid den konstanta slamhalten ca 3280 mg/l medförde en sänkning av NH_4^+-N-halten från 9,5 till 4,3 mg/l N. I detta fall blev dock summan av ammonium- och nitratkväve oberoende av syrekoncentrationen, dvs denitrifikationen påverkades ej av den höjda syrekoncentrationen. Däremot minskade denna summa då slamhalten höjdes (jfr tabellen), vilket visar att mängden aktiva denitrifikationsbakterier ökat genom ökning av slamhalten.

7.KVÄVEREDUKTIONSBERÄKNINGAR FÖR VÄSTERÅS RENINGSVERK

Med utnyttjande av resultaten från piLotförsöken har beräkningar gjorts av utgående kvävehalt från Västerås reningsverk med befintliga bassängvolymer indelade i anox- och ox-zoner.

För dessa beräkningar har ingående halter i mekaniskt renat avloppsvatten till biosteget och utgående BOD samt SS-halter under 1993 använts.

Vid beräkningarna har dessutom följande förutsättningar gjorts:

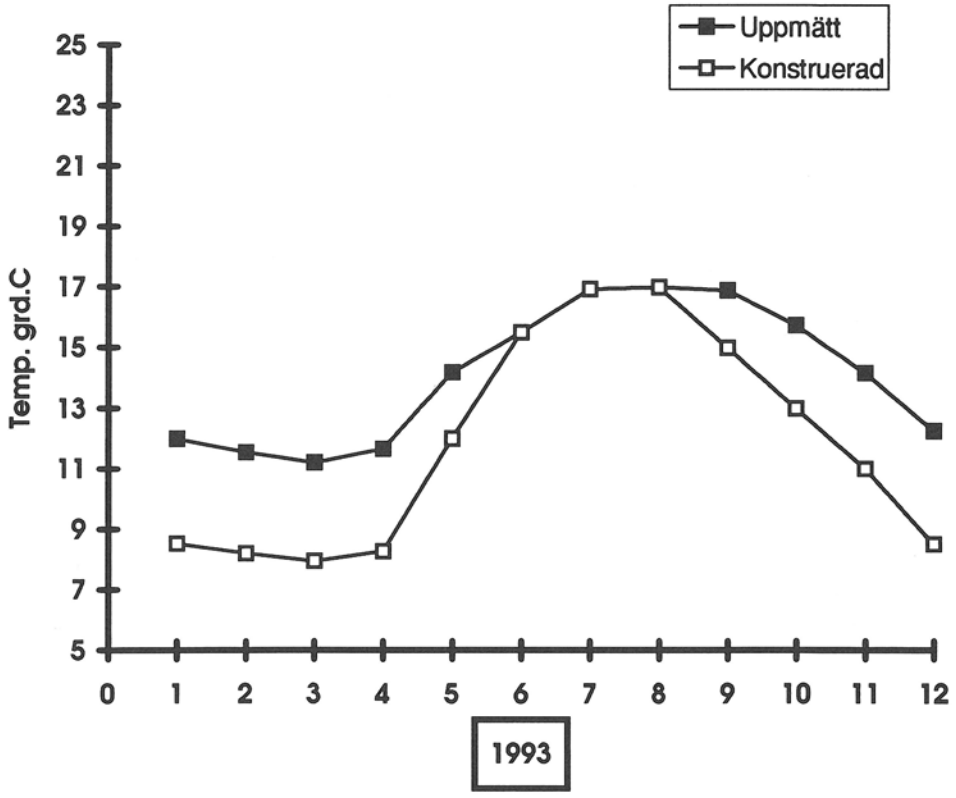
1. Slamhalt (MLVSS) 2.83 g/l
(Pilotanläggningens februarivärden)

2. Nitrifikationshastighet (15 ^{o}C)=2,1mg/gVSS,h
(Pilotanläggningens februarivärden)

3. Denitrifikationshastighet(15 ^{o}C) = 2,5 mg/gVSS,h
(Pilotanläggningens februarivärden)

4. Total bassängvolym = 12600 m^3

5. En hypotetisk temperatur över året har använts baserad på 1993 års data
Vintertemperaturen har sänkts till ca 8 ^{o}C medan sommartemperaturen för 1993 har använts (se fig. 20)



Figur 20 Uppmätt och konstruerad temperaturkurva för Västerås reningsverk år 1993

Nitrifikations och denitrifikationshastigheterna har för varje månad beräknats med den hypotetiska temperaturkurvan och med temperaturkonstanterna från intensivundersökningarna V9406.

Pilotdata från intensivundersökningarna V9406 (februari) har använts för beräkningarna och ej de från undersökningarna i maj eftersom i de senare försöken drevs pilotanläggningens sedimentationsbassäng på gränsen till dess maximala kapacitet med hänsyn till de uppmätta slamegenskaperna.

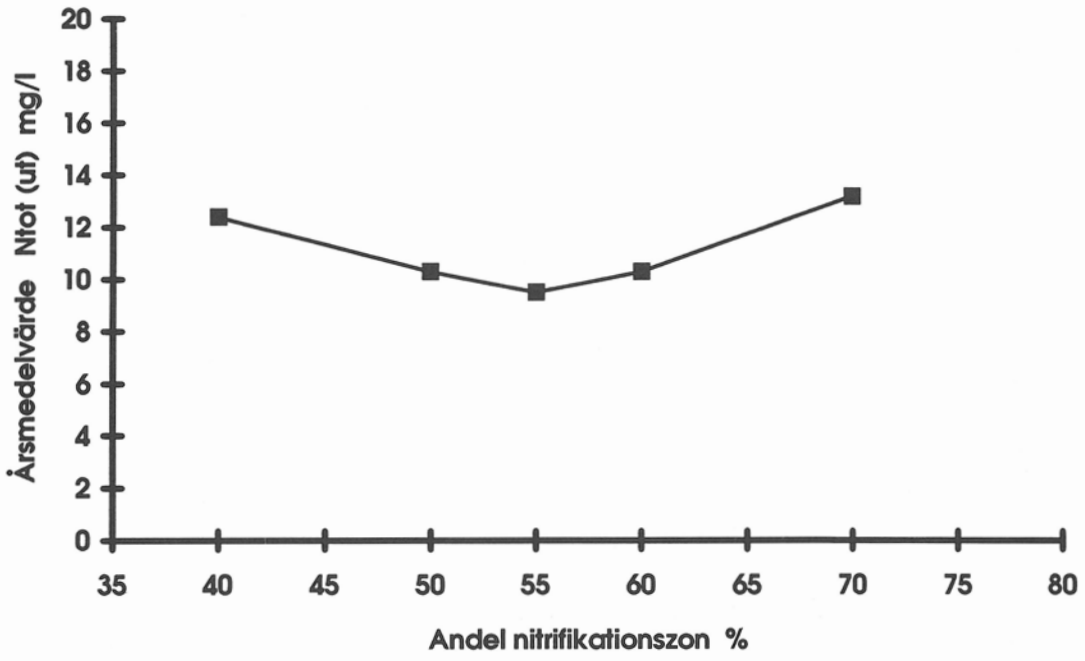
Utgående totalkvävehalt beräknas enl. följande

$N_{tot}(ut) = Org.N + NH_4\text{-}N(ut) + NO_3\text{-}N(ut)$

$Org.N = 0{,}7 + 0{,}1 * SSut$

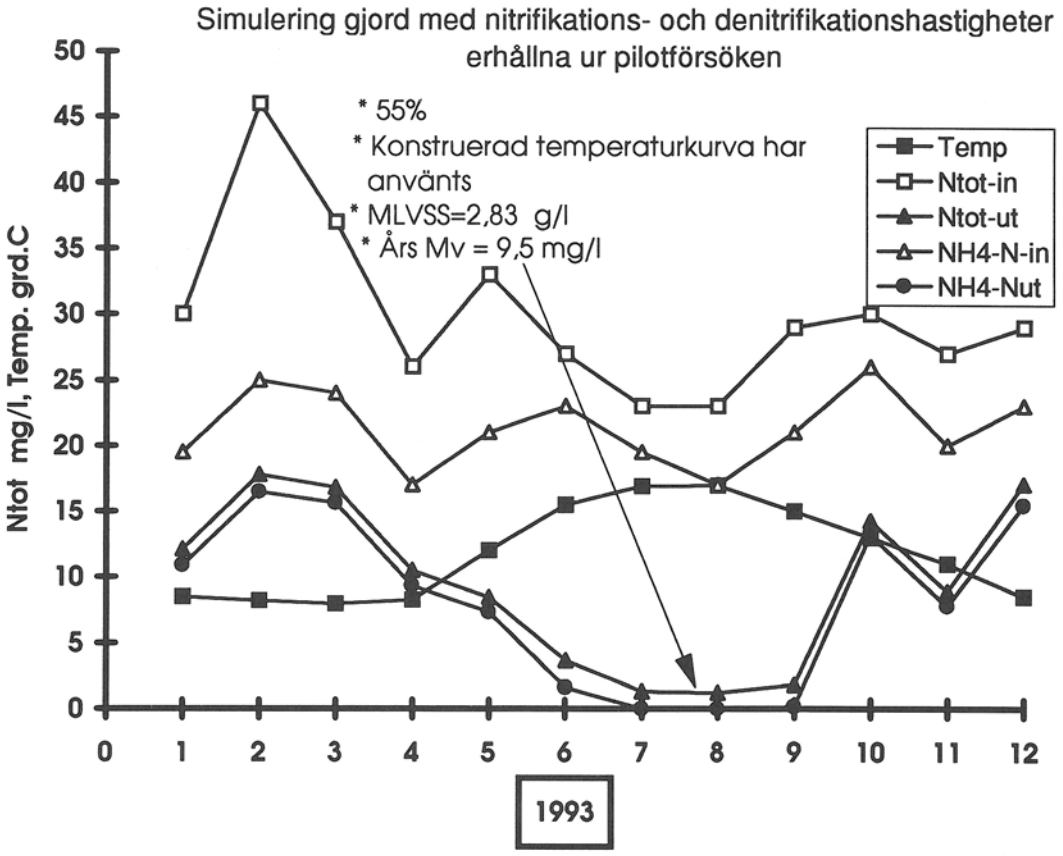
Genom att variera ox-zonens andel av bassängvolymen har årsmedelvärdet för den utgående totalkvävehalten optimerats.

Beräknar man utgående kvävehalt med den hypotetiska temperaturprofilen samt variera andelen ox-zon får man en "optimal" fördelning ox-/anox-zon av **0,55/0,45** (se figur 21).



Figur 21 Utgående totalkvävehalt för Västerås reningsverk vid olika volym hos ox-steget i det befintliga biosteget

I figur 22 redovisas utgående totalkvävehalt tillsammans med ingående ammoniumkväve,vattentemperatur samt utgående totalkvävehalt för 1993.Vid denna indelning av bassängerna får man en genomsnittlig utgående kvävehalt under året av **9,5** mg/l .



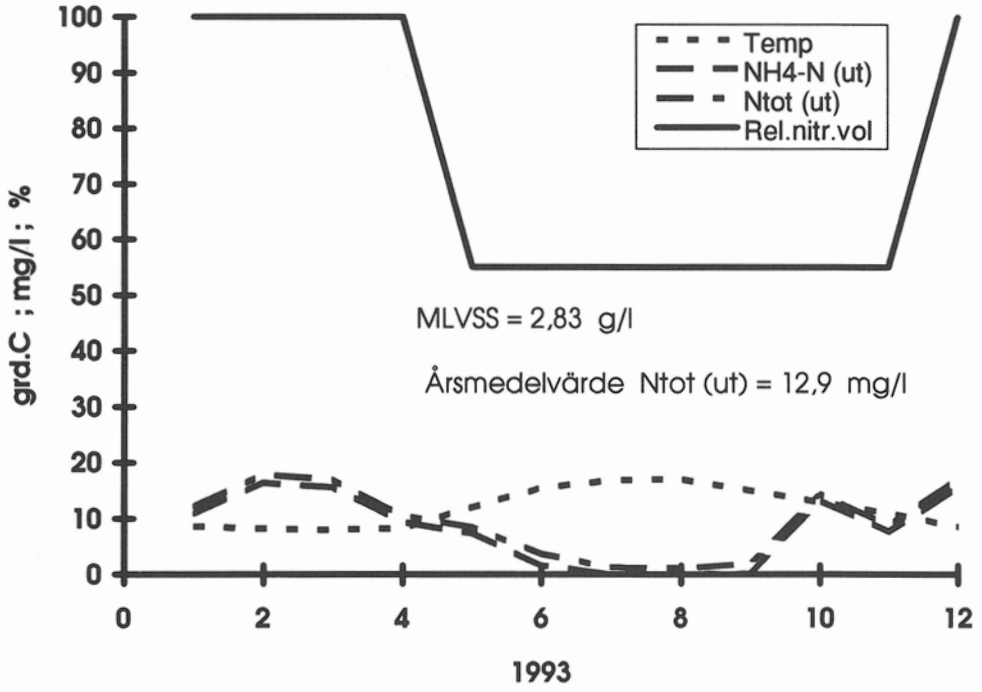
Figur 22 Beräknade utgående totalkvävehalter vid Västerås reningsverk för år 1993

Det borde enligt dessa beräkningar,som baserats på pilotdata samt 1993 års data för verket, vara möjligt att genomföra kvävereduktion ner till en utgående totalkvävehalt<15 mg/l vid Västerås reningsverk utan att man utvidgar bassängvolymerna i biosteget.Det resultat som uppnås beror i hög grad på sedimenteringen av bioslammet , som är svår att förutsäga utgående från försöksdriften i pilotanläggningen.
I verket var SS i utgående vatten 5 mg/l (årsmv. 1993).

Som framgår av figur 22 är utgående ammoniumkvävehalt hög under vinter-månaderna, dvs nitrifikationen är låg.

Vid höga utgående ammoniumhalter kan man riskera att nitrifierarna spolas ut ur systemet pga att den aktuella slamåldern närmar sig den kritiska slamåldern vid

denna temperatur.Därför har beräkningar gjorts för ett scenario där man använder hela det biologiska steget för nitrifikation under vintermånaderna i syfte att minska risken för att nitrifierarna spolas ut.
I figur 23 redovisas dessa beräkningar. Som framgår av detta diagram kan man undervinterförhållanden hålla utgående ammoniumkvävehalt vid 10-15 mg/l dvs en nitrifikationsgrad av ca 50 % , vilket borde eliminera risken för bortspolning av nitrifierarna.



Figur 23 Beräknade utgående totalkvävehalter samt ammoniumkvävehalter för Västerås reningsverk vid enbart nitrifikation i verket under vintermånaderna

Under dessa betingelser blir den genomsnittliga halten utgående totalkväve ca 13 mg/l.
Även i detta scenario erhålls ett årsgenomsnitt för utgående totalkväve av < 15 mg/l.

8.BERÄKNINGAR AV SYREBEHOVET VID KVÄVEREDUKTIONEN I VÄSTERÅS RENINGSVERK

Förutsättningar för beräkningarna:

* Det totala O_2-behovet beräknat på gängse sätt.

* Det totala syreförbrukningen har beräknats med data för varje månad 1993

* Ett nytt luftarsystem med luftare av membrantyp , IFU-membraner , har installeras.

* Maximalt antal luftare har installerats för maximal luftningskapacitet i bassängerna

- Täthet(bottenyta/luftare) 1.125 m^2

- Max kontinuerligt flöde/luftare =12 m^3/h
  Detta förutsätter att kompressorkapaciteten utökas om så erfordras

-Syresättningskapacitet: enl IFU´s - diagram

* Syrebehovet har beräknats med:

- alfa =0,8 och beta = 0,9

- O_2-halt i bass. = 6 mg/l

- Aktuell temperatur för varje månad

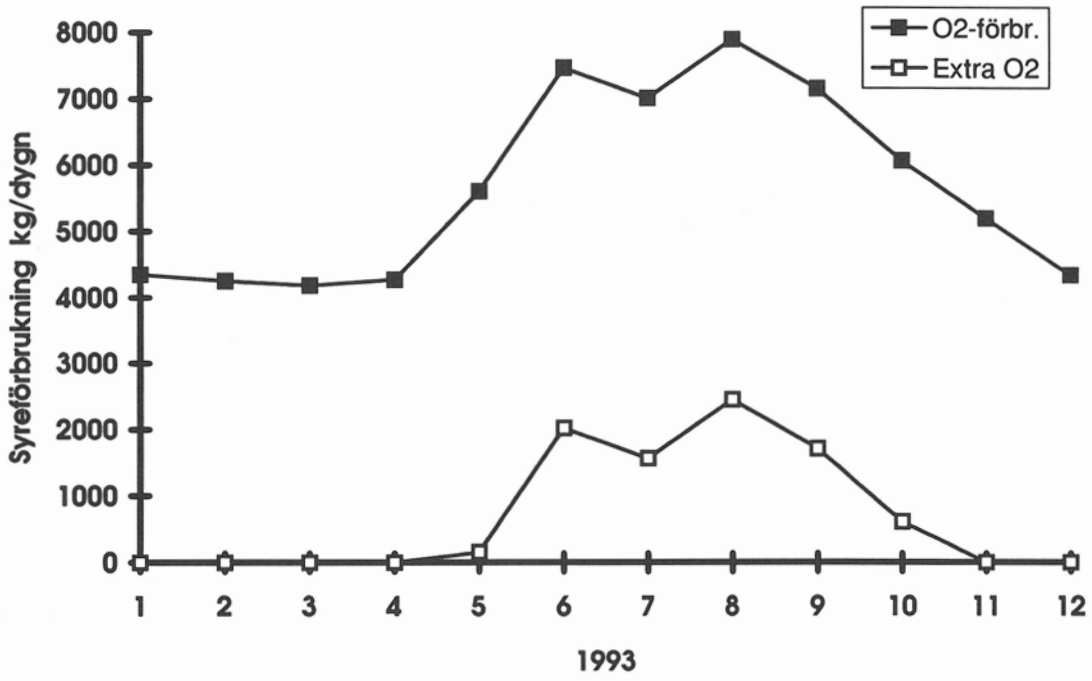
I tabell 10 redovisas det totala syrebehovet samt den syremängd som kan tillföras via IFU-membranen(enligt ovanstående förutsättningar) tillsammans med det extra syrebehovet.

Tabell 10

	Syrebehov ton/år	**Syresättnings-kapacitet IFU membran ton/år**	**Extra syrebehov ton/år**
Nitr/denitr.	2033	1778	255
Enbart nitr. jan-apr och dec	2377	1953	423

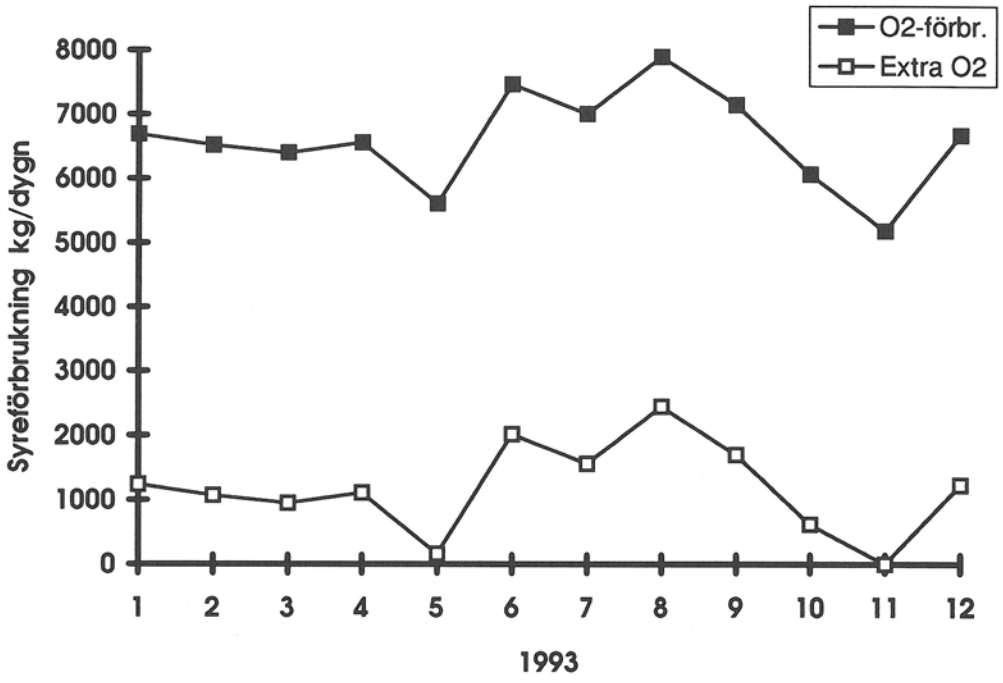
Av tabell 10 framgår att syrebehovet för sistnämnda scenario är större än vid konstant förhållandet mellan ox-zon och anox zon.

I figur 24 ges det beräknade syrebehovet för varje månad under 1993 tillsammans med det extra syrebehovet för varje månad under 1993.



Figur 24 Totalt syrebehov för Västerås reningsverk vid kvävereduktion samt extra syrebehov vid nitrifiering/denitrifiering hela året

Som framgår av detta diagram behövs extra syre endast under sommarförhållanden.
Syrebehovet har även beräknats för det scenario där man under vinter-förhållandena genomför enbart nitrifikation (figur 25).



Figur 25 Totalt syrebehov resp. extra syrebehov för Västerås reningsverk vid kvävereduktion med enbart nitrifiering vintertid

Av figur 25 framgår att syrebehovet vid detta scenario är relativt konstant under året och att man behöver extra syre under hela året.

BILAGA

PROGRAM

För försöksdrift i pilot plant med biologisk kvävereduktion inkluderande nitrifikation med syrgas/luft

SYFTE OCH MÅL

I regeringens miljöproposition 1987/88:85 anges att en kvävereduktion av 50% som årsmedelvärde bör uppnås för bl a verk i inlandet med en uttransport av mer än 20 ton kväve per år via vattendrag till kusten belägna längs hela Västkusten, Sydkusten och Ostkusten upp till och med Stockholms skärgård.

Vid Kungsängens avloppsreningsverk i Västerås har den hittills utförda försöksdriften med nitrifikation respektive anoxisk fördenitrifikation visat, att nitrifikationsgraden i hög grad begränsas av slamhalten i luftningsbassängen. Den maximala slamhalten, utan slamflykt med förhöjd SS-halt i utgående avloppsvatten så att gränsvärdet på totalfosfor överskrids, har bestämts till knappt 2 000 mg/l. En annan begränsande faktor har tidigare varit alkaliniteten, men denna torde nu vara tillräckligt hög i inkommande avloppsvatten.

Möjligheten att förbättra det aktiva slammets egenskaper från sedimenterings- och förtjockningssynpunkt finns vid användning av syrgas i kombination med luftinblåsning, vilket framgår av en utredning av VBB VIAK åt AGA ("Biologisk nitrifikation med syrgas som komplettering till befintligt luftsystem i kommunala reningsverk med kvävereduktion", dat. 1992-11-27). Den högre syrgaskoncentrationen (normalt 6 mg/l 0_2 jämfört med 2 mg/l 0_2 i ett luftsystem) ger även en högre nitrifikationshastighet. Det är främst dessa två parametrar som behöver undersökas vid försöksdriften i pilot plant.

I försöksanläggningen (se nedan) finns endast en linje, och parallell försöksdrift med en försökslinje och en referenslinje är därför ej möjlig. Utvärderingen av resultaten i pilot plant med biologisk kvävereduktion enligt syrgas/luft-alternativet bör därför kompletteras med hjälp av en analog försöksdrift med endast luftning vid optimal slamhalt i bassängreaktorn.

BILAGA

Syfte och mål med försöket är följande:

1. Undersöka hur hög slamhalt i bioreaktorn man kan uppnå inom intervallet för nominell medelytbelastning och maximal ytbelastning (vid 2 Q_{dim})

2. Undersöka nitrifikationshastigheten som funktion av syrehalt

3. Uppnå en kvävereduktion på 50% respektive 75% i biosteget. Samtidigt skall koncentrationerna av BOD_7 och total-P i utgående vatten från pilotanläggningen ej överskrida gällande gränsvärden.

Målet för försöksdriften i pilot plant innebär primärt att påvisa möjligheten att klara ovannämnda kvävereduktionskrav utan utbyggnad av luftnings-bassängerna och sedimenteringsbassängerna för bioslam. Vidare skall underlag tas fram för en fortsatt försöksdrift i försöksanläggningen och senare eventuellt i verket. Utvärdering av optimala driftförhållanden med avseende på slamhalten i bassängreaktorn och belastningen på sedimenteringstanken är av stort intresse att undersöka.

En utbyggnad av sedimenteringsbassängerna för bioslam kan ej förbises vid införandet av biologisk kvävereduktion, varken för luftalternativet eller för luft/syrgasalternativet.

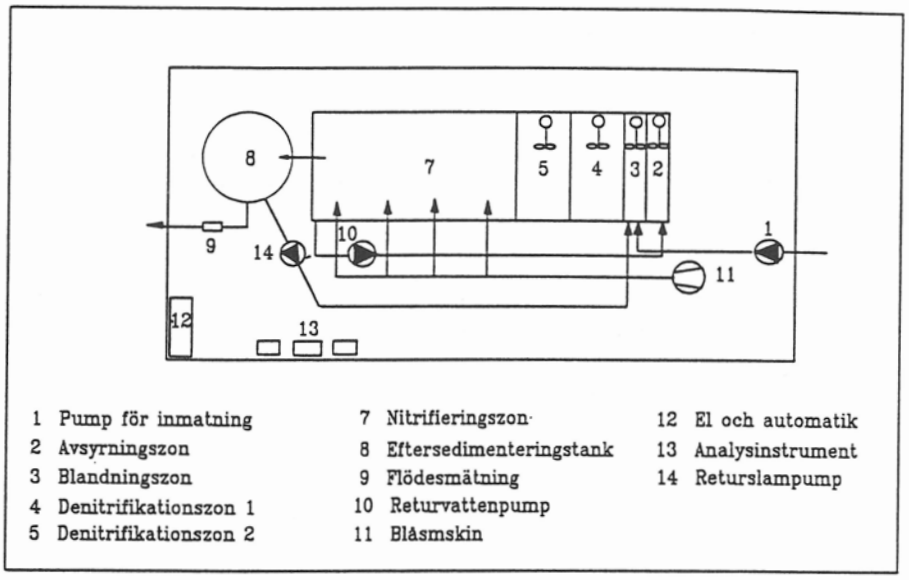
PILOTANLÄGGNINGEN

Pilotanläggningen visas på figur B1. Inkommande flöde, dvs i detta fall förfällt och försedimenterat avloppsvatten, kan enligt uppgift regleras inom intervallet 0,1-1,0m^3/h i proportion till avloppsverkets flöde. Det är således möjligt att reglera detta flöde upp till ca 1,0 m^3/h med samma flödesvariationer som för inkommande avloppsvatten till det stora reningsverket.

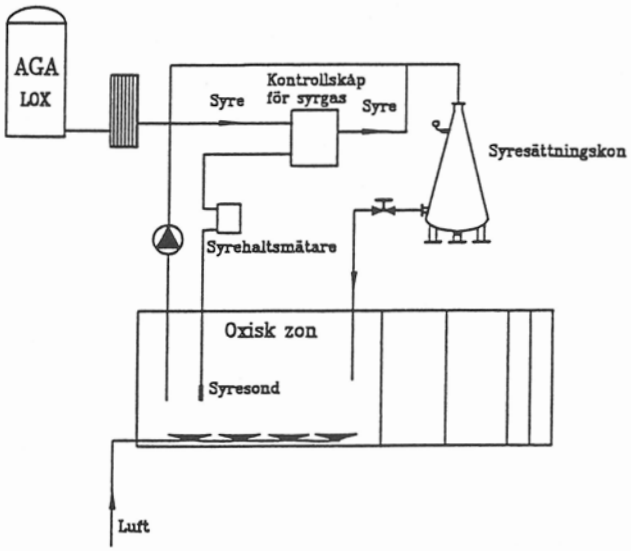
Då inkommande vatten till försöksanläggningen redan är förfällt och försedimenterat, förbikopplas flockningstanken 2 och försedimenteringstanken 3. Bassängreaktorn 4 har ställbara väggar för fackindelade anoxiska zoner med mekanisk omröring för denitrifikation och luftade zoner för nitrifikation. Den totala volymen är 4.1 m^3, och förhållandet mellan luftade och icke luftade zoner är en försöksparameter för optimering. Denna parameter är bl a beroende av vatten-temperaturen.

BILAGA

SKISS ÖVER PILOTANLÄGGNINGEN



1 Pump för inmatning
2 Avsyrningszon
3 Blandningszon
4 Denitrifikationszon 1
5 Denitrifikationszon 2
7 Nitrifieringszon
8 Eftersedimenteringstank
9 Flödesmätning
10 Returvattenpump
11 Blåsmskin
12 El och automatik
13 Analysinstrument
14 Returslampump



Principskiss över syresättningen
i pilotanläggningen

Fig. B1

Figur B1 Skiss över pilotanläggningen samt syresättningsutrustningen (luft/rent syre)

Reglering av den nominella uppehållstiden i bassängreaktorn kan ske, förutom genom reglering av pumpkapaciteten, även genom avställning av en del av reaktorvolymen med hjälp av en ställbar vägg.

Eftersedimenteringstankens ursprungliga area 0,5 m^3, kan utökas till ca 0,60 m^2. För inställning av samma driftförhållanden som i verket vid medelflöde till den biologiska reningen, måste bioreaktorvolymen minskas vid oförändrad sedimenteringsyta.

BILAGA

Förhållandet mellan syrsättningskapaciteten för luft respektive syrgas är en försöksparameter, som påverkar i hög grad kostnaden för syrgas men även slammets sedimenterings- och förtjockningsegenskaper. I princip skall syrsättningskapaciteten i renvatten för luft ej överstiga motsvarande värde i alternativet utan syrgas vid den konstanta syrehalten 2,0 mg/l. Resterande syrsättningskapacitet i luft/syrgas-alternativet för att upprätthålla normalt 6 mg/l 0_2 i nitrifikationszonen sker med syrgas, som även används för regleringen av syrehalten i detta system. Syrgassystemet består av:

- 1 st inlösningskon med pump
- 2 st flaskpaket med omkastarventil
- reglersträcka

Det är fördelaktigt att ha en avsyrningszon i början av bassängreaktorn med mekanisk omröring. I denna zon inblandas även återgångsslam, som bör vara flödesreglerat med avseende på flödet av försedimenterat avloppsvatten. Börvärdet bestäms efter inledande praktisk försöksdrift. Uppehållstiden i denna zon liksom i efterföljande blandningszon för inkommande förfällt och försedi-menterat avloppsvatten bestäms under den inledande försöksdriften. Datorberäkningar för simulering har visat, att dessa zoner bör uppta 5-10 respektive ca 5% av bassängreaktorvolymen. I avsyrningszonen sker en fortsatt nitrifikation, men slamsuspensionen från denna till blandningszonen bör ha en minimal syrehalt för att minska förbrukningen av den biologiskt lättast nedbrytbara BOD-fraktionen i det försedimenterade avloppsvattnet.

Kungsängenverket har en total luftningsbassängvolym av 12.600 m^3 mot-svarande en nominell medeluppehållstid av ca 6,1 timmar, vid medelflödet ca 50.000 m^3/d. Då eftersedimenteringsbassängernas area är totalt ca 2.610 m^2, blir den nominella hydrauliska medelytbelastningen i verket ca 0,80 m^3/m^2,h. Börvärdet för medelflödet till pilotanläggningen skall då ligga vid ca 0,5 m^3/h vid en reducerad reaktorvolym till ca 3,0 m^3. Vid maxflöde till den biologiska reningen blir motsvarande maximala ytbelastning ca 2,1 m^3/m^2.h. Vid förekommande dygnsvariationer i flöde motsvarar den maximala ytbelastningen en medelytbelastning av ca 1,4 m^3/m^2,h (Maxflöde/medelflöde = 1,5).

Mätinstrument

- Flödesmätare utlopp, Danfoss, elektromagnetisk, MAG 1100
- Ammoniummätare, Process-Styrning
- Nitratmätare
- Grumlighetsmätare, Process-Styrning
- Slamhaltsmätare, Process-Styrning
- pH-mätare flockning/inlopp, Process-Styrning
- pH-mätare utlopp, Process-Styrning
- Syremätare 2 st, Process-Styrning
- Redoxmätare, Process-Styrning
- Tempmätare, Process-Styrning

BILAGA

Datalogger:

Fabrikat:	INTAB
Typ:	ACC-2 med modem
Antal kanaler:	16 st analoga

Övrigt: Programvara i PC för grafisk visning, tabell mm.
Möjlighet att överföra till "Excel" finns.
Dygns- och månadsrapport finns framtaget.

Följande lagras i logger:

Kanal nr	**Instrument**	**Sort**
1	Flöde ut	l/h
2	Ammonium	mg NH_4-N/l
3	Slamhalt	mg/l
4	pH flockning	
5	pH utlopp	
6	Syre 1	mg/l
7	Syre 2	mg/l
8	Redox	mV
9	Luftventil 1	läge i %
10	Luftventil 2	läge i %
11	Flöde yttre	m^3/h
12	Temp ut	^oC
13	Grumlighet	NTU
14	Reserv	
15	Reserv	
16	Reserv	

Styr- och reglering

Programmerbart styrsystem:

Fabrikat:	SATT
Typ:	15-20 (PLC)
Manövrering:	Terminal, (PC)
Regulatorer:	8 st

BILAGA

FÖRSÖKSPLANERING

Pilot plant (försökslinje)

Uppstartningsperioden för biologisk nitrifikation för att uppnå stationära för-hållanden beräknas bli 1-3 veckor beroende på om nitrifierat bioslam finns tillgängligt i verket eller ej.

De huvudparametrar, som skall undersökas, är inverkan av slamhalten i bassängreaktorn på slammets sedimenterings- och förtjockningsegenskaper samt syrehaltens inverkan på nitrifikationshastigheten. Den sistnämnda undersökningen föreslås att bli undersökt i försöksanläggningen alternativt i speciell testapparatur. Syrehalten i pilotanläggningen hålls konstant vid ca 6,0 mg/l O_2 (luft/syrgas) respektive 2,0 mg/l 0_2 (luft). Nitrifikationshastigheten är även beroende av slamhalten i bassängreaktorn förutom pH (alkalinitet) och temperatur. Det är därför av intresse att bestämma nitrifikationshastigheten och även denitrifikationshastigheten i pilotanläggningen under varje försöksperiod. Denitrifikationshastigheten bestäms även i försöksanläggningen, alternativt i en speciell testapparatur.

Förslagsvis kan följande driftinställningar undersökas för luft/syrgasalternativet:

Försöksperiod (från 15 juni)	SS-halt, mg/l i bassäng-reaktorn	Ytbelastning vid sedimentering $m^3/m^2.h.(mv.)$
1a	2000	0,8
1b	2000	1,4
2a	3000	0,8
2b	3000	1,4
3a	4000	0,8
3b	4000	1,4

Anm. Medelflöde = ca 0,5 m^3/h (a) resp 0,7 m^3/h (b) vid 3,0 resp. 4,1 m^3 bassängreaktorvolym och 0,6 resp. 0,5 m^2 sed. area. Syrehalt = ca 6 mg/l

BILAGA

Försöksperiodernas längd skall vara minst 3 veckor, såvida ej försöksresultaten motiverar en annan tidslängd - kortare eller längre. Dosering av en polymer o.dyl skall om möjligt provas för att förbättra slammets sedimenterings- och förtjockningsegenskaper och därmed möjligheterna att upprätthålla högre SS-halter i bassängreaktorn utan någon påtaglig slamflykt.

Volymförhållandet mellan luftade och icke luftade zoner ställs in på optimal nivå i början av vardera av de tre försöksperioderna 1,2 och 3. Det interna recirkulationsflödet hålls konstant (ca 3 ggr det nominella flödet), medan återgångsslampumpningen regleras med avseende på flödesvariationerna av försedimenterat avloppsvatten. Medelvärdet på återgångsslamflödet uppskattas för varje försöksperiod utgående från testresultat på slammets sedimenterings- och förtjockningsegenskaper.
Doseringen av metanol som extern kolkälla bestäms även efter provtagning för bestämning av koncentrationsvariationer för det försedimenterade avlopps- vattnet under ett torrväders- respektive regnvädersdygn och motsvarande flödesvariationer. Metanoldoseringen bestäms även av den önskade kvävereduktionen motsvarande 8 mg/l (75% N-red) resp. 15 mg/l totalkväve (50% N-red) i utgående avloppsvatten.

Två försöksperioder motsvarande 1a och 1b, utförs med endast luftning som referens. SS-halten 2.000 mg/l i bassängreaktorn är enligt tidigare undersökningar optimal för luftsystemet.

Provtagning och analys

Provtagning och analys utförs enligt nedan i försökslinjen (pilotanläggning). Dessutom finns i testanläggningen ett flertal instrument för kontinuerlig registrering (se sid. 4-5).

Under försöksdriften uttas dygnsprover en gång per vecka (under intensivundersökningar 2 gånger per vecka) enligt följande:

Försedimenterat (förfällt) avloppsvatten:

BOD_7 (ofiltr och filtr prov)
COD (ofiltr och filtr prov)
SS + SS-GR
Totalfosfor (ofiltr och filtr prov)
pH och alkalinitet (filtr prov)
Totalt kväve (ofiltr prov)
Ammonium-N (filtr prov)
Nitrat-N inkl nitrit-N (filtr prov)

BILAGA

Utg vatten från pilotanläggningen efter sedimentering:

BOD_7 (ofiltr prov)
COD (ofiltr prov)
SS och/eller grumlighet
Total fosfor (ofiltr och filtr prov)
pH och alkalinitet (filtr prov)
Totalt kväve (ofiltr prov)
Ammonium-N (filtr prov)
Nitrat-N inkl nitrit-N (filtr prov)

Följande mätningar och analyser utförs på slam från bassängreaktorn i pilot-anläggningen minst 3 gånger per vecka:

SS + SS-GR (3 stickprover)
Slamvolym och slamindex (SVI,SSVI och SQI)
Totalt järn i % av SS (1 gång per vecka)

Ing och Utg avloppsvatten (till och från verket):
Enligt den normala analysrutinen.
Slamåldern utgör huvudparametern för biologisk nitrifikation. För att beräkna slamåldern bestäms dagligen genom kontunuerlig mätning överskottsslam-mängden (m^3 eller m^3/d) och överskottsslammets SS-halt från försökslinjen. Återgångsslamflöde och interncirkulation bestäms även. Det är viktigt att kunna bestämma de biologiska parametrarna slambelastning och slamålder med tillräcklig noggrannhet. Slamåldern bestäms förslagsvis som ett medelvärde under en 2-veckors period - en vecka före och en vecka efter provtagnings-dygnet.

Dagliga rutinmätningar görs på pH (pH-registrering på utg vatten), avlopps-vattenflöden, temperatur samt syrehalter i försedimenterat avloppsvatten, återgångsslam resp. cirkulationsslam.

En driftjournal över försöksdriften är av stor vikt vid en efterföljande utvärdering av mät- och analysresultat. Relevanta data från driftjournaler och verkets datoranläggning medtas.

Intensivprovtagning

Ett särskilt program upprättas till varje intensivprovtagning. Under intensivprov-tagningen (under minst 1 vecka sommar resp. vinter) utförs dygnsprov-tagningen enligt ovan två gånger (t.ex tisdag-onsdag och torsdag-fredag). Dessutom utförs speciella undersökningar under tre försöksdagar. Tyngdpunkten i dessa undersökningar läggs vid karakterisering av det aktiva slammet samt kontroll av de anoxiska och luftade zonernas funktion (se nedan).

BILAGA

Det är av särskilt intresse att jämföra slamegenskaperna från sedimenterings- och förtjockningssynpunkt i ett syrgas/luftsystem med ett luftat system. Även simuleringsstudier med EFOR datorprogram planeras som underlag för försöksdriften.

Slamhalter och syrehalter bestäms och kontrolleras i varje zon i försökslinjen (pilotanläggningen) en gång per dag under de tre försöksdagarna. På ett representativt slamprov bestäms en gång per dag följande:

- TS och TS-GR i ofiltrerat och filtrerat slamprov (OF,F)
- Total fosfor (OF)
- Totalt järn (OF)
- Slamvolymindex (SSVI, SVI och SQI)
- Slamaktivitet genom mätning av syreupptagnings-hastigheten med och utan tillsats av inkommande, filtrerat avloppsvatten och/eller metanol som substrat

Slamvolymindex med omröring (SSVI) enligt Water Research Centre, England (utg slamsuspension från luftade zoner i försökslinjen) bestäms vid ca 3,5 g/l SS och /eller vid ursprunglig slamhalt. Sedimenteringskurva uppritas och ut-värderas. På samma blandningsprov från bassängreaktorn i försökslinjen utan koncentrering eller utspädning utförs även sedimenteringsförsök utan omröring i långtub, varvid tre olika ytbelastningar simuleras (t.ex 0,5, 1,0 och 1,5 m^3/m^2. h.). Uttagna klarvattenprover vid dessa ytbelastningar analyseras med avseende på SS och/eller grumlighet. Prov uttas på klarvattnet efter sedimenteringen i såväl pilotanläggningen som i verket för jämförande mätning och analys. Tidsskillnaden mellan provuttagen i bassängreaktor och efter sedimentering skall motsvara uppehållstiden i sedimenteringsbassängen.

Parallellt med ovannämnda sedimenteringsförsök utförs analoga försök med förtjockning av återgångsslam med omröring. Avläsningar för sedimenterings-försök i långtub görs under minst två timmar med lämpliga tidsmellanrum samt en slutavläsning på morgonen därpå. Sedimenteringskurvor uppritas och utvärderas.

BILAGA

Följande analyser och mätningar görs på detta slam:

- TS och TS-GR i ofiltrerat och filtrerat slamprov

- Slamvolymindex (SSVI och SVI) vid ursprunglig slamhalt. Dessutom SSVI vid ca 3,5 g/l SS enligt ovan

- Avvattningstester med CST-apparatur eller motsvarande utförs på det förtjockade slammet.

Mätningar och analyser i de anoxiska och luftade zonerna jämte labtester för bestämning av nitrifikations- och denitrifikationshastighet utförs med syfte att bl.a inställa optimalt volymförhållande mellan nitrifikation och denitrifikation.

Övriga mätningar omfattar främst bestämning och kontroll av syrehalt och redoxpotential samt SS för bl.a indikering av ev. dödzoner i den anoxiska zonen. Stickprover uttas för bestämning av profiler i flödesriktningen för nitrat-N, (+nitrit-N), ammonium-N, BOD_7 och COD (filtrerade prover). Avsikten med dessa analyser är även att inställa optimala volymförhållanden med avseende på nitrifikation och denitrifikation.

Bearbetning och utvärdering av primärdata från testanläggningen

Data från försöksdriften lagras i så stor utsträckning som möjligt i datorn för uttag av driftrapporter och diagram. Övriga mät- och analysdata sammanställs i tabellform. Om försöksdriften avviker från det normala görs anteckningar om detta i driftjournalen, t.ex vid driftavbrott och driftstörningar såväl i verket som i testanläggningen.

Materialet från försöksdriften sänds fortlöpande till VBB VIAK (Bernt Ericsson) och AGA Gas (Annette Eriksson) för utvärdering och rapportskrivning. Utvär-deringen skall även ligga till grund för eventuella förändringar i försöksplane-ringen.

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

1992-01 Hydraulisk analys av vattenledningsnät, *Lennart Andersson*
1992-02 Samverkan mellan avloppsnät och reningsverk, *Claes Hernebring*
1992-03 Lukt- och smakstörningar i dricksvatten, *Kjell Kihlberg, Roger Sävenhed*
1992-04 Artificial Groundwater Recharge – State of the Art, *Cristina Frycklund*
1992-05 Analysmetod för klordioxid, klorit och klorat, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
1992-06 Undersökning av förfilter för järn- och manganreduktion vid dricksvattenrening, *Tibor Nemeth, Åke Elgemark*
1992-07 Inventering av datorbaserade system för övervakning och styrning inom kommunal teknik, *Bengt Zagerholm*
1992-08 Bräddning – Problemets omfattning i svenska tätorter, *Mats Andreason, Johan Larsson*
1992-09 Lokal dagvattenhantering — Erfarenheter från några anläggningar i drift, *Eva Jansson, Bo Lind, Björn Malbert*
1992-10 PRISEK Prioritering Samhällskonsekvenser Ekonomi – Ekonomisk modell och systematisk effektredovisning för värdering och prioritering av va-åtgärder, *Bertil Gustafsson, Gilbert Svensson*
1992-11 Konditionsstabilitet hos avloppsledningar av betong, *Viveka Lidström*
1992-12 Skadefall på nylagda betongledningar, *Ann-Christin Sundahl*
1992-13 Konstgjord grundvattenbildning, *Bertil Sundlöf, Lars Kronqvist*
1992-14 Trädrötter och ledningar, *Örjan Ståhl*
1992-15 Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat, *HB Wittgren, Kenth Hasselgren*
1992-16 Vattenboken – En bok för mellanstadiet om vårt svenska vatten, *Accurat Information AB, VAV*
1992-17 Vattenboken – Lärarboken, *Accurat Information AB, VAV*
1992-18 Utvärdering av VA-FORSK, *Björn Svedinger*
1992-19 Hårdgöring av dricksvatten med krita-kolsyra – ett alternativ till kalk-kolsyra, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
1993-01 Alternativ va-teknik – Exempelsamling, *Per-Arne Malmqvist, Agneta Samuelsson*
1993-02 Luft- och sedimentansamlingar i tryckledningar – Inledande studie, *Lennart Jönsson*
1993-03 Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt litteraturstudie, *Heléne Annadotter*
1993-04 Simulering av hydrologin inom urbana områden. Metodikmanual – MouseNAM, *Lars-Göran Gustafsson*
1993-05 Användning av klordioxid — Reaktorstudier och halter i distributionssystemet vid nio vattenverk, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
1993-06 Slamspridning på åkermark, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*
1993-07 Analys av tillförselgrad till avloppsverk — svårigheter och möjligheter. Tillämpning på tillrinningen till Tivoliverket i Sundsvall, *Claes Hernebring*
1993-08 Indirekt nederbördspåverkan i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Björn Marklund, Rune Olsson, Bengt-Lennart Peterson, Tore Wästlin*
1993-09 Franska va-driftentreprenader, *Lise-Lotte Nilsson*
1993-10 Generell kravspecifikation för styr- och övervakningssystem, *Bengt Zagerholm*
1993-11 Va på entreprenad, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
1993-12 Renovering av avloppsledningar. Riktlinjer för dokumentering och kvalitetskontroll, *Bjorn Borstad, Inge Faldager, Thomas Johansson*
1993-13 Simulering av vattenledningsnät med Piccolo — en utvärdering, *Krister Törneke*
1993-14 Drömmen om att allt ska förbli som det var — några reflexioner om konkurrens och strategeier för förändring inom va-branschen, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
1993-15 Kostnader för drift av avloppsreningsverk, *Peter Balmér, Bengt Mattsson*
1993-16 Rötkammares förmåga att bryta ned organiska föreningar i slam, *Hans Ring*
1994-01 Va-ledningars kondition, *Peter Stahre, Ann-Christin Sundahl, Viveka Lidström*
1994-02 Tillämpning av kvicksilverfri COD-analys inom va-tekniken, *Evy Axén, Gregory M Morrison*
1994-03 Drifterfarenheter med biologisk kvävereduktion, *Magnus Emanuelsson*
1994-04 Bestämning avv nitrat i kommunalt avloppsvatten — en metod lämpad för automatiserad övervakning och kontroll, *Christer Björklund, Bo Karlberg, Maikael Karlsson*
1994-05 Vattenförbrukningens dygnsvariation, *Lars Nikell*
1994-06 Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling, *Thomas Larm*
1994-07 Svavelväteproblem i avloppsledningar — praktiska drifterfarenheter och tillämpbara anvisningar, *Anders Ledskog, Sven-Gunnar Larsson, Bo Göran Lindqvist*
1994-08 Konstgjord grundvattenbildning — Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration, *Cristina Frycklund, Gunnar Jacks, Per-Olof Johansson, Kerstin Lekander*
1994-09 Desinfektion/oxidation som förbehandling av ytvatten, *Mats Engdahl*
1994-10 Kontroll av bräddavlopp, *Bertil Forsberg*
1994-11 Dagvattnets sammansättning, *Per-Arne Malmqvist, Gilbert Svensson, Caroline Fjellström*
1994-12 Kortbedömning av TV-inspekterade avloppsledningar, *Olle Nilsson, Peter Stahre*
1994-13 Utjämningsmagasin. Erfarenheter i svenska avloppsnät, *Rolf Mansfeldt, Mats Andréasson, Bertil Svensson*
1994-14 MIKE SHE I Urban Miljö, Tillämpningsexempel Vittskövle, *Stefan Winberg, Lars-Göran Gustafsson, Lars Bengtsson*
1994-15 Avskiljare för lätta vätskor och fett, *Fred Nyberg*
1994-16 Datorstödd simulering av aktivslamprocessen – Försök vid 5 svenska reningsverk, *Jes la Cour Jansen, Dines Thornberg, Anders Finnson*

Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*

1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Clæs Hernebring, Cecilia Appelgren*

1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*

1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*

1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*

1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*

1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*

1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*

1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*

1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*

1995-11 Trädrötter och avloppsledningar. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Stål, Jörgen Rosenlöf*

1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*

1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*

1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*

1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*

1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofströms kommun, *Carl-Johan Legetth*

1996-01 Organiskt avfall som växtnäringsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*

1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*

1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*

1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*

1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*

1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*

1996-07 Snösmältningspåverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Claes Hemebring*

1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*

1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*

1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*