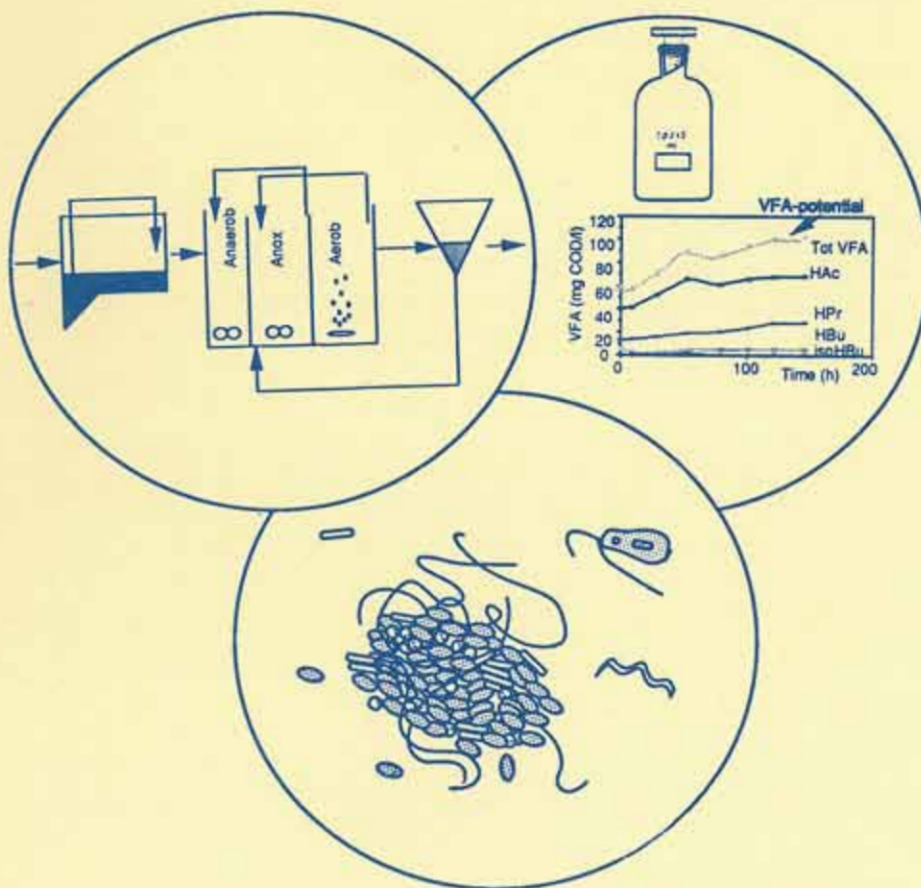




Utvärdering av biologisk
fosforavskiljning vid
Öresundsverket i Helsingborg
– Processtekniska och
mikrobiologiska aspekter

Magnus Christensson, Karin
Jönsson, Natuschka Lee,
Ewa Lie, Per Johansson,
Thomas Welander,
Kjetill Østgaard



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 kommuninnevärdare 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 Bert-Ove Bäckman	Lycksele
Sektionschef Jan Söderström	Sv kommunförbundet
Tekn dr Jan Hultgren	Stockholm Vatten AB
Kommunalråd Caisa Hörberg	Lidingö
Thure Larsson	Visby
Tekn chef Peeter Maripuu	Lysekil
Va-chef Bengt L Persson	VA-verket Malmö
Lars Jansson	VAV

Forskningsledare 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



Utvärdering av biologisk
fosforavskiljning vid
Öresundsverket i Helsingborg
– Processtekniska och
mikrobiologiska aspekter

Magnus Christensson, Karin
Jönsson, Natuschka Lee,
Ewa Lie, Per Johansson,
Thomas Welandar,
Kjetill Østgaard

VA-FORSKs rapportserie

Rapportens titel:	Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter
Title of the report:	Evaluation of Biological Phosphorus Removal in Full Scale at Öresundsverket in Helsingborg – Operational and Microbiological Aspects
Rapportens beteckning Nr i VA-FORSK-serien:	1995-04
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-88392-59-7
Författare:	Magnus Christensson, LTH, Bioteknik, Karin Jönsson, LTH, VA-teknik, Natuschka Lee, LTH, Bioteknik, Ewa Lie, LTH, Bioteknik, Per Johansson, LTH, VA-teknik, Thomas Welander, LTH, Bioteknik, Kjetill Østgaard, LTH, Bioteknik
Utgivare:	Svenska vatten- och avloppsverksföreningen, VAV
VA-FORSK projekt nr:	93-111
Projektets namn:	Biologisk fosforreduktion – Processtudier
Projektets finansiering:	VA-FORSK, Helsingborgs stad, NUTEK-STAMP-projektet
Rapporten beställs från:	Svensk Byggtjänst, Litteraturtjänst, 171 88 Solna, tel 08-734 51 00
Rapportens omfattning Sidantal:	132
Format:	A4
Upplaga:	1100
Sökord:	Avloppsvatten, aktivslamprocess, karaktärisering, fullskala, närsaltavskiljning, biologisk fosforavskiljning, kväveavskiljning, nitrifikation, denitrifikation, primärslamhydrolys, kolkälla, VFA, förbehandlat vatten, PHA, slam-egenskaper, filamentbildande bakterier
Keywords:	Waste water, activated sludge, characterization, full scale, nutrient removal, biological phosphorus removal, nitrogen removal, nitrification, denitrification, hydrolysis of primary sludge, carbon source, VFA, pretreated waste water, PHA, sludge properties, filamentous bacteria
Sammandrag:	Biologisk fosforavskiljning har under ett års tid studerats i fullskala vid Öresundsverket i Helsingborg ur ett integrerat processtekniskt och mikrobiologiskt perspektiv.
Abstract:	A one-year study of a biological phosphorus removal process in full scale has been evaluated from an integrated operational and microbiological point of view.
Målgrupper:	Reningsverkspersonal VA-konsulter VA-forskare vid universitet
Utgivningsår:	1995
Pris 1995:	200 kr, exkl moms

Sammanfattning

Denna rapport behandlar biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg under perioden juni 1993 till juli 1994. Processen har under hela perioden drivits som en UCT-process. Det har fastlagts att avskiljningen av fosfor i biosteget i huvudsak är biologisk till karaktären. Ackumulerade metaller kan enligt mätningar endast stå för ca 10 % av den totala avskiljningen av fosfor.

Efter en inkörningsperiod som varade i 3 månader har utgående medelhalt löst fosfor varit 0,29 mgP/l. Avskiljningen av fosfor är helt beroende av VFA-potentialen i förbehandlat avloppsvatten. Vid Öresundsverket krävs det 14 mg VFA-potential för att avskilja 1 mg fosfor. VFA-potentialen kan anses motsvara VFA-halten i förbehandlat vatten samt den VFA som kan produceras i den anaeroba zonen genom fermentation.

Utgående kvävehalt har under hela försöksperioden legat mellan 8 - 10 mgN/l. Försöken har visat att PHA används för denitrifikation. Förbrukad PHA samt denitrifierad mängd kväve tyder på att PHA är en dominerande kolkälla i den anoxa zonen.

Av inkommande COD omvandlas 20 % till biomassa, resterande del (49 %) oxideras, tas ut som partikulär COD (12 %), eller passerar processen opåverkad (19 %). I det aeroba steget bildas 75 % av biomassan, 5 % bildas i det anaeroba steget och 20 % i det anoxa steget. Ca 40 % av biomassan utgörs av bio-P-bakterier.

Med syftet att öka VFA-potentialen i förbehandlat vatten har primärslammet hydrolyserats i försedimenteringsbassängerna. Hydrolysen ger en ökning av VFA-potentialen med 10 mgCOD/l samtidigt som fosforkoncentrationen ökar med 1,2 mg/l. Den fosfor som frigörs i hydrolysen kan endast delvis förväntas förbruka kolkälla i den biologiska processen eftersom även metaller frigörs under hydrolysen och en återfällning med dessa kommer att ske i den biologiska processens aeroba del. Då det krävs 14 mg VFA för att avskilja 1 mg P blir nettovinsten omräknat i avskiljningskapacitet 0,4 - 0,7 mg P/l beroende på hur stor andel av fosforökningen som kräver kolkälla. En mer effektiv drift av hydrolysen skulle kunna ge en ytterligare ökning av VFA-potentialen med ca 15 till 20 mgCOD/l. Eftersom fosforutlösningen till största delen sker i början av hydrolysförloppet kommer förhållandet mellan COD och frigjord fosfor att öka vid en effektivare drift.

De dominerande filamentbildande organismerna var *Microthrix parvicella* och typ 0092. Dessa två dominerade under olika perioder, men de förekom alltid båda samtidigt. Genom mikroskopering kunde specifik tillväxt av filamentbildande organismer i något speciellt steg inom processen ej observeras. Den massbalans över organiskt material som upprättats för processen visade däremot att de filamentbildande organismerna växer till i det aeroba steget.

De parametrar som kan användas för att styra den kombinerade biologiska fosfor- och kväveavskiljningsprocessen vid Öresundsverket är inkommande VFA, syrehalten i recirkulationsflöden och inkommande vatten, internrecirkulationen från den aeroba zonen och nitratkoncentrationen i internrecirkulationen från den anoxa zonen. Inkommande mängd VFA-potential i relation till inkommande fosforkoncentration är helt avgörande för avskiljningsnivån. Godtagbara samband mellan VFA-potentialen och COD, COD_{filt.} respektive BOD₁ har kunnat tas fram på Öresundsverket.

Summary

This report is a summary of the research on enhanced biological phosphorus removal (EBPR) based on the UCT process configuration at Öresundsverket in Helsingborg from June 1993 to July 1994. It was found that the phosphorus removal in the biological step was mainly biological, and that the contribution of chemical precipitation only was about 10 % of the total phosphorus removal.

After a start up period of three months, the average outlet concentration of soluble phosphorus was 0.29 mg/l. The phosphorus removal was found to be highly dependent on the so called VFA-potential (the sum of the real VFA concentration in the pretreated water and the VFA that may be produced by hydrolysis in the anaerobic zone) in the pretreated wastewater. Approximately 14 mg VFA-potential is required for removal of 1 mg P.

The nitrogen concentration in the outlet was during the whole research period between 8-10 mg/l. Based on mass balance calculations, it was also found that the organic polymer PHA may be used as a carbon source for denitrification, especially in the anoxic zone.

Further mass balance calculations revealed that about 20 % of the incoming COD is converted to biomass, whereby 49 % is oxidised, 12 % is converted to particular COD and the rest, 19 %, remains untreated. About 75 % of the biomass was formed in the aerobic step, 5 % in the anaerobic step and 20 % in the anoxic step. The bio-P-accumulating biomass was estimated to make up about 40 % of the total biomass.

The primary sludge was hydrolysed in order to increase the VFA-potential in the pretreated water. The VFA-potential was thus increased by 10 mg/l and the phosphorus concentration by 1.2 mg/l, in addition, metals were released. However, the increased phosphorus concentration will precipitate again with the released metals as it enters the aerobic step, so that it can not be expected to contribute to the carbon consumption in the biological process. As 14 mg/l VFA is required for removal of 1 mg phosphorus, a net yield in terms of removal capacity will be 0.4 - 0.7 mg P/l, depending on to what extent the phosphorus fraction will require a carbon source. A more efficient operation of the hydrolysis would yield an increase of the VFA-potential by approximately 15 - 20 mg COD/l. As the phosphorus release mainly occurs in the beginning of the hydrolysis process, the ratio between COD and released phosphorus will increase in a more efficient process.

The two most common filamentous bacteria were found to be *Microthrix parvicella* and type 0092. Any specific growth in any of the zones could not be revealed by microscopical examination. However, mass balance calculations in terms of consumption of organic material throughout the whole process indicated that the filamentous bacteria mainly grow in the aerobic step.

Parameters that can be used for control of the combined biological phosphorus- and nitrogen removal process at Öresundsverket are VFA in pretreated wastewater, oxygen concentration in the recirculation flows and pretreated wastewater, internal recirculation from the aerobic zone, and the nitrate concentration in the internal recirculation from the anoxic zone. The incoming amount of VFA potential in relation to the incoming phosphorus concentration is crucial for the removal efficiency. Acceptable relationships between the VFA potential and COD, filtered COD and BOD₁ respectively, could be established at Öresundsverket.

Förord

Öresundsverket är ett av de första avloppsreningsverken i Sverige som har dimensionerats och byggts för kvävereduktion. Sedan 1992 löper en provotid för utsläppen från Öresundsverket. Driftoptimeringen under provotiden har delvis utförts inom ramen för ett samarbetsprojekt mellan Helsingborgs Stad och Avdelningen för VA-teknik, LTH. Detta samarbete har gjorts möjligt genom ett Ny-teknik-bidrag från SNV. Ett av fosforavskiljningsalternativen vid Öresundsverket är biologisk fosforavskiljning (bio-P). Under perioden 1 juni 1993 till 31 juli 1994 har en grupp från Avdelningen för Bioteknik och Avdelningen för VA-teknik, LTH studerat bio-P-processen. Detta projekt har huvudsakligen finansierats av VA-forsk och VA-verket i Helsingborgs Stad, men även STAMP-resurser har bidragit till projektet.

Målsättningen för projektet har varit att karaktärisera och förklara förloppen i den biologiska fosforavskiljningsprocessen i kombination med biologisk kväveavskiljning för att finna kritiska driftsfaktorer samt faktorer som styr slammets avskiljningsegenskaper. I det senare fallet eftersträvas ett klarläggande av selektionsmekanismerna för bio-P-ackumulerande organismer och filamentbildande bakterier.

En omfattande karaktärisering av processen har gjorts vid varierande driftsätt. Karaktäriseringarna har diskuterats och planerats i projektgruppen tillsammans med Peter Magnusson och Lars-Erik Jönsson, Öresundsverket. Tonvikten på karaktäriseringen har lagts på inkommande kolkälla samt kolfödet i processen. Karaktäriseringen har omfattat följande punkter:

- Karaktärisering av inkommande vatten med avseende på mängd organiskt material som kan omvandlas till korta fettsyror i relation till den mängd fosfor som kan avskiljas i processen.
- Relationen mellan COD-upptag i den anaeroba zonen, bildad mängd PHB och frisläppt mängd fosfor. Hur mycket av upptaget som sker av filamentbildande mikroorganismer studeras.
- Inverkan av tillfört syre till den anaeroba zonen och redoxpotentialen på fosforsläpp och fosforavskiljning.
- Bestämning av fosforfraktioner bundet i slammet för att fastställa hur mycket av fosforavskiljningen som sker genom bio-P respektive assimilation och metallutfällning.
- Betydelsen av hydrolys av primärslam för bio-P-processen och hur mycket VFA som går att utvinna genom hydrolys.
- Studier av hydrolyskinetiken.
- Studier av möjligheten att använda etanol som kolkälla för bio-P.
- Studier av hur stor andel av denitrifikationen som sker genom lagrad PHB i poly-P-ackumulerande organismer samt om filamentbildande organismer deltar i denitrifikation.
- Mikrobiologisk karaktärisering.

Detta projekt hade varit svårt att genomföra utan all den hjälp vi fått från olika personer. Framför allt framförs tack till Peter Magnusson och Lars-Erik Jönsson för värdefulla

diskussioner. För hjälp med analysarbete tackas Ingvor Green och Göran Persson (Öresundsverket), Gisela Wendt-Jönsson (Avdelningen för Bioteknik) och Åsa Malmqvist (Anox AB). Dessutom riktas ett stort tack till all övrig personal på Öresundsverket, som bidragit med nödvändiga insatser för projektet.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	III
Summary	IV
Förord	V
Innehållsförteckning	VII
1 Material och metoder	1
1.1 Beskrivning av Öresundsverket	1
1.2 Driftsförhållanden i linje 3 under försöksperioden	3
1.3 Analysprogram	5
1.4 Timprovtagning	6
1.5 Analysmetoder	6
2 Belastning på biosteget	7
2.1 Inledning	7
2.2 Flöde	7
2.2.1 Långsiktig variation	7
2.2.2 Dygnsvariation	8
2.3 Temperatur	8
2.3.1 Långsiktig variation	8
2.3.2 Dygnsvariation	8
2.4 Fosfor	9
2.4.1 Långsiktig variation	9
2.4.2 Dygnsvariation	11
2.5 Organiskt material (COD, BOD ₇ och VFA)	12
2.5.1 COD	12
2.5.2 BOD ₇ och flyktiga fettsyror (VFA)	14
2.6 Kväve	15
2.6.1 Långsiktig variation	15
2.6.2 Dygnsvariation	16
2.7 Suspenderad substans	17
2.7.1 Långsiktig variation	17
2.8 Alkalinitet	17
2.8.1 Långsiktig variation	17
2.8.2 Dygnsvariation	18
2.9 Syre	19
2.9.1 Syrehalt in till anaerobzonen	19
2.9.2 Syrehalt in till anoxzonen	20
2.10 Redoxpotential	21
2.11 pH-värde	22
2.12 Sulfid	22
2.13 Nitrifikationshämning	22
2.14 Slutsatser	22

3	Driftsresultat	25
3.1	Inledning	25
3.2	Fosforavskiljningsprocessen	25
3.3	Kväveavskiljningsprocessen	29
3.4	COD, suspenderad substans och slamproduktion	30
3.5	Slutsatser	31
4	Biologisk eller kemisk fosforavskiljningsmekanism?	33
4.1	Bakgrund	33
4.2	Fosforfraktionering	34
4.2.1	Utförande	34
4.2.2	Resultat	35
4.2.3	Diskussion	37
4.3	Metallanalyser	37
4.3.1	Utförande	37
4.3.2	Resultat och diskussion	38
4.4	Mikroskopering	40
4.5	Slutsatser	41
5	Kolkälla för bio-P-bakterier i förbehandlat vatten	43
5.1	Bakgrund	43
5.2	Utförande	43
5.3	Resultat och diskussion	45
5.3.1	Jämförelse mellan direkt frysta veckoprover och sammanslagna kylda dygnsprover	45
5.3.2	VFA-potential i vattnet in till den biologiska reningen i linje 3	45
5.3.3	Jämförelse mellan VFA-potential före och efter försedimenteringen i linje 3	47
5.3.4	Jämförelse mellan VFA-potentialerna efter försedimenteringarna i linje 2 och 3	48
5.3.5	Veckovariationer i inkommande VFA-halt	49
5.3.6	Kvarvarande VFA i anaerobsteget	49
5.3.7	Jämförelse mellan VFA-potentialen och andra analysparametrar	50
5.4	Slutsatser	52
6	Hydrolys av primärslam i laboratorieskala	53
6.1	Bakgrund	53
6.2	Metodik	53
6.3	Resultat	54
6.3.1	Hydrolys av primärslam från försedimenteringen i linje 3	54
6.3.2	Jämförelse mellan hydrolys av primärslam från linje 2 och linje 3	56
6.3.3	Utlösning av fosfor under hydrolysen	57
6.4	Slutsatser	59

7	Etanol som kolkälla	61
7.1	Bakgrund	61
7.2	Resultat	62
7.2.1	System 1	62
7.2.2	System 2	62
7.2.3	Kommentar	63
7.2	Slutsatser	63
8	Mikroskopisk karaktärisering av slamegenskaper	65
8.1	Bakgrund och syfte	65
8.2	Metodik	65
8.3	Resultat av mikroskoperingsstudier under perioden maj 93-juli 94	66
8.4	Mikroskoperingsresultat i relation till olika driftsdata	69
8.4.1	Årsvariation av DSVI och temperatur	69
8.4.2	Filamentindex och separationsegenskaper	69
8.4.3	Fosforavskiljningskapacitet och förekomst av poly-P-innehållande flockar	70
8.4.4	Förekomst av PHB-innehållande flockar och analytiskt uppmätta PHB-koncentrationer	71
8.4.5	Syrekoncentrationen	71
8.4.6	Flödesbelastningar och inverkan av organiskt material på slamegenskaperna	71
8.4.7	Slamegenskaper och denitrifikationsaktivitet	72
8.5	Jämförelse av mikroskoperingsstudier i linje 3 under perioden maj 93 - juli 94 med det föregående driftsåret, mars 92 - april 93	72
8.5.1	Resultat av mikroskoperingsstudier i linje 3 under perioden mars 92 - april 93	73
8.5.2	Årsvariation av temperatur, DSVI och filamentindex	75
8.6	Jämförelse mellan linje 3 och de övriga linjerna under perioden maj 93 - juli 94	76
8.7	Mikroskopering av slam från röt-kammaren	78
8.8	Slutsatser	78
9	Sedimentering och slamegenskaper	81
9.1	Inledning	81
9.2	Slamvolymindex	81
9.3	Försök med minskad recirkulation - Belastningsförsök med högt flöde	82
9.4	Slutsatser	83
10	Mikrobiella omvandlingar i den biologiska processen	85
10.1	Bakgrund	85
10.2	Förbehandlat avloppsvatten	85
10.3	Det anaeroba steget	85
10.4	Det anoxa steget	87
10.5	Det aeroba steget	90
10.6	Slutsatser	91

11 Slutsatser	93
11.1 Inledning	93
11.2 Reningsresultat	93
11.3 Biologisk eller kemisk process?	93
11.4 Kolkälla	94
11.5 Hydrolys av primärslam	95
11.6 Denitrifikation med PHA	96
11.7 Mikrobiologisk karaktärisering - separationsegenskaper	96
11.8 Styrparametrar	97
 Referenser	 99
 Förkortningar	 101
 Förteckning över bilagor	 103

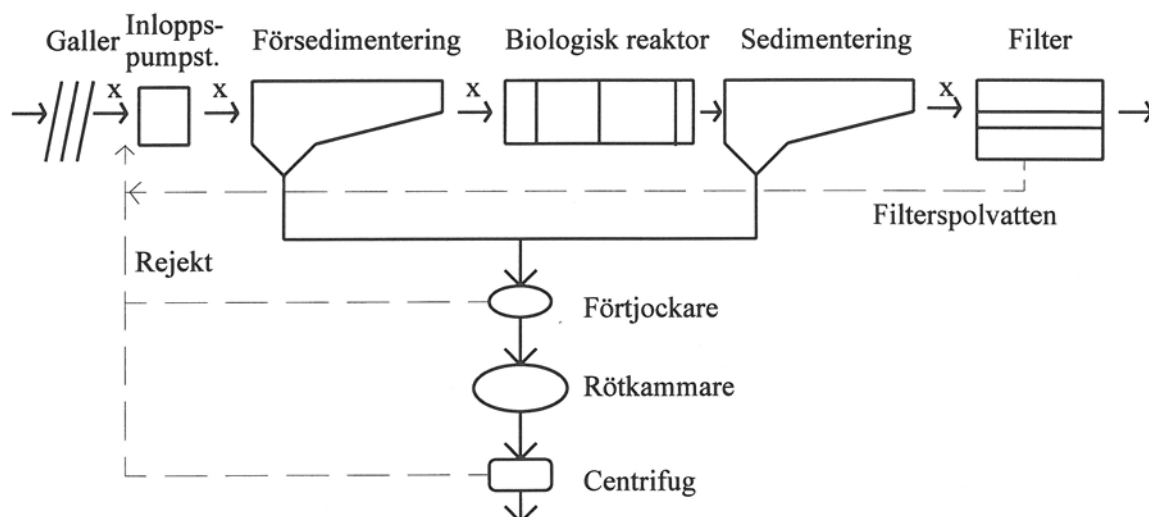
1 Material och metoder

1.1 Beskrivning av Öresundsverket

Hela utbyggnaden av Helsingborgs avloppsreningsverk stod klar i december 1991. Delar av verket startades dock upp under sommaren 1991, i takt med de olika delarnas färdigställande. Under en provotid, fram till 1 april 1995 kommer omfattande försöksverksamhet att pågå. Huvudmålsättningen med provotiden är att driftoptimera verket med avseende på kväveavskiljning i kombination med olika fosforavskiljningsalternativ. Riktvärdena på utgående vatten under provotiden är satta till:

- < 0,3 mg tot-P /l som årsmedelvärde
- < 12 mg tot-N /l som årsmedelvärde
- < 10 mg BOD₇/l som årsmedelvärde

Öresundsverket är dimensionerat för år 2010 enligt tabell 1.1. Avloppsreningsverket består av mekanisk rening, biologisk rening, filtrering samt slambehandling, se figur 1.1. Fosforavskiljningen kan ske genom förfällning, simultanfällning eller biologisk fosforavskiljning. Som ett komplement kan efterfällning tillämpas. Den mekaniska reningen består av galler, sandfång och försedimentering. Efter sandfången är reningsverket uppdelat i fyra separata linjer. Varje försedimenteringslinje består av två parallella bassänger. Den biologiska reningen är uppdelad i fyra oberoende linjer med separat vätske- och slamtransport. Kväveavskiljningen drivs som en fördenitrifikationsprocess. Vattnet filtreras i 2-media-filter i två linjer. Slammet förtjockas, rötas och avvattnas. Rejektvatten från slambehandlingen samt filterspolvatten beskickas en pumpgrop efter galler.



x = Möjliga fällningspunkter

Figur 1.1 Principskiss över Helsingborgs avloppsreningsverk.

Tabell 1.1 Dimensioneringsdata, år 2010.

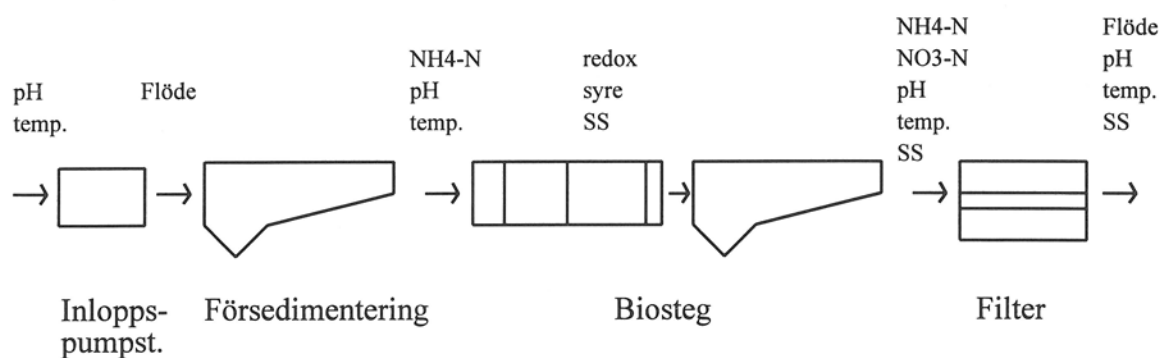
Flöde	Q_{dim}	3 250 m ³ /h
	Q_{medel}	67 000 m ³ /d
	Q_{max}	6 500 m ³ /h
BOD ₇		15 000 kg/d
Tot-N		2 700 kg/d
Tot-P		490 kg/d
Susp. ämnen		14 500 kg/d
Temperatur		8 °C

I tabell 1.2 redovisas anläggningsdata för de ingående delarna i avloppsreningsverket.

Tabell 1.2 Anläggningsdata, (total area och volym för 4 linjer).

	Antal	Area m ²	Volym m ³	Kommentar
Galler	2			Spaltvidd: 10 mm
Sandfång	2		750	
Försedimentering	8	2 400		
Utgjämning	8		8 000	
Anaerob	4	750	4 100	1 zon per linje
Anox	4	2 800	12 400	1 zon per linje
Aerob	12	3 000	14 200	3 zoner per linje
Deox	4	400	2 150	1 zon per linje
Biologi, total		7 000	32 800	4 linjer
Sedimentering	16	5 300	21 000	
Filter	12	600		2-media

Kontinuerliga mätare för pH, temperatur, flöde, NH₄-N, NO₃-N, redoxpotential, syre och SS är installerade på olika platser i avloppsreningsverket, se figur 1.2. Signalerna insamlas med hjälp av dator och lagras i en databas.


Figur 1.2 Kontinuerliga mätare vid Helsingborgs avloppsreningsverk.

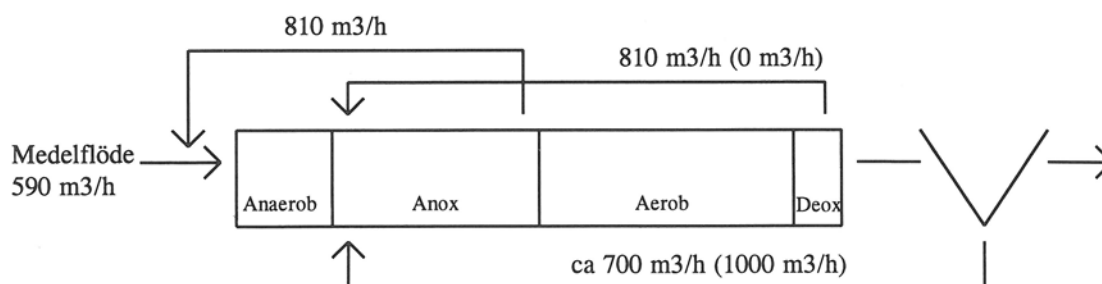
1.2 Driftförhållanden i linje 3 under försöksperioden

Öresundsverket i Helsingborg har en mycket flexibel uppbyggnad, eftersom flödet efter sandfången delas upp i fyra separata linjer. Denna uppdelning har gjort det möjligt att utvärdera biologisk fosforavskiljning i en fjärdedel av reningsverket, med och utan dosering av ättiksyra (HAc). Driftförhållandena i den s k bio-P-linjen beskrivs översiktligt av tabell 1.3. Under en stor del av försöksperioden har efterfällning med järnklorid på filter kompletterat den biologiska reningen i den halva av reningsverket där bio-P-linjen ingår. Förfällningen med järnklorid under november och december 1993 hade syftet att säkerställa att eventuell sulfid från hydrolysisprocessen inte belastade biosteget, och följaktligen doserades endast en mycket liten mängd.

Tabell 1.3 Driftförhållanden i bio-P-linjen under försöksperioden (11/6 1993 - 11/7 1994).

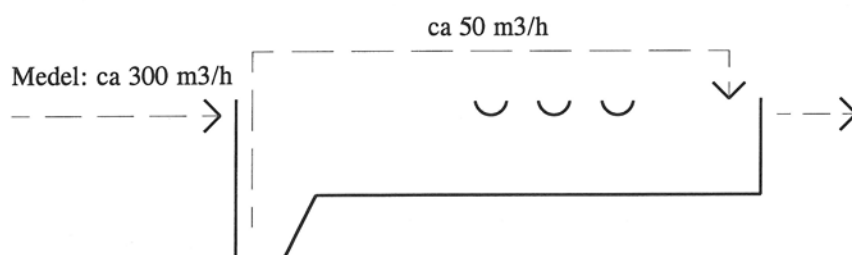
Datum		Förbehandling	Biosteget			
			Returslam (m ³ /h)	Deox→Anox (m ³ /h)	Anox→Anaerob (m ³ /h)	Övrigt
93	11/6-20/9	Hydrolys	700	810	810	
	21/9-28/10	Hydrolys	700	810	810	HAc
	29/10-5/12	Hydrolys + FeCl ₃	700	810	810	HAc
	6/12-2/1	Hydrolys + FeCl ₃	700	810	810	
94	3/1-19/1	Hydrolys	700	810	810	
	20/1-23/1	Hydrolys	700	810	810	HAc
	24/1-26/1	Hydrolys	1000	810	810	HAc
	27/1-10/2	Hydrolys	700	810	810	HAc
	11/2-18/5	Hydrolys	700	810	810	
	19/5-11/7	Hydrolys	700	0	810	

Under försöksperioden (11/6 1993 - 11/7 1994) har målsättningen varit att göra så lite driftsomställningar som möjligt i linje 3. Biosteget har drivits som en s k UCT-process med recirkulationsströmmar enligt figur 1.3. Returslamflödet har varit fast inställt på minimiflödet 700 m³/h under i princip hela perioden. Recirkulationen från deoxzonen till anoxzonen kan ställas in på tre fasta lägen: 810 m³/h, 1620 m³/h eller 2430 m³/h. Under större delen av perioden har detta flöde varit inställt på 810 m³/h, men fr o m 19/5 1994 har denna internrecirkulation varit avstängd p g a ett slamegenskapsförsök. Recirkulationen från anoxzonen till anaerobzonen är anordnad med en pump med fast flödeskapacitet på 810 m³/h.



Figur 1.3 Driftsinställningar i linje 3 under försöksperioden.

Tidigare försök har visat att kolet i försedimenterat vatten vid Öresundsverket inte räcker till för bio-P-processen. Därför har en enkel form av hydrolysprozess drivits i försedimenteringen för att generera lättnedbrytbar kolkälla, se figur 1.4. Hydrolysprozessen består i att slammets uppehållstid i försedimenteringsbassängen ökas och de flyktiga syror, VFA, som bildas i slamtäcket tvättas ur genom en rundpumpning av slamm. Rundpumpningen sker med ca 50 m³/h per bassäng. Denna pumpning stoppas 1-2 timmar under förmiddagarna i samband med att slamnivån i bassängerna mäts. Medelflödet har varit ca 300 m³/h per bassäng under försöksperioden. Under perioden 29/10 1993 - 3/1 1994 har en liten dos järnklorid (ca 2 mg Fe/m³) doserats till hydrolysbassängens inlopp, eftersom det fanns en misstanke om att sulfid bildades i hydrolysprozess, vilket i sin tur kunde hämma nitrifikationsprocessen. Vid direkt mätning av sulfid, kunde dock endast mycket låga halter uppmätas.



Figur 1.4 Schematisk bild över hydrolysprozess i försedimenteringen. En av två försedimenteringsbassänger i linje 3 är uppritad.

Ättiksyra har doserats under perioden 22/9 - 6/12 1993 och 20/1 - 11/2 1994 (15 mg HAc/l). Avsikten med att dosera ättiksyra var att få svar på hur långt man kunde nå med bio-P-processen och hur mycket extra VFA som var nödvändigt att få ut ur en förbättrad hydrolysprozess.

De största variationerna i processen har hydrolysen stått för genom att försedimenteringsbassängen vid ett par tillfällen tömts på slam och för en kortare tid slutat generera lättnedbrytbart organiskt material i samma utsträckning som normalt. De ofrivilliga ursköljningarna har orsakats av att den hydrauliska ytbelastningen blivit alltför stor då inkommande flöde ökat dramatiskt i samband med regn. Vid några tillfällen har den hydrauliska ytbelastningen uppgått till 2,5 m³/(m²*h). Under hösten 1993 infördes en förbättring av hydrolysdriften genom att rundpumpningen stängs av när flödet per bassäng överstiger 400 m³/h, vilket motsvarar en ytbelastning på 1,3 m³/(m²*h). Dimensioneringsvärdet för ytbelastningen är 1,4 m³/(m²*h).

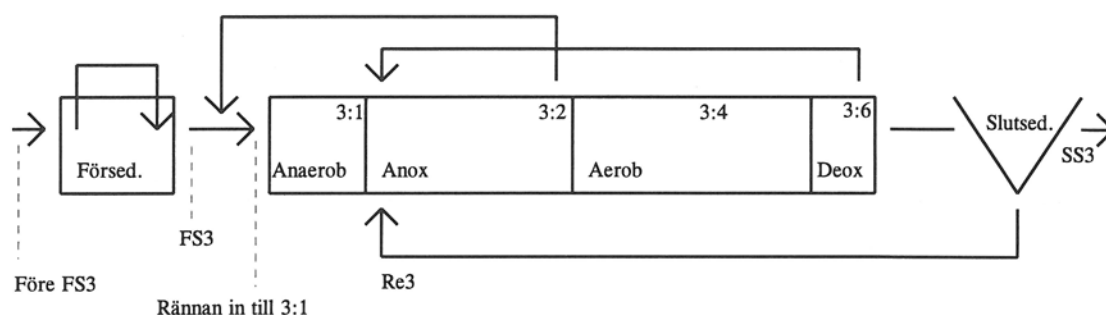
Förutom flödesstörningar har en stor yttre störning inträffat under försöksperioden. Den 21 september skedde ett utsläpp av fosforsyra i Helsingborg, vilket orsakade höga fosforhalter i utgående vatten. Utsläppet orsakade dock inga större skador på de biologiska processerna, eftersom större delen av utsläppet fångades upp i utjämningsbassängerna. Där kunde syran neutraliseras och doseras in i simultanfällningslinjerna tillsammans med ökad järndos vid lämplig tidpunkt.

1.3 Analysprogram

Denna rapport behandlar analysdata som är insamlad på Öresundsverket under perioden juni 1993 - juli 1994. Under hela provtagningsperioden har ett grundprogram med analyser genomförts. Utöver detta har intensivperioder med utökade analysprogram genomförts 11/6 - 9/7, 18 - 31/10 och 29/11 - 12/12 1993. Dessutom genomfördes en timprovtagning 27 - 28/10 1993.

Analysdata som presenteras i den följande texten baseras på kontinuerliga mätare, direktfrysta veckoprov, kyllda dygnsprov, stickprov och mätningar med portabla mätare.

Vid mätningarna har dels de mätpunkter som används i det löpande provtagningsarbetet på Öresundsverket använts, dels ett fåtal som definierats speciellt för denna provtagning. I figur 1.5 och den efterföljande texten återfinns definitionen av provtagningspunkterna.



Figur 1.5 Definition av provtagningspunkter.

Provtagningspunkter i linje 3 som används vid det löpande provtagningsarbetet:

FS3	Inkommande vatten till biosteget (försedimenterat/hydrolyserat)
3:1	Slutet av anaerobzonen
3:2	Slutet av anoxzonen
3:4	Slutet av andra aeroba zonen
3:6	Rännen direkt efter deoxzonen
SS3	Utgående vatten från slutsedimenteringen
Re3	Returslam

Provtagningspunkter i linje 3, definierade speciellt för denna provtagning:

Före FS3	Inkommande vatten till försedimenteringen inklusive rejecktatten från slambehandlingen. Provtagning vid inloppet till försedimenteringen.
Rännen till 3:1	Inloppsrännen till biosteget, där det försedimenterade vattnet är blandat med recirkulationsslammet från anoxzonen till anaerobzonen. Provtagning strax före inloppet till anaerobzonen.

I bilaga A finns de provtagningsprogram som gällt i linje 3 under olika perioder.

Direktfrysta flödesproportionella veckoprover togs ut efter försedimenteringen i linje 3 från 11/6 1993-11/7 1994. Under vissa veckor togs dessutom frysta veckoprover direkt före försedimenteringen i linje 3 (11/6-9/7) eller efter försedimenteringen i linje 2 (18/10-31/10 och 29/11-12/12). På samtliga frysta veckoprover analyserades de parametrar som finns upptagna i tabell 1.4 nedan.

Tabell 1.4 Analyser på de frysta veckoproven.

Analys	Ofiltrerat / Filtrerat prov
Tot-P	O/F
PO ₄ -P	F
COD	O/F
BOD ₇	O/F
VFA	F
Alkalinitet	O

1.4 Timprovtagning

Under en av intensivperioderna genomfördes en timprovtagning över 30 timmar (27-28/10 1993). I bilaga A återges det provtagningsprogram som följdes under intensivdygnet. Alla prover togs ut som stickprov under timprovtagningen.

1.5 Analysmetoder

I tabell 1.5 nedan återfinns en sammanställning över de analysmetoder som använts under provtagningsperioden.

Tabell 1.5 Analysmetoder.

Analys	Metod
Tot-P	SS 02 81 27
PO ₄ -P	SS 02 81 26
Tot-N	Modifierad SIS 02 81 31. Avläsning med UV-ljus.
NH ₄ -N	Dr Lange (lck 303 & 304) och AutoAnalyser
NO _x -N	UV-avläsning och AutoAnalyser
BOD ₇	SS 02 81 43
COD	Dr Lange (lck 603 & 604)
DOC	SS 02 81 99
VFA	Gaskromatografi
PHB	Metod enligt Comeau <i>et al.</i> 1988.
SS	SS 02 81 12
VSS	SS 02 81 12
Alkalinitet	Modifierad SS 02 81 39
Flöde	Parshallrännor
pH	SS 02 81 22
O ₂	SS 02 81 88
Metaller	ICP-ES

2 Belastning på biosteget

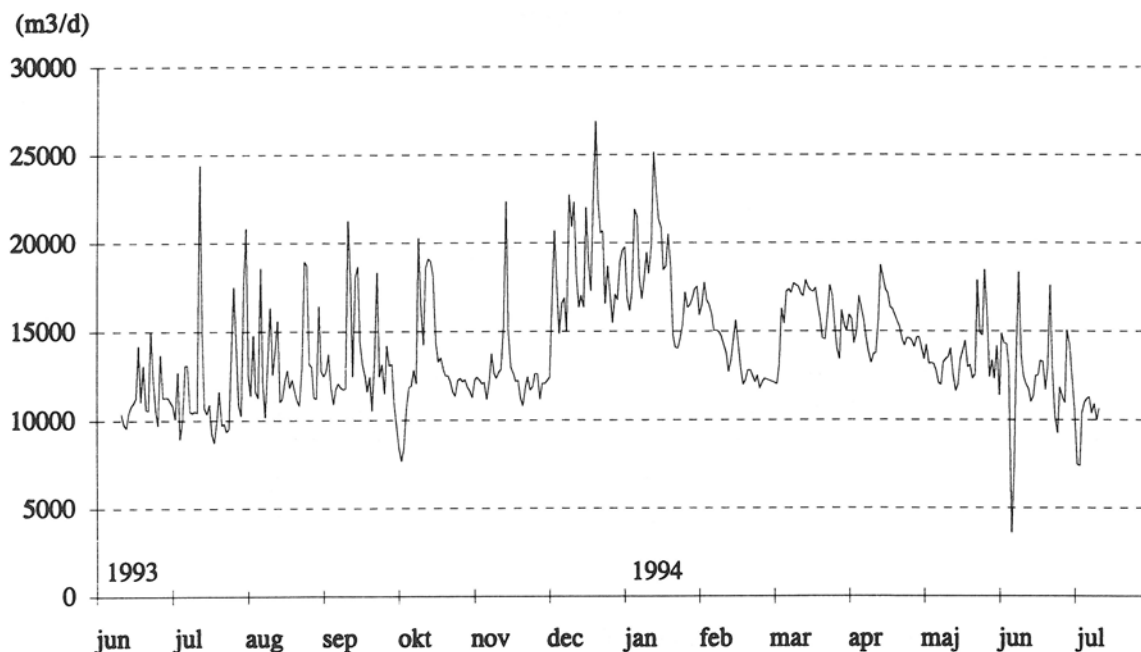
2.1 Inledning

I nedanstående kapitel beskrivs belastningen på biosteget i linje 3 under perioden 11/6 1993 till 11/7 1994. De parametrar som behandlas är flöde, temperatur, fosfor, organiskt material, kväve, suspenderad substans, alkalinitet, syrehalt, redoxpotential, pH-värde, sulfid och nitrifikationshämmning. Beskrivningen av den långsiktiga variationen grundar sig på dygnsprov uttagna med automatiska kylprovtagare för alla parametrar utom för flyktiga fettsyror (VFA) och BOD₇, där variationen beskrivs med hjälp av veckoprov från en frysprovtagare. I bilagorna B och C återfinns beräknade medel- och medianvärden, standardavvikelser samt 5 %- och 95 %-percentiler. Dygnsvariationen studerades under ett intensivdygn, då stickprov togs varje eller varannan timme under 30 timmar. I beräkningarna av min-, medel- och maxvärden samt standardavvikelse för intensivdygnet är dock endast de 24 första timmarna medräknade. Dygnsvariationerna är uppmätta onsdagen 27/10 kl 07⁰⁰ till torsdagen 28/10 kl 13⁰⁰.

2.2 Flöde

2.2.1 Långsiktig variation

Medelflödet till linje 3 har under perioden juni 1993 till juli 1994 varit ca 14200 m³/d. Mycket höga värden noterades i december 1993 och januari 1994, då medelflödena uppgick till ca 18500 m³/d. Jämfört med december 1992 är detta nästan 30 % högre.

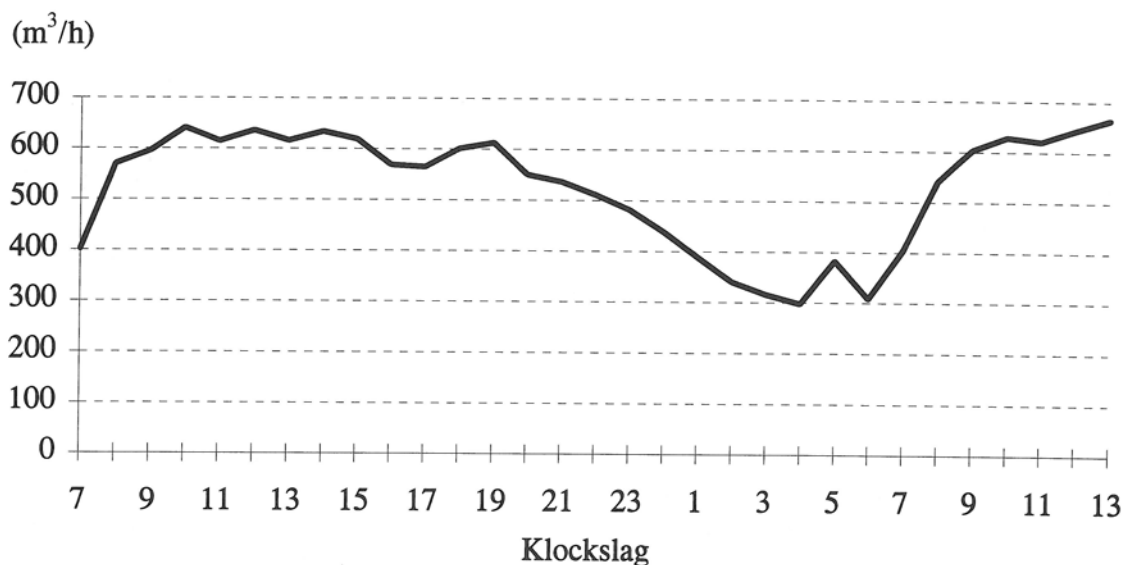


Figur 2.1 Flöde in till biosteget i linje 3.

Höga flöden noterades också under mars och april 1994. Låga flöden, dock inte extrema, har noterats under juni och juli månad både 1993 och 1994. Anmärkningsvärt är också att flödet i november 1993 är förhållandevis lågt. Figur 2.1 ovan visar dygnsflödena för utvärderingsperioden. Dimensionerande flöde, Q_{dim} , för linje 3 är 813 m³/h.

2.2.2 Dygnsvariation

Flödesvariationen över det studerade dygnet kan betecknas som normal, med flöden mellan 650 m³/h kl 10 och 300 m³/h kl 04. Flödet var högt från kl 08 på morgonen till 19 på kvällen, då det började sjunka. Flödet var som lägst mellan kl 02 och 06 på natten, se figur 2.2. Medelflödet till linje 3 under timprovtagningen var 510 m³/h, vilket är att betrakta som ett relativt lågt flöde.



Figur 2.2 Flöde till linje 3 under intensivprovtagningen.

2.3 Temperatur

2.3.1 Långsiktig variation

Temperaturen i försedimenterat vatten på Öresundsverket har varierat mellan 18°C i slutet av augusti 1993 och ca 8°C i mars 1994. Temperaturen uppvisar ett jämnt stigande och fallande förlopp förutom avvikelser på upp till fem grader kallare vatten i samband med skyfall, se figur 2.3. Dimensionerande temperatur för Öresundsverket är 8°C.

2.3.2 Dygnsvariation

Temperaturen i försedimenterat vatten under intensivprovtagningen var ca 17°C. Temperaturvariationen inom ett enskilt torrvädersdygn är ca 1-2°C utom vid häftiga regnväder, då temperaturen snabbt kan sjunka med så mycket som 5°C.

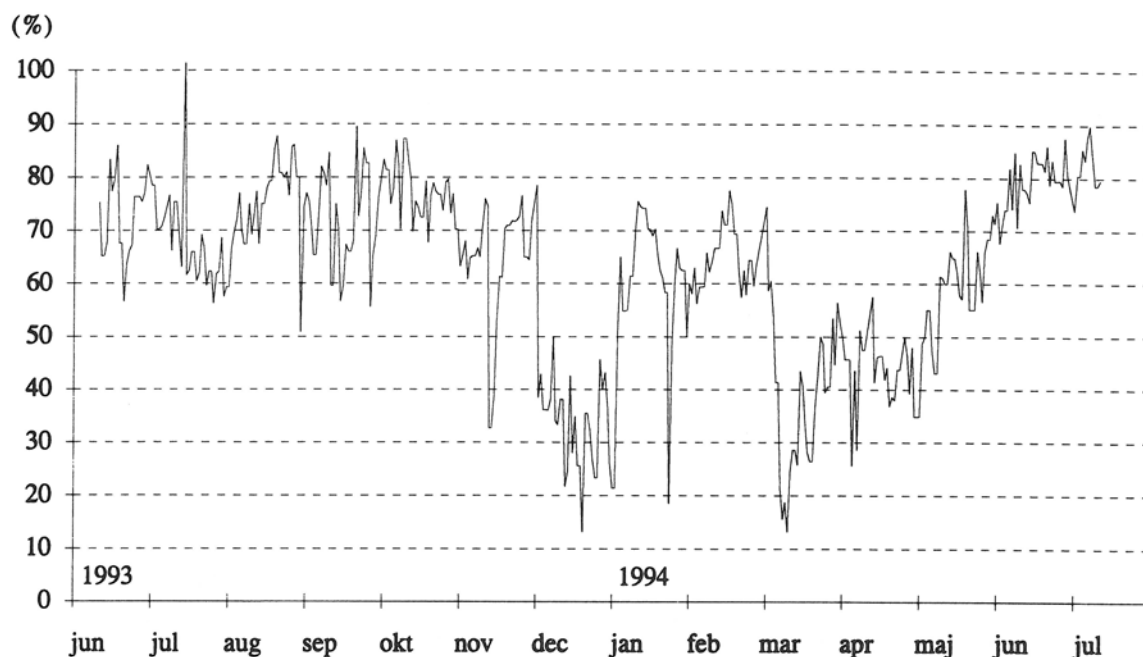


Figur 2.3 Temperatur i försedimenterat vatten vid Öresundsverket.

2.4 Fosfor

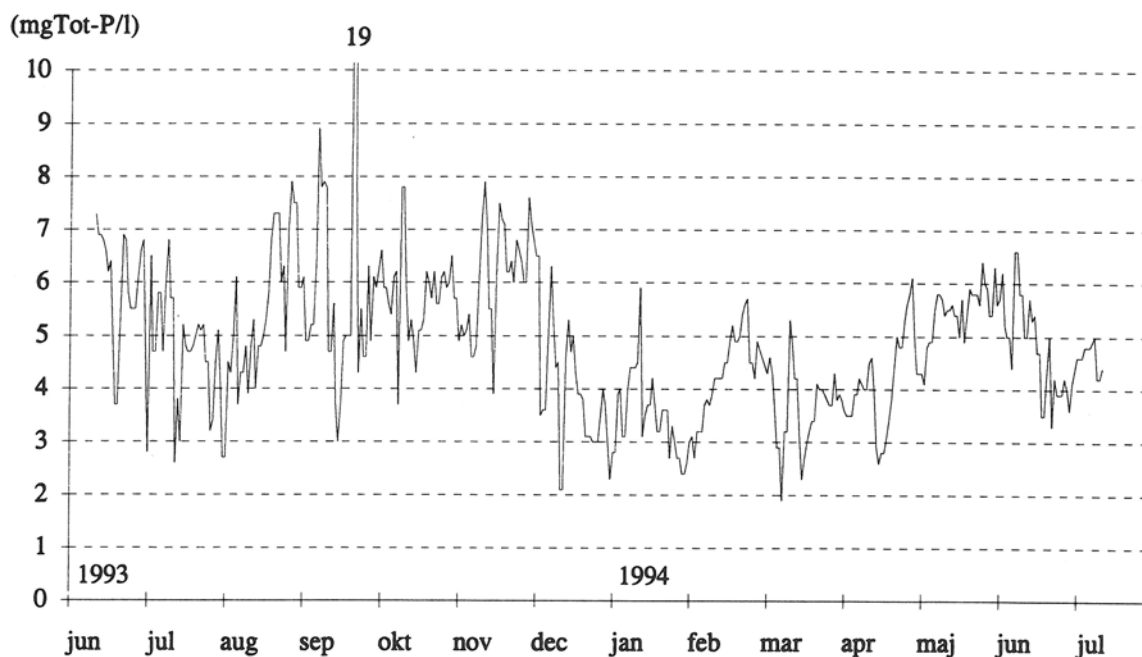
2.4.1 Långsiktig variation

Fosforhalten in till biosteget i linje 3 har under utvärderingsperioden i medeltal varit 4,9 mg/l. Motsvarande värde för referenslinjen har varit 3,7 mg/l. Den högre halten i linje 3 orsakas av hydrolysen, delvis beroende på dålig avskiljning av suspenderat material och delvis beroende på den utlösning av fosfor som sker i samband med hydrolys av partikulärt organiskt material. Slamflykt från hydrolysen har inträffat då flödet varit högt, vilket tydligast illustreras av decemberperioden 1993 i figur 2.4, där det kan utläsas att andelen partikulär fosfor ökat markant under denna period. Under perioden juni-november 1993 har andelen löst fosfor av den totala mängden fosfor in till biosteget i linje 3 varit mellan 60 och 75 %. Detsamma gäller för januari, februari och maj 1994 medan motsvarande siffra för december var 35 % och ca 40 % för mars och april. De tre sistnämnda månaderna sammanfaller med perioder med höga flöden, varför den låga kvoten troligtvis beror på att hydrolysen hydrauliskt sett belastats för mycket, så att separationssteget i hydrolysen inte fungerat tillfredsställande. Under juni och juli 1994 var andelen löst fosfor ca 80 %, både i hydrolyslinjen och referenslinjen. Under den här perioden har flödena varit låga, vilket gett en ökad uppehållstid i försedimenteringsbassängerna. De låga flödena har också haft den effekten att inga ursköljningar av hydrolysslammet ägt rum, vilket ökat slamåldern i hydrolyprocessen. Vattentemperaturen har under samma period varit hög, vilket gjort att den biologiska processens effektivitet ökat.



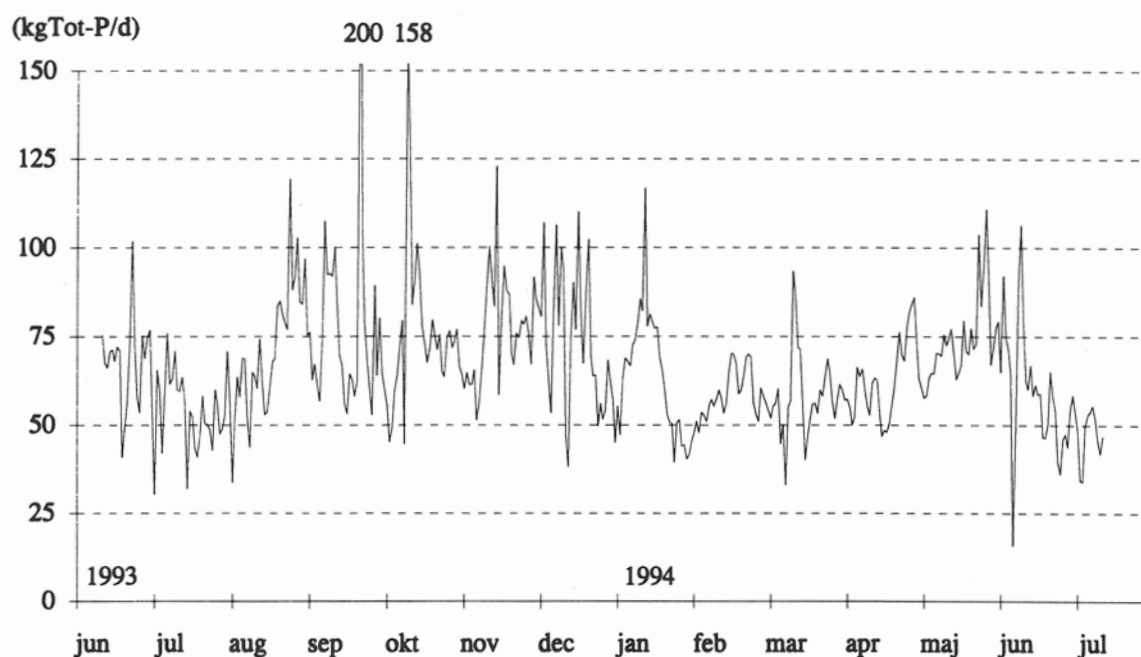
Figur 2.4 Andel löst fosfor in till biosteget i linje 3.

Fosforhalten har varit lägst under perioden december 1993 till april 1994. Även under juli-augusti 1993 och juni-juli 1994 noterades låga halter, se figur 2.5. De låga halterna orsakades under sommaren och i slutet av december av en minskning av mängden fosfor som kom in till reningsverket (semesterperiod och julhelg), medan minskningen i fosforhalt i början av december orsakades av högt flöde. Under våren 1994 orsakades de låga halterna av kombinationen av högt flöde och minskade fosformängder som kom in till reningsverket.



Figur 2.5 Fosforhalt in till biosteget i linje 3.

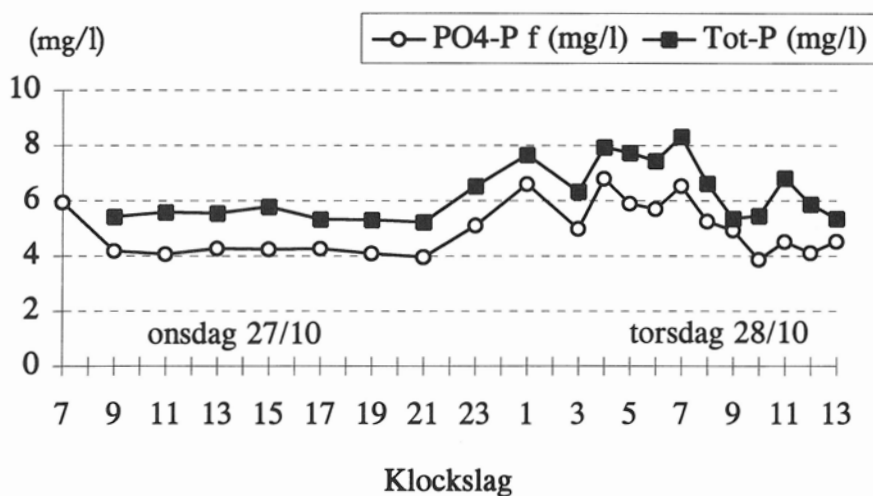
Mängden fosfor in till biosteget i linje 3 har i medeltal varit 67 kg/d, men under enstaka dygn har den uppgått till 200 respektive 158 kg/d, se figur 2.6. Den extremt höga fosforbelastningen 21 september berodde på ett utsläpp från en enskild industri. Fosformängden till referenslinjen har i medeltal varit 55 kg/d, vilket betyder att hydrolysen ökat fosforbelastningen på biosteget i linje 3 med drygt 20 %.



Figur 2.6 Fosformängd in till biosteget i linje 3.

2.4.2 Dygnsvariation

Halten fosfor in till biosteg 3 är lägre under dagtid än under nattetid, beroende på flödets variation, se figur 2.7. Det omvända förhållandet gäller för fosformängden.



Figur 2.7 Fosforhalt (tot-P och $PO_4\text{-P}$) in till biosteg 3, dygnsvariation.

Variationen under dygnet sträcker sig från 0,8 till 1,3 gånger medelvärdet för totalfosforhalten, medan totalfosformängden varierar mellan 0,6 och 1,3 gånger medelvärdet.

Andelen löst fosfor in till biosteg 3 var under intensivprovtagningen i medeltal ca 80 %, vilket troligtvis betyder att avskiljningen av partikulärt material fungerat bra under detta dygn.

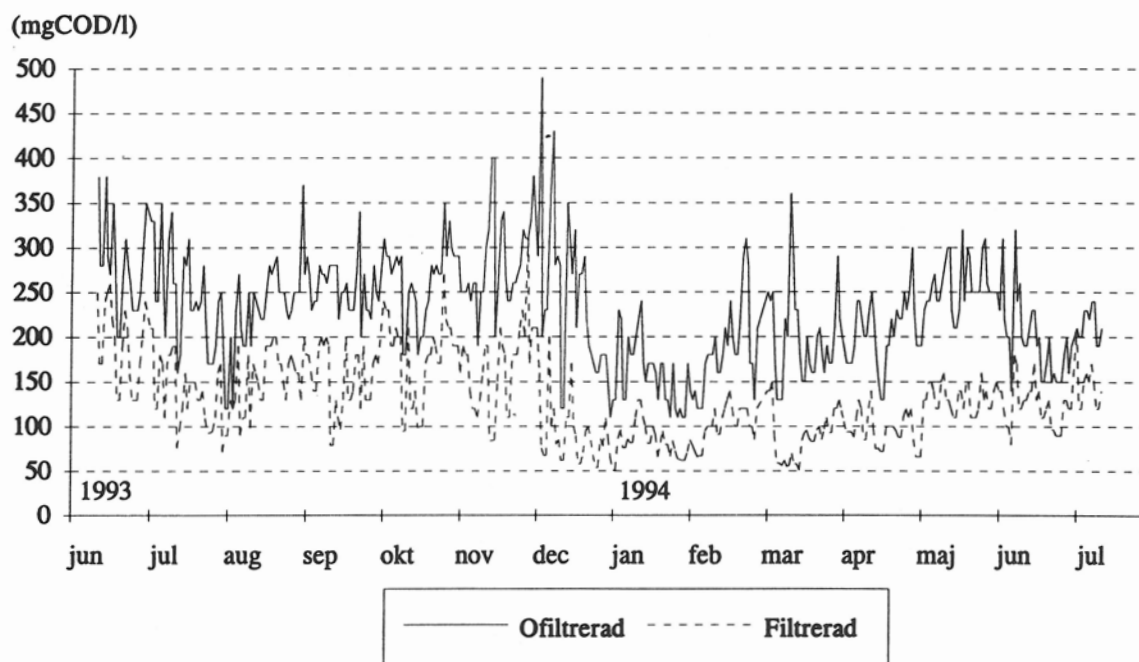
2.5 Organiskt material (COD, BOD₇ och VFA)

2.5.1 COD

Långsiktig variation

Totala COD-halten har i genomsnitt varit 230 mg/l under utvärderingsperioden, och filtrerad COD har varit strax under 130 mg/l, se figur 2.8. Kvoten mellan filtrerad och ofiltrerad COD har alltså varit ca 55 % i det hydrolyserade vattnet. Ovanstående siffror gäller för hydrolyserat vatten utan den tillsats av ättiksyra (15 mgHAc/l) som skedde under perioderna 930921-931205 och 940120-940210.

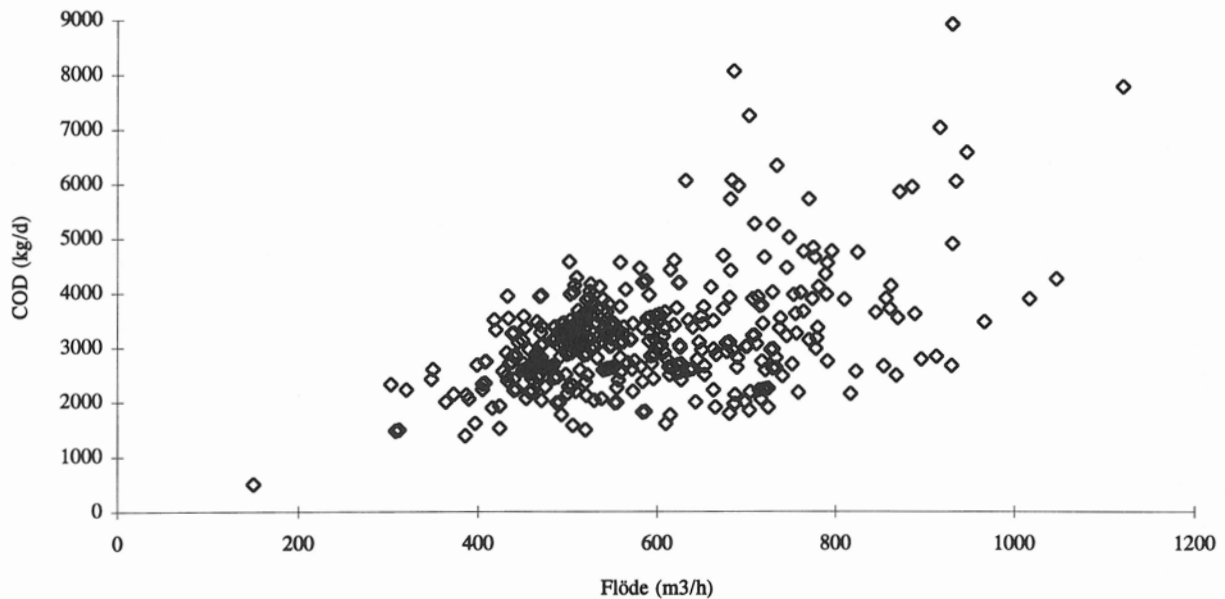
Halten COD har generellt sett varit högre under sista halvåret 1993 än första halvåret 1994, se figur 2.8. Dock var halterna relativt låga i juli-augusti 1993 (semesterperiod) och december 1993 (högt flöde och julhelg).



Figur 2.8 Ofiltrerad och filtrerad COD-halt i hydrolyserat vatten.

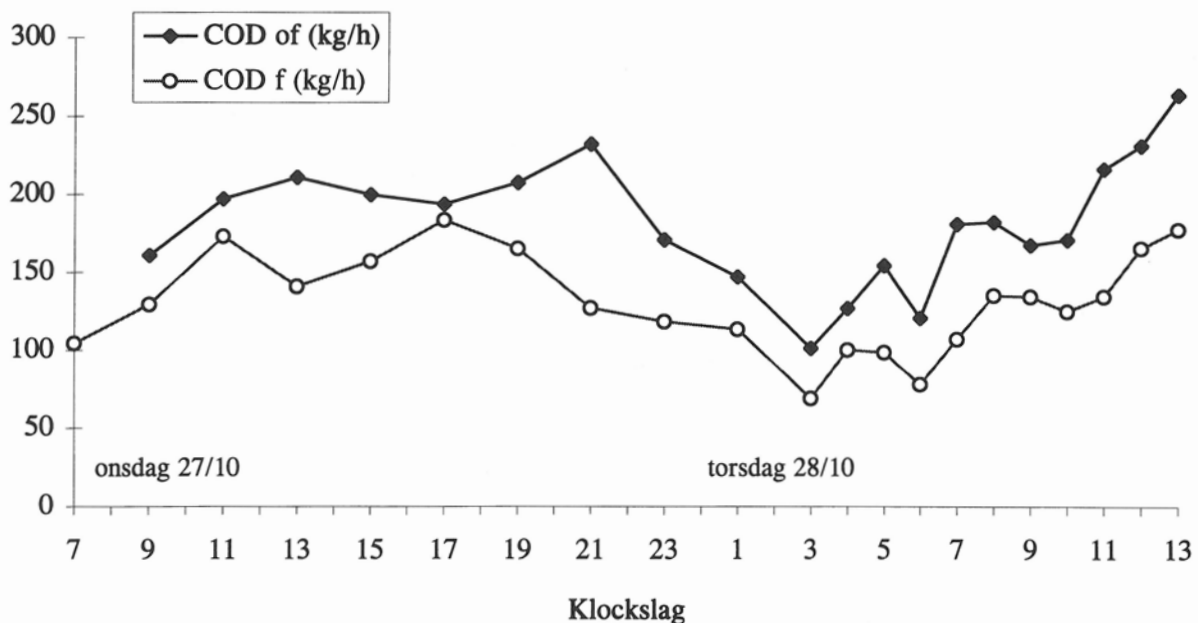
I referenslinjen har halten ofiltrerad COD uppgått till 190 mg/l medan filtrerad COD varit 120 mg/l. Kvoten i referenslinjen var således ca 65 % mellan filtrerad och ofiltrerad COD.

Trots att halten var något högre i hydrolyslinjen, var alltså andelen filtrerad COD mindre. Denna diskrepans kan delvis förklaras av att det periodvis varit svårt att separera partikulärt material från hydrolysvattnet. Avskiljningen av partikulärt material har fungerat sämst vid höga flöden, vilket kan utläsas i figur 2.9 som illustrerar sambandet mellan dygnsmedelflöde och COD-mängd i det hydrolyserade vattnet. Figur 2.9 tar inte hänsyn till att dygn med normalt medelflöde kan innehålla korta men intensiva flödestoppar. COD-mängden i hydrolyserat vatten har varit 3190 kg/d i medeltal, medan motsvarande mängd i referenslinjen varit 2830 kg/d. Även COD-mängden är alltså förhöjd efter hydrolysen.



Figur 2.9 Samband mellan flöde och COD-mängd i hydrolyserat vatten.

Dygnsvariation



Figur 2.10 COD-mängd i hydrolyserat vatten, dygnsvariation.

COD-halten uppvisar samma variationsmönster över dygnet som fosfor, nämligen högre halter under nattetid än under dagtid, jämför figur 2.7. Förklaringen är även här det mindre flödet under natten, eftersom det vid betraktandet av mängden COD framgår att dessa värden är högst under dagen, se figur 2.10.

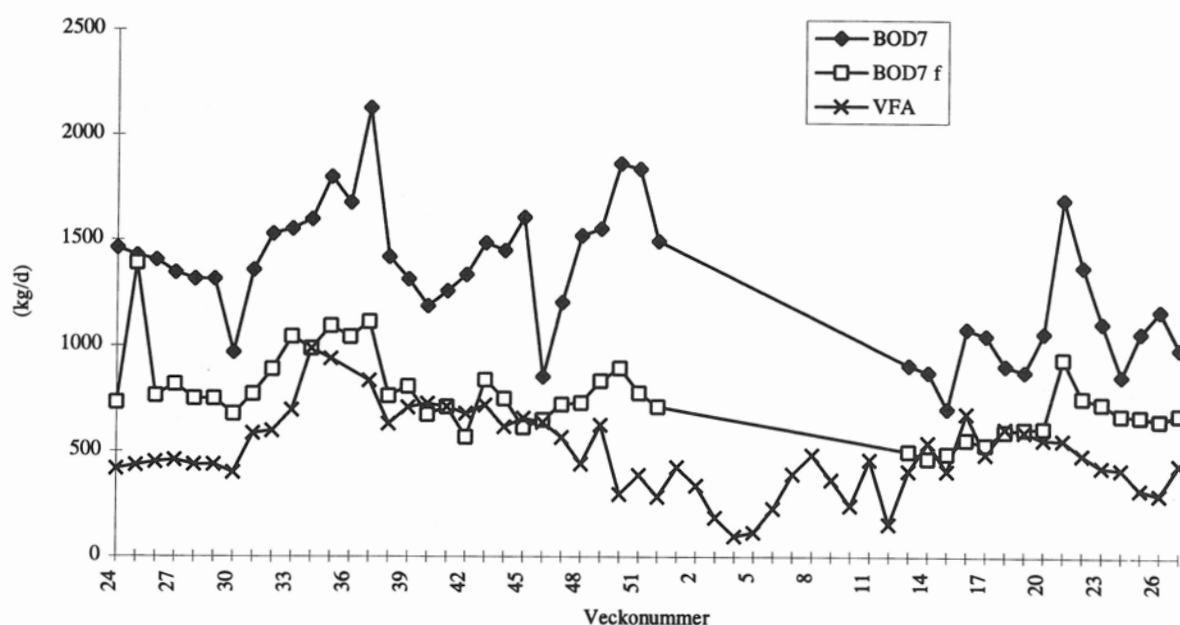
2.5.2 BOD₇ och flyktiga fettsyror (VFA)

Långsiktig variation

Den långsiktiga variationen för BOD₇- och den direkt uppmätta VFA-halten i hydrolyserat vatten baseras på direktfrysta flödesproportionella veckoprov. Halt och mängd av dessa parametrar varierar kraftigt, det skiljer en tiopotens mellan minsta och största VFA-mängd som funnits i inkommande vatten till biosteget, se tabell 2.1. Mängderna finns också åskådliggjorda i figur 2.11. De mycket låga värdena kring årsskiftet beror sannolikt på den låga vattentemperaturen i kombination med att hydrolysbassängerna sköljdes ur p g a de häftiga regnen. Vid de fyra tillfällena då parallella prover tagits i referenslinjen har effekten av hydrolysen varit en ökning med 30-90 % för VFA och med 0-20 % för BOD₇.

Tabell 2.1 BOD₇ (ofiltrerad och filtrerad) samt VFA.

	BOD ₇ (mg/l)	BOD ₇ f (mg/l)	VFA (mg/l)	BOD ₇ (kg/d)	BOD ₇ f (kg/d)	VFA (kg/d)
Min	43	30	6	700	470	100
Medel	99	57	36	1320	760	490
Max	140	112	73	2130	1390	990



Figur 2.11 BOD₇- och VFA-mängd i hydrolyserat vatten, veckomedelvärden.

Dygnsvariation VFA

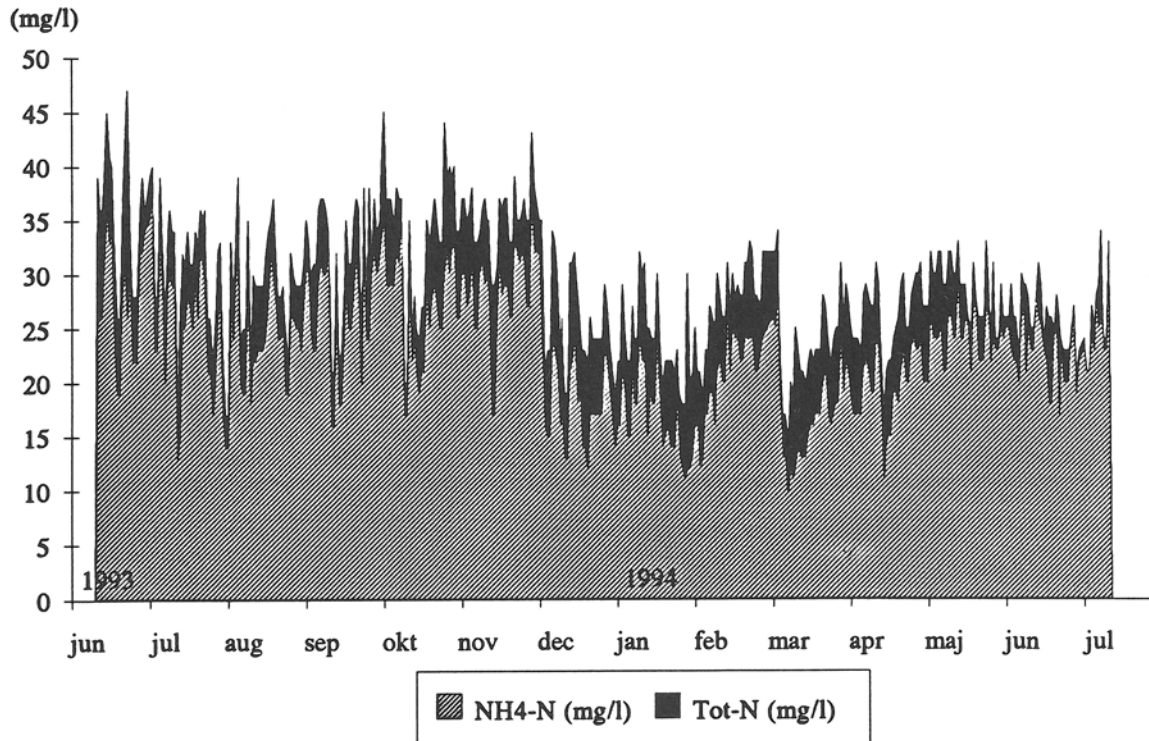
Någon tydlig dygnsvariation noterades inte under timprovtagningen. VFA-halten varierade mellan 20 och 98 mg/l. Mängden VFA varierade mellan 12 och 44 kg/h.

2.6 Kväve

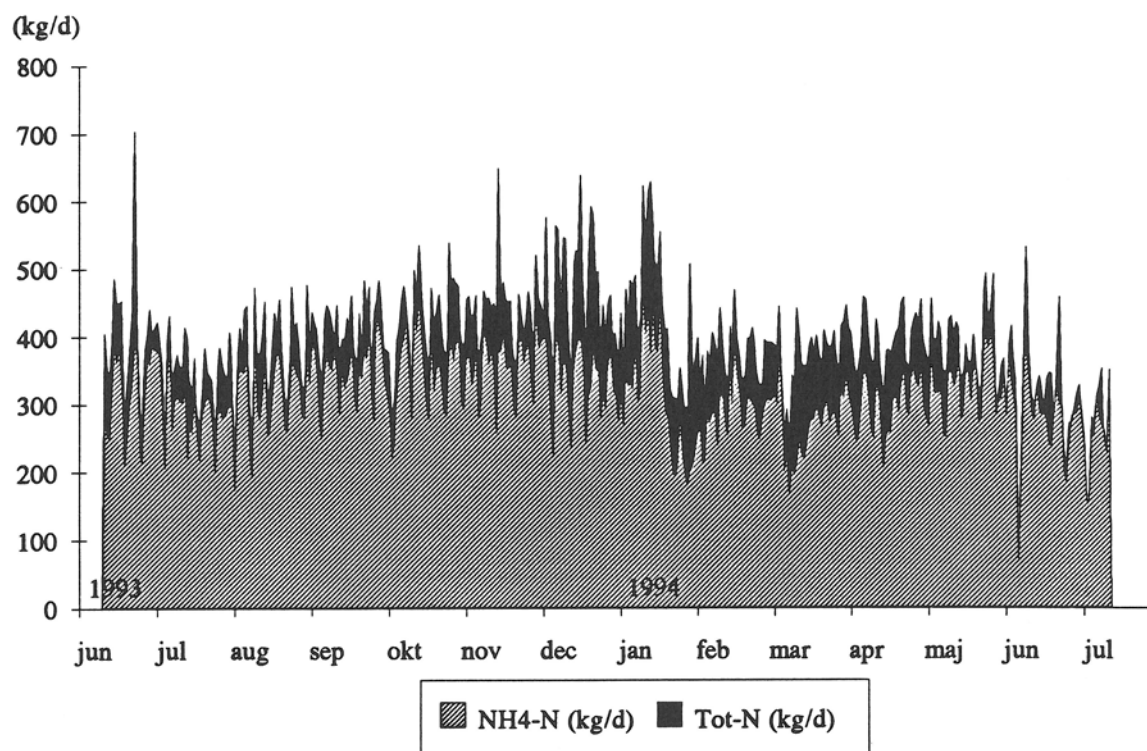
2.6.1 Långsiktig variation

Medelhalten totalkväve in till biosteget i linje 3 har under utvärderingsperioden varit 29 mg/l, och motsvarande värde för ammoniumkväve har varit 23 mg/l, se figur 2.12. Kvävehalten har varit jämn under utvärderingsperioden, med undantag av en markant minskning under månaderna december och januari samt i början av mars, se figur 2.12 nedan. Minskningen beror på höga flöden i december och på minskad kvävemängd i slutet av januari och början av mars. Kvoten $\text{NH}_4\text{-N}/\text{tot-N}$ har varit runt 80 %. Även i referenslinjen har denna kvot varit 80 %, och halterna har varit av samma storleksordning.

Någon tydlig årstidsvariation för mängden kväve kan inte ses, dock har mängden varit lägre under början av 1994 än under slutet av 1993. Veckovariationen har däremot varit ganska tydlig, se figur 2.13. Medelvärdet för totalkväve var 390 kg/d och för ammoniumkväve 310 kg/d.



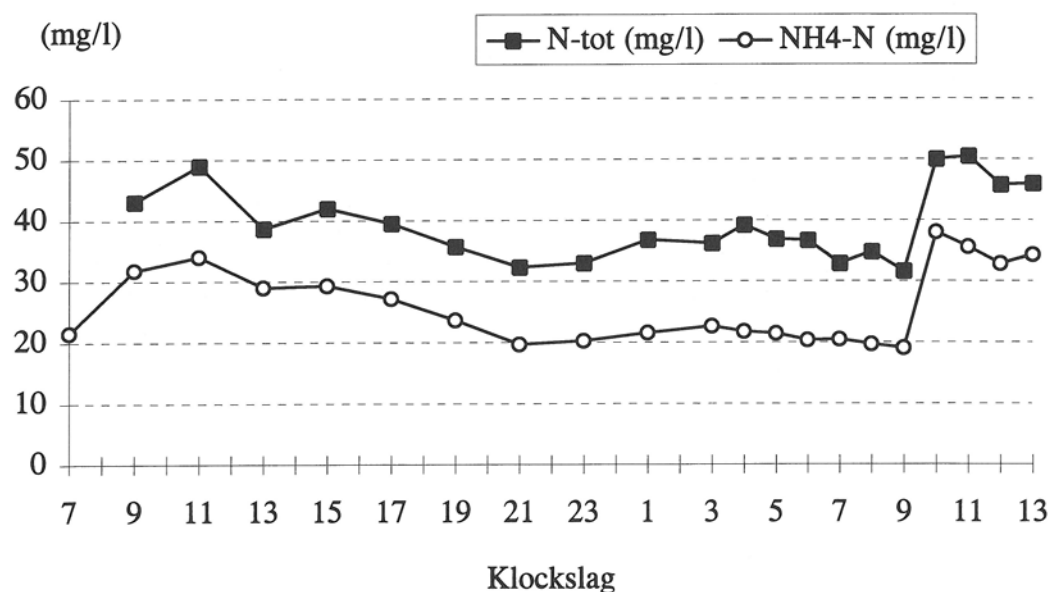
Figur 2.12 Koncentrationer för kvävefraktioner in till biosteget i linje 3.



Figur 2.13 Mängd av kvävefraktioner in till biosteget i linje 3.

2.6.2 Dygnsvariation

Totalkvävehalten varierar mellan 30 och 50 mg/l över dygnet. Kvävehalten är som högst under förmiddagen, för att sedan sjunka någorlunda jämnt under dagen och vara låg under natten, se figur 2.14.

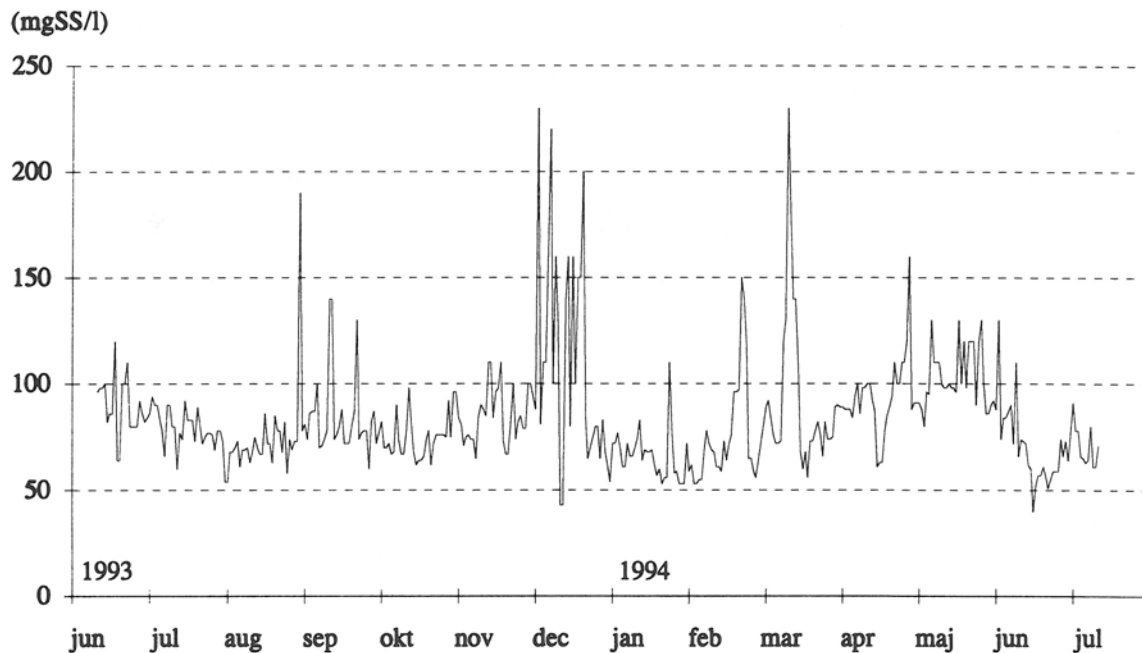


Figur 2.14 Koncentration för kvävefraktioner, variation över dygnet.

2.7 Suspenderad substans

2.7.1 Långsiktig variation

Belastningen av suspenderad substans är normalt sett jämn både i linje 3 och i referenslinjen, dock med den skillnaden att belastningen i linje 3 är 30 % högre. Dessutom har slamflykt från hydrolysen inträffat vid högt flöde, se decemberperioden i figur 2.15. Medelhalten till referenslinjen har varit ca 60 mg/l, medan motsvarande halt i linje 3 har varit 80 mg/l.

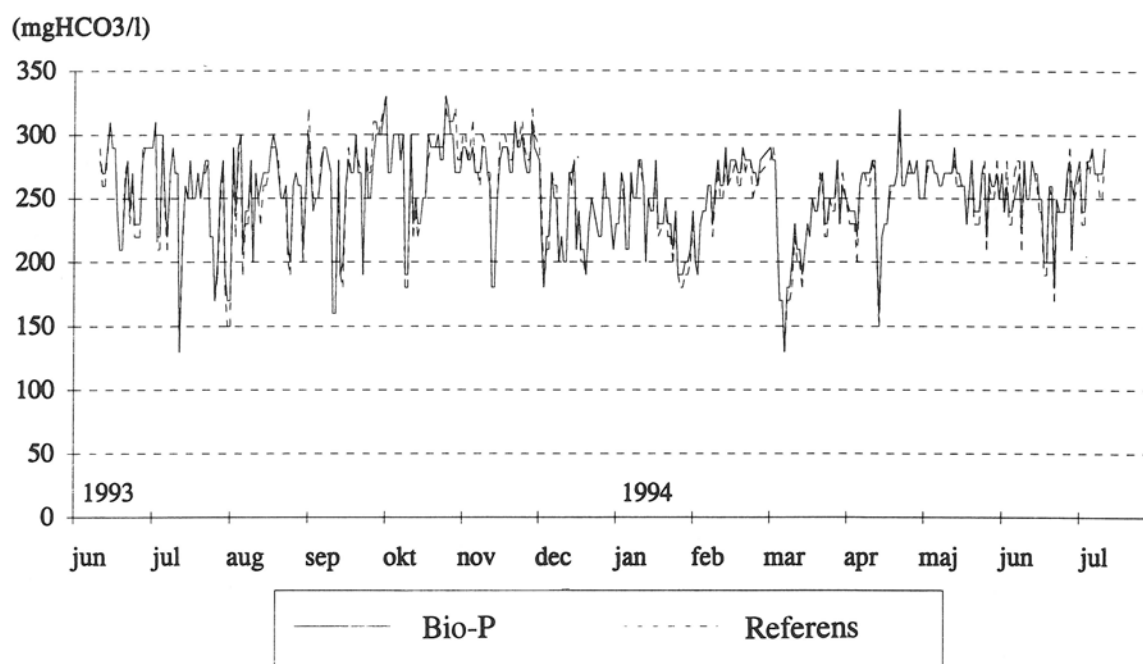


Figur 2.15 Suspenderad substans in till biostegen i linje 3 (mgSS/l).

2.8 Alkalinitet

2.8.1 Långsiktig variation

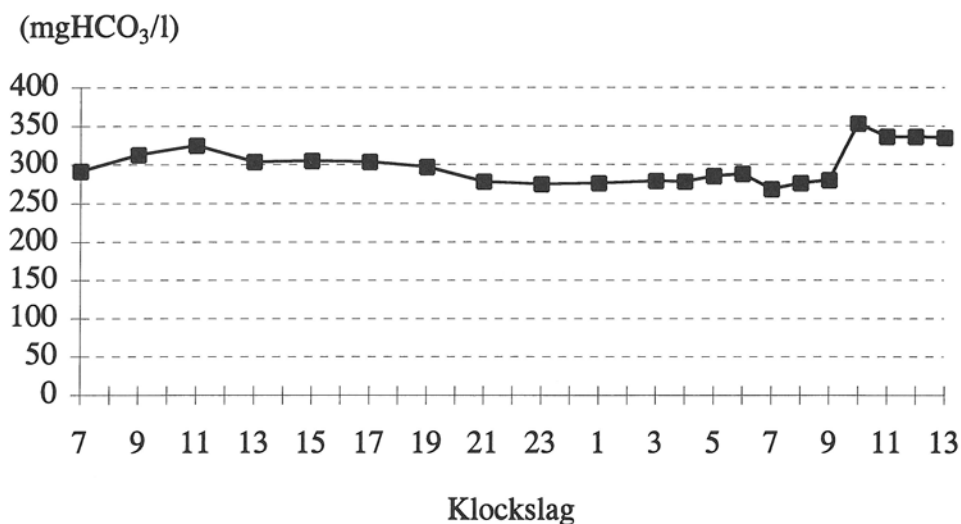
Alkaliniteten har i medeltal varit 250 mg HCO_3^- /l både i referenslinjen och i linje 3, se figur 2.16. Ingen minskning har alltså uppmätts p g a hydrolysen. Minskningen i december beror liksom för övriga parametrar på ökat flöde.



Figur 2.16 Alkalinitet in till biostegen i referenslinjen och till linje 3.

2.8.2 Dygnsvariation

Dygnsvariationen på alkaliniteten var liten under provtagningsdygnet. Medelhalten var 300 mgHCO₃⁻/l.

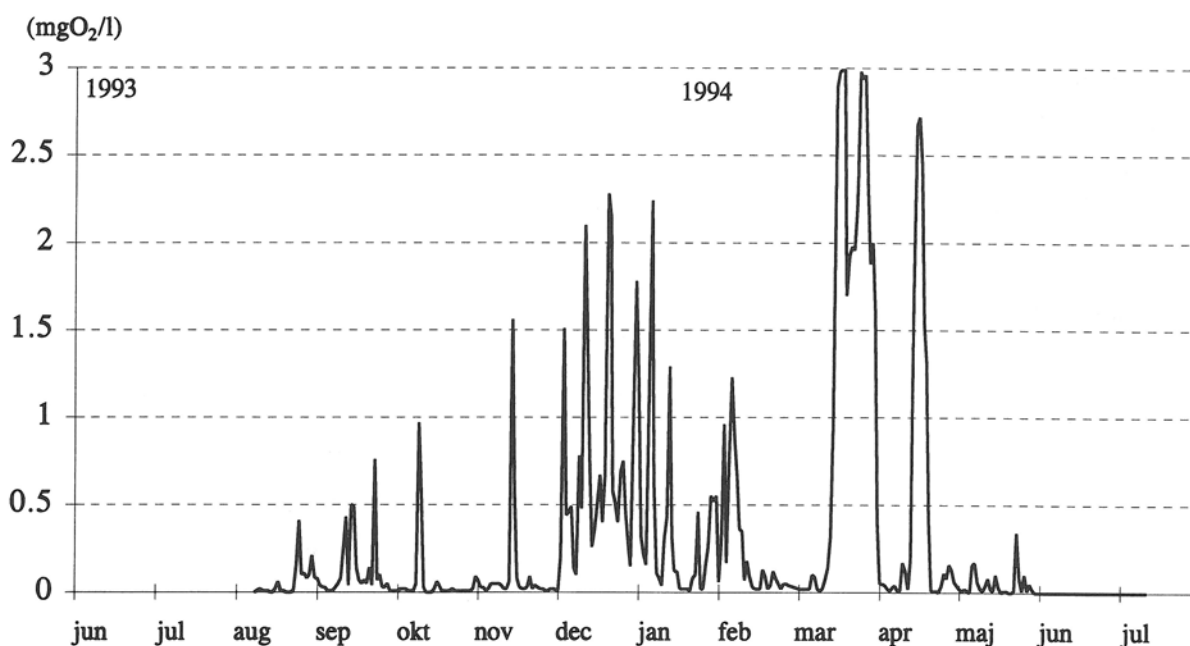


Figur 2.17 Alkalinitet i hydrolyserat vatten, dygnsvariation.

2.9 Syre

2.9.1 Syrehalt in till anaerobzonen

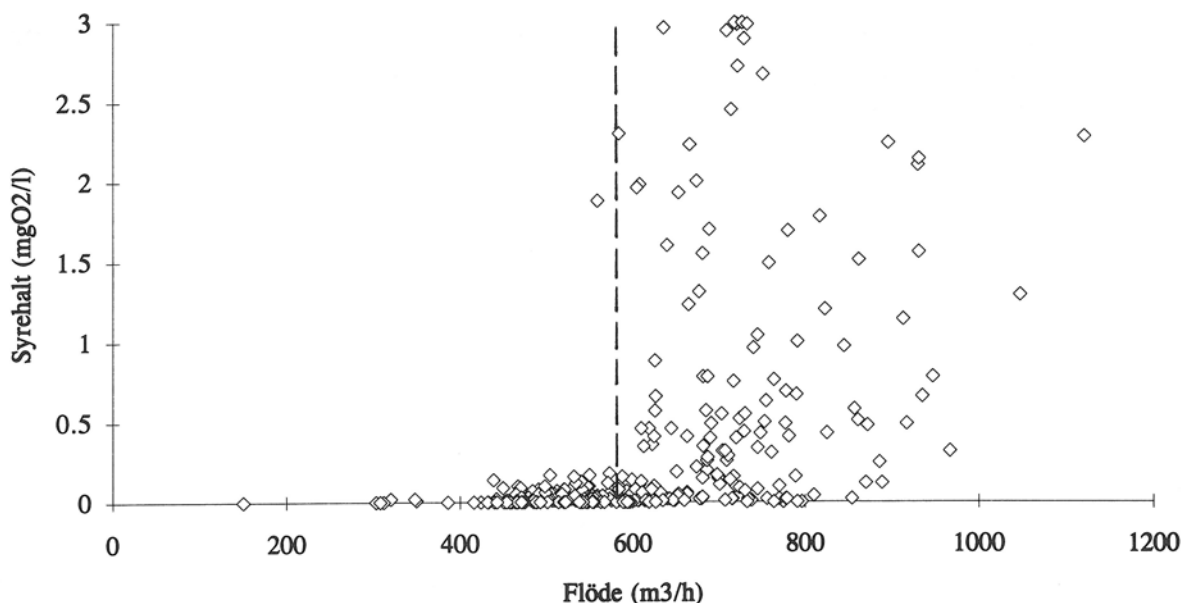
Det vatten som går in till den anaeroba zonen bör ha så låg syrehalt som möjligt, eftersom det lättnedbrytbara organiska materialet som bildats i hydrolysisprocessen annars förbrukas genom normal koloxidation. Förutom den direkta förlusten av lättillgängligt organiskt material inverkar en hög syrehalt negativt på bio-P-processen genom att konkurrensfördelen som bio-P-bakterierna har i en anaerob zon går förlorad. Vid inloppet till den anaeroba zonen i linje 3 har en kontinuerlig syremätare registrerat syrehalten under i princip hela utvärderingsperioden, se figur 2.18. Trots att hydrolysen, som är en anaerob process, föregår biosteget, har 5 % av dygnsmedelvärdena överstigit 2 mg O₂/l. I mätpunkten är dessutom det försedimenterade/hydrolyserade vattnet blandat med recirkulationsslammet från anoxzonen, vilket betyder att syrehalten i det försedimenterade vattnet skulle kunna vara högre än den som indikeras av mätningarna. Syrehalten har varit mycket låg under de fyra första månaderna, dock med undantag för dygn med högt flöde. Under december månad har syrehalten ökat markant, dels beroende på högt flöde, men kanske också på vattnets låga temperatur. (Högt flöde gör att uppehållstiden i hydrolysen minskar. Låg vattentemperatur gör att mer syre kan lösas i vattnet, samtidigt som den biologiska aktiviteten i hydrolysen minskar.) Den förhöjda syrehalten kvarstod över årsskiftet och en bit in i februari månad. I mars och en kort period i april nådde syrehalten nästan 3 mg/l. I maj och juni var syrehalten låg.



Figur 2.18 Syrehalt i det vatten som går in till anaerobzonen i linje 3. Kurvan är baserad på värden från en kontinuerlig mätare, omräknade till dygnsmedelvärden.

I figur 2.19 visas sambandet mellan flöde och syrehalt in till linje 3. Vid flöden under 600 m³/h var syrehalten i princip obefintlig i vattnet efter hydrolysen, medan högre flöden tidvis orsakade syrehalter av sådan storlek att de är värda att beakta. (1 mg O₂/l motsvarar en förbrukning av 1 mg Ättiksyra/l.) Vid de tidpunkter då syrehalter uppmätts i det

hydrolyserade vattnet, har dock utgående fosforhalt varit låg, vilket antas bero på att tillgänglig VFA har räckt till både förbrukning av syret och till fosforavskiljningen.



Figur 2.19 Samband mellan flöde och syrehalt in till anaerobzonen i linje 3.

2.9.2 Syrehalt in till anoxzonen

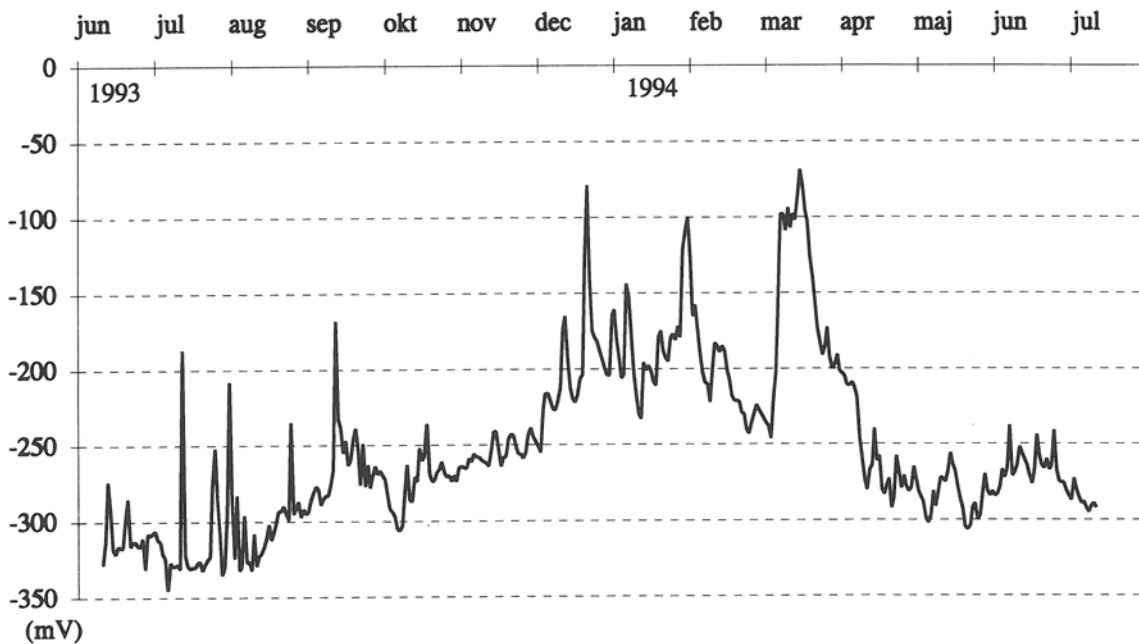
För att bestämma returslampumpens inverkan på syrehalten i returslamflödet utfördes stickprovsmätningar före och efter skruvpumpen. Mätningarna utfördes i både linje 2 och linje 3. Det kan antas att syreindrivningen är av samma storleksordning i de båda linjerna. Syftet med mätningarna var att avgöra om A/O-processen skulle kunna vara ett alternativ till UCT-processen.

Syrehalten i returslammet före skruvpumpen var vid alla mätningarna låg, mellan 0,1 och 0,6 mg O₂/l. Direkt efter skruvpumpen hade syrehalten ökat med ca 1,4 mg O₂/l. Efter returslampumpning och efterföljande vattenfall hade syrehalten ökat med 3 till 6 mg O₂/l. Syreindrivningen blev ca 1,4 mg O₂/l större vid hög fallhöjd (1 m) än vid låg (0,4 m). För att skilja returslammet från nitratrecirkulationen i linje 2 behövs det en skiljevägg, vilken tyvärr orsakar en virvel i slamflödet. Mätningar av syrehalten efter denna virvel gav vid liten respektive stor fallhöjd 7,0 respektive 9,0 mg O₂/l. I detta sammanhang bör det också beaktas att returslamflödet, inställt på minläget 700 m³/h, under delar av ett torrvädersdygn kan uppgå till mer än 200 % av inkommande flöde. De fullständiga uppgifterna om mätningarna finns i Jönsson (1994b).

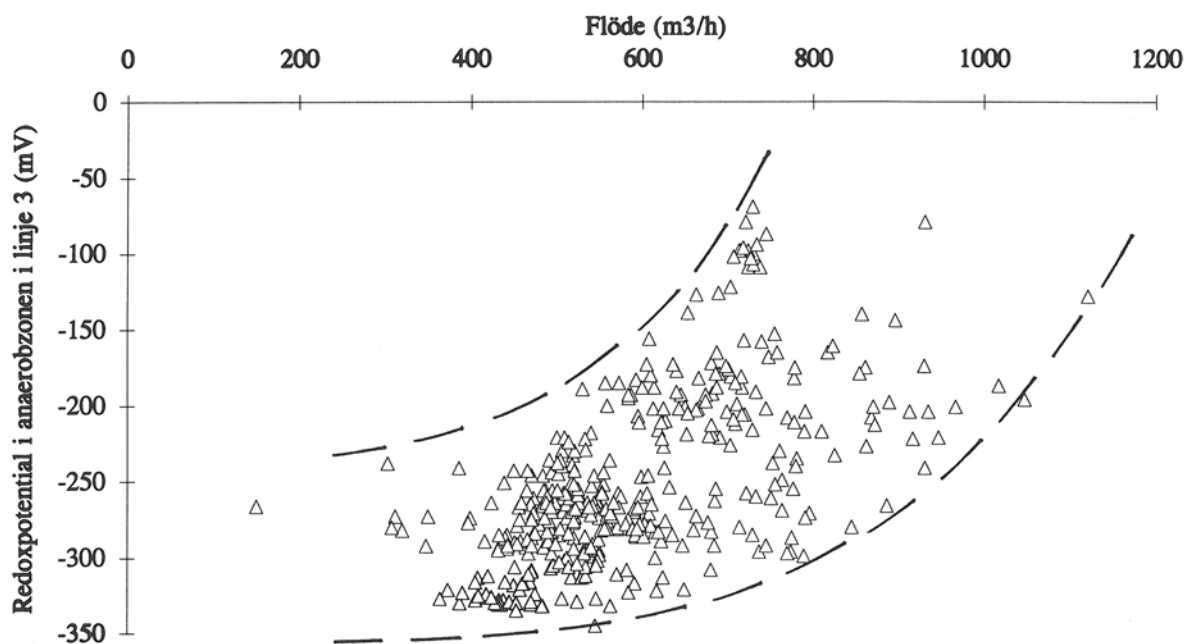
De höga syrehalterna i returslamflödet medför att det inte är möjligt att driva biosteget som en s k A/O-process med den nuvarande utformningen av pumpningen. Biosteget drivs som en s k UCT-process, vilket innebär att returslamflödet styrs till anoxzonen. Detta betyder i sin tur att organiskt material som skulle använts till denitrifikation istället förbrukas med syre som elektronacceptor i anoxzonen. Uppskattningsvis motsvarar VFA-förlusten en minskad denitrifikation på 13 kg N/d.

2.10 Redoxpotential

Under utvärderingsperioden har redoxpotentialen mätts i anaerobzonen i linje 3. Redoxpotentialen har legat på en någorlunda stabil och låg nivå fram till december, då en höjning av värdena inträffar, se figur 2.20. Från och med april var redoxpotentialen åter låg i anaerobzonen. Vid höga flöden ökar redoxpotentialen enligt figur 2.21. Det finns inte något direkt samband mellan låg redoxpotential och högt fosfatsläpp, eftersom det finns flera olika faktorer som kan begränsa systemet. Däremot har inga höga fosfatsläpp uppmätts då redoxpotentialen varit hög.



Figur 2.20 Redoxpotential i anaerobzonen i linje 3.



Figur 2.21 Redoxpotentialens beroende av flödet.

2.11 pH-värde

Efter hydrolysen i linje 3 har pH-värdet legat stabilt med ett medelvärde på 6,7. Vid några få tillfällen avviker pH-värdet mer än någon tiondel från medelvärdet, och under utvärderingsperioden har detta bara inträffat vid ett tillfälle.

2.12 Sulfid

I samband med att nitrifikationen gick sämre i linje 3 än i övriga linjer under en period på hösten 1993, mättes sulfidhalten i det hydrolyserade vattnet och i försedimenterat vatten från referenslinjen. Resultatet från denna stickprovsmätning blev:

Linje 3 (hydrolys)	0,2 mg/l
Linje 2 (referens)	0,1 mg/l

Enligt Naturvårdsverkets sammanställning över nitrifikationshämmande substanser ger en sulfidhalt på 1 mg/l en nitrifikationshämning på 28 % (Naturvårdsverket, 1990).

2.13 Nitrifikationshämning

Det har vid ett flertal tillfällen konstaterats att nitrifikationshämmande substanser förekommer i inkommande vatten till Öresundsverket. Vid en undersökning hösten 1992 (Nyström, 1993) konstaterades det att Öresundsverket tidvis är belastat med något/några ämnen som har en akut inhiberande effekt på nitrifikationsprocessen. Undersökningen baserades på veckoprov, och fyra av tolv prov gav utslag i hämningstesterna. Även en senare, betydligt mer omfattande, undersökning visar att Öresundsverket påfallande ofta är påverkat av nitrifikationshämmande ämnen (Jönsson *et al.*, 1995).

2.14 Slutsatser

* Hydrolysen har gett en ökad fosforbelastning på biosteget i linje 3 med 1,2 mg P/l, vilket omräknat till mängd motsvarar en ökning med drygt 20 %.

* Totala COD-mängden är högre i vattnet efter hydrolysen än efter normal försedimentering. Även filtrerad COD-halt är något högre efter hydrolyslinjen. Kvoten mellan filtrerad och ofiltrerad COD är mindre i hydrolyslinjen än i referenslinjen. Detta kan delvis förklaras av att det periodvis varit svårt att separera partikulärt material från hydrolysvattnet. En annan förklaring skulle kunna vara att mätningen baseras på dygnsprov, och att lättnedbrytbart organiskt material bryts ner i provbehållaren.

* Vid de tillfällen då parallella prover tagits efter hydrolysen och efter referenslinjens försedimentering har effekten av hydrolysen varit en ökning med 30-90 % för VFA och med 0-20 % för BOD₇.

- * Hydrolysen ger med den nuvarande utformningen en ökad mängd suspenderad substans som går vidare till biosteget. Mängden suspenderad substans var 30 % högre efter hydrolysen än efter referenslinjens försedimentering. Slamflykt från hydrolysen har framför allt inträffat vid högt flöde.
- * Alkaliniteten har varit lika hög i hydrolyserat vatten som i försedimenterat vatten.
- * Trots att hydrolyprocessen, som är en anaerob process, föregått biosteget, har syrehalter på upp till 3 mg O₂/l uppmätts i det vatten som går in till biosteget. 5 % av dygnsmedelvärdena överstiger 2 mg O₂/l. Vid flöden under 600 m³/h var syrehalten nästan obefintlig i vattnet efter hydrolysen, medan högre flöden tidvis gav anmärkningsvärt höga syrehalter.
- * Returslampumpen (skruvpump) driver i medeltal in 1,4 mg O₂/l i returslammet. Syrehalten ökar ytterligare i det efterföljande "vattenfallet", och storleken på syreindrivningen är starkt beroende av fallhöjden. De höga syrehalterna i returslammet medför att det inte är möjligt att driva biosteget som en s k A/O-process med den nuvarande utformningen av pumpningen.
- * Biosteget drivs nu som en s k UCT-process, vilket betyder att organiskt material som skulle använts till denitrifikation i anoxzonen istället förbrukas med syre som elektronacceptor. Uppskattningsvis motsvarar förlusten av organiskt material en minskad denitrifikation på 13 kg N/d.
- * Det har vid ett flertal tillfällen konstaterats att nitrifikationshämmande substanser förekommer i inkommande vatten till Öresundsverket.

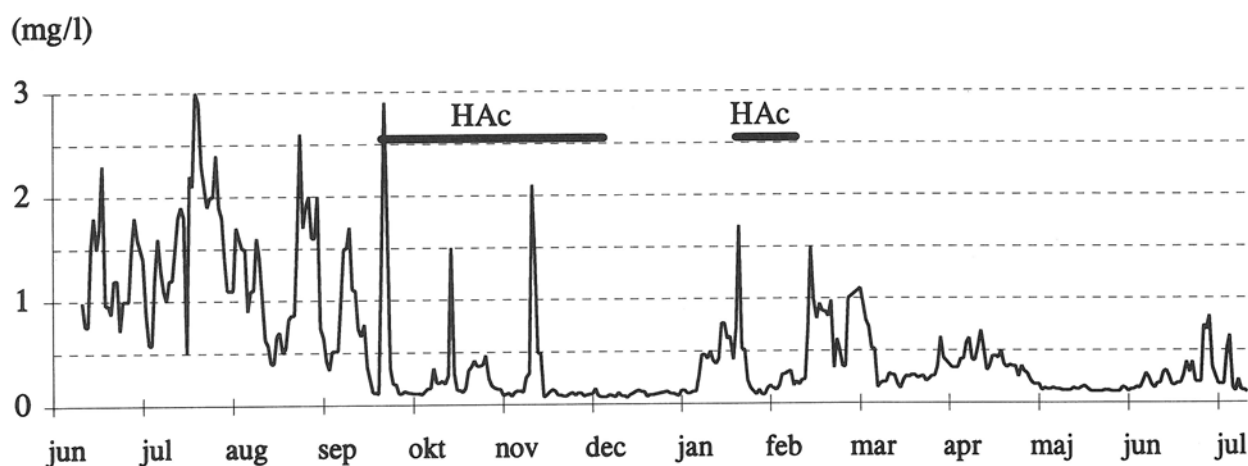
3 Driftsresultat

3.1 Inledning

Den biologiska fosforavskiljningen vid Öresundsverket har under försöksperioden fungerat mycket bra. Tidvis har dock driftstörningar förekommit i form av högt flöde, vilket resulterat i försämrad hydrolysfunktion både i försedimenteringen och anaerobzonen samt ökad föroreningsbelastning på biosteget i linje 3. Kväveavskiljningen har varit hög och jämn, undantaget en period med ofullständig nitrifikation.

3.2 Fosforavskiljningsprocessen

Fosforhalten ut från biosteget i linje 3 har i medeltal varit 0,55 mg/l under försöksperioden, se tabell 3.1. Trenden var sjunkande under de första månaderna, se figur 3.1.



Figur 3.1 Filtrerad totalfosforhalt ut från biosteget i linje 3. Perioderna med dosering av ättiksyra är inritade.

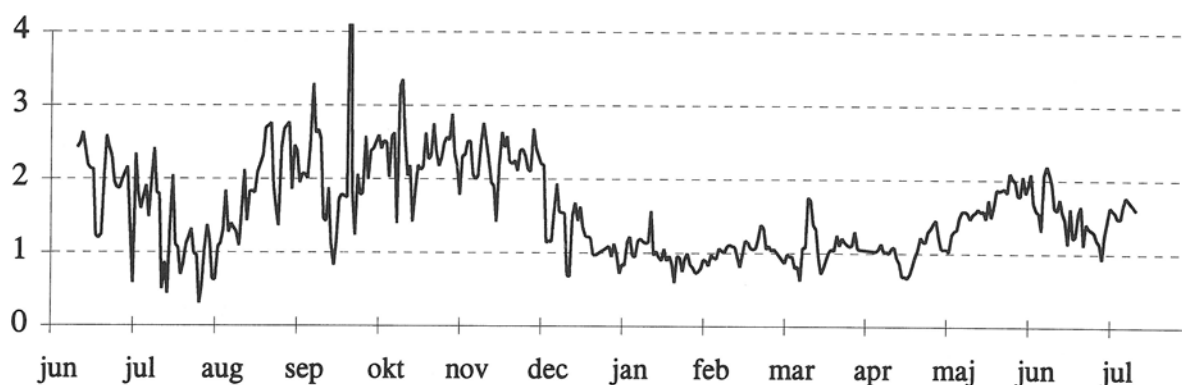
Den låga avskiljningsgraden under de första månaderna förklaras av en kombination av låg COD-belastning, högt flöde och/eller ovanligt hög fosforbelastning. Förutsatt att de andra faktorerna inte begränsar systemet bör den sistnämnda av faktorerna bara inverka negativt på avskiljningsgraden om belastningen ökar plötsligt, eftersom en biologisk process efter en viss tid anpassar sig efter rådande belastningsförhållanden. Under juli-augusti var slamåldern mycket hög i förhållande till vattentemperaturen. En orsak till det allt bättre resultatet under början av hösten är de förbättringar av hydrolysprocessen som genomfördes. Den andra stora orsaken är den tillsats av ättiksyra som skedde i två perioder. Under hela den första doseringsperioden var utgående fosforhalt mycket låg ($< 0,3$ mgP/l), dock med undantag för ett par tillfällen då högt flöde orsakat störningar i processen. Under den andra perioden märktes effekten av ättiksyra mycket tydligt, då utgående halt fosfor på

0,5 till 1 mg P/l sjönk till < 0,3 mg P/l då ättiksyra tillsattes. I samband med att doseringen avslutades, steg resthalten av fosfor till samma nivå som uppmätts före doseringen, se figur 3.1. Från och med mars månad har fosforhalten med undantag av enstaka värden hela tiden legat under 0,5 mg P/l. Detta resultat har uppnåtts utan tillsats av externt organiskt material. Under perioden oktober 1993 till juli 1994 har medelvärdet varit 0,3 mg $P_{\text{lös}}$ /l i utgående vatten från biosteget.

Tabell 3.1 Fosfor- och kvävehalter i utgående vatten från slutsedimenteringen i linje 3.

	P-tot _{lös} i utgående vatten	N-tot i utgående vatten
Hela perioden	0,55	9,1
juni	1,26	7,5
juli	1,60	8,0
augusti	1,20	7,2
september	0,71	7,6
oktober	0,27	10,8
november	0,25	12,9
december	0,09	12,5
januari	0,38	11,5
februari	0,52	8,2
mars	0,36	6,6
april	0,39	8,1
maj	0,13	8,3
juni	0,27	9,8
juli	0,23	8,4
oktober 1993 - juli 1994	0,29	9,8

(mgP/gVSS)

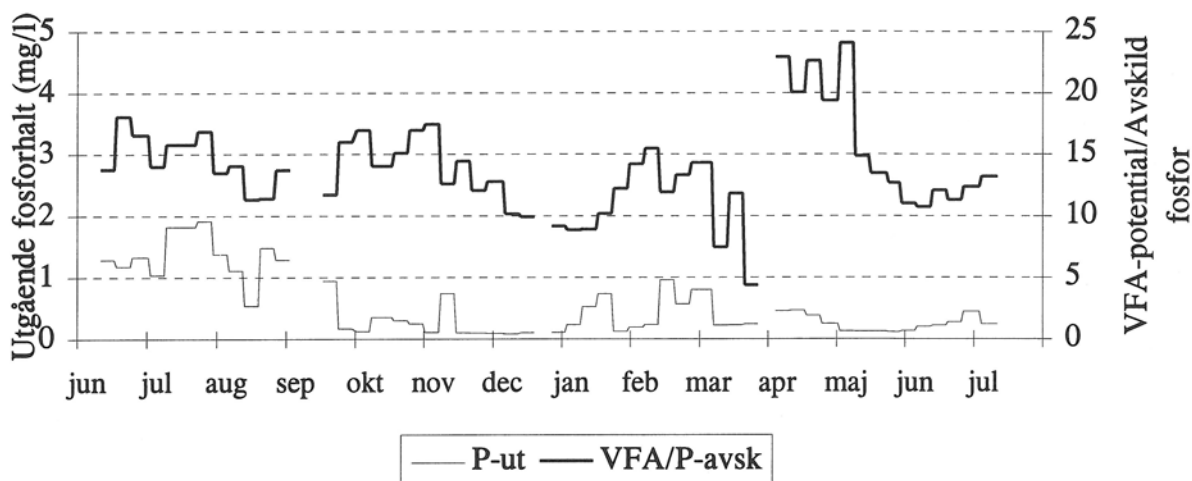


Figur 3.2 Avskild fosformängd i förhållande till VSS, linje 3.

Fosforavskiljningen i den biologiska processen i linje 3 har som mest uppgått till ca 7 mg P/l under perioden med ättiksyradosering (hösten 1993) och till ca 6 mg P/l under våren 1994. Vid båda dessa tillfällen har avskiljningen begränsats av inkommande fosformängd, d v s resthalten i utgående vatten har varit mycket låg. Avskiljningspotentialen skulle alltså kunna vara större än 7 mg/l. Uttryckt som mängd

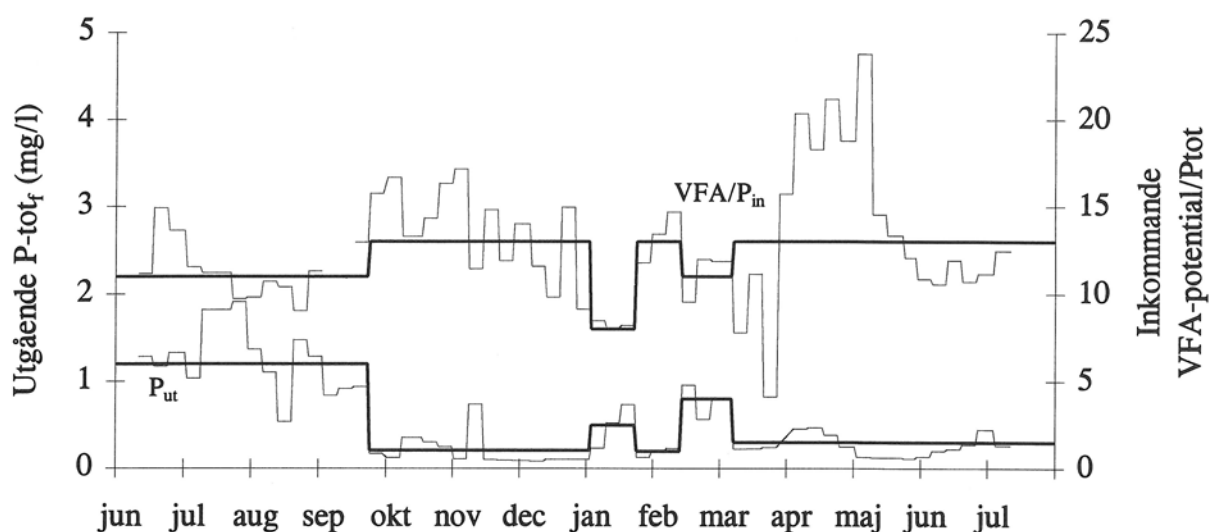
motsvarar ovanstående siffror mellan 70 och 90 kg avskild fosfor per dygn. I figur 3.2 ovan visas avskild fosformängd relaterad till den organiska andelen av slamhalten i biosteget. Det finns ingen korrelation mellan slamhalt i biosteget och avskild fosformängd beroende på att det finns flera andra faktorer som kan begränsa processen, t ex inkommande fosformängd och tillgång till lättnedbrytbart organiskt material. Under försöksperioden har avskiljningen som mest uppgått till ca 2,5 mg P/g VSS.

En av huvudfrågorna kring biologisk fosforavskiljning i kombination med hydrolys och/eller acetatdosering på Öresundsverket har varit hur mycket VFA som krävs för avskiljning av fosfor. Mätning av VFA-halten har gjorts dels på prover direkt på hydrolyserat vatten och dels på prover som fermenterats i sju dygn (VFA-potentialen). Närmare beskrivning av analysförfarandet för VFA-potentialen finns i kapitel 5. VFA-potentialen kan anses motsvara den totala mängd VFA som kan komma bio-P-bakterierna till godo. I figur 3.3 visas kvoten mellan VFA-potentialen och avskild fosfor samt utgående fosforhalt från linje 3. Eftersom processen fungerat mycket bra och låga resthalter noterats i utgående vatten under större delen av försöksperioden, är det bara fram till mitten av september som fosforhalten varit så pass hög att det kan anses att denna inte begränsat avskiljningens storlek. Under denna period har det krävts ungefär 14 mg VFA-potential/mg $P_{avskilt}$. Även under försöksperioden som helhet har det förbrukats 14 mg VFA-potential/mg $P_{avskilt}$. Siffrorna inkluderar den dosering av ättiksyra som skett.



Figur 3.3 VFA-potential/avskild fosfor och utgående fosforhalt, linje 3.

Med avseende på utgående fosforhalt kan försöksperioden grovt delas in i sex perioder, se figur 3.4. Under varannan period har fosforhalten i utgående vatten varit hög, och under dessa perioder har kvoten mellan VFA-potential och fosfor i hydrolyserat vatten legat på eller under 11 mg VFA-potential/mg P. Under de perioder då fosforhalten i utgående vatten varit 0,3 mg/l eller därunder har VFA-potential/P-kvoten varit 13 mg VFA-potential/mg P. De värden på VFA/P-kvoten som Henze *et al.* (1992) och Abu-ghararah och Randall (1991) föreslår för god bio-P-funktion är 10 respektive 20. Då fosforavskiljningen fungerat bra i Helsingborg har VFA-potential/P-kvoten legat inom ovanstående intervall.



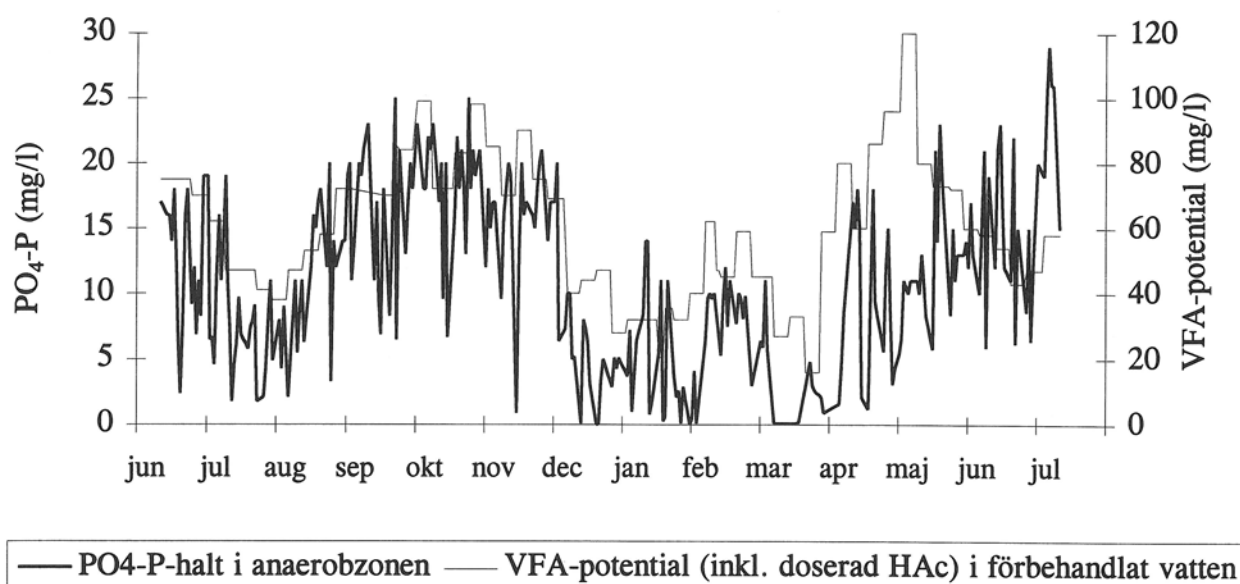
Figur 3.4 VFA-potential/Inkommande fosfor samt utgående fosforhalt, linje 3.

Fosforhalten i slammet har studerats under hela utvärderingsperioden. Andel fosfor av suspenderad substans har i medeltal varit 4,3 %. Variationen i fosforinnehåll avspeglar i princip variationen i fosforavskiljning. I ett slam utan bio-P-funktion ligger fosforhalten vanligtvis kring 2 - 3 % av SS.

Under intensivperioderna har den lösta fosfor ut från biosteget analyserats både med avseende på totalfosfor och fosfatfosfor. Den lösta fosfor bestod i princip enbart av fosfatfosfor.

Om anaeroba förhållanden uppstår i slamzonen i sedimenteringsbassängerna kan lättnedbrytbart organiskt material bildas genom hydrolys. Detta kan i sin tur leda till att bio-P-bakterier släpper fosfor. För utgående fosforhalt torde ett fosforsläpp i slamzonen ha mindre betydelse, eftersom utbytet mellan slamzon och vattenzon är litet. Under intensivperioderna har nitrathalten i returslammet mätts. Under den första perioden var nitrathalten 3,1 mg/l i medeltal, 1,4 mg/l under period två och 0,25 mg/l under period tre. Endast under period 3 har nitrathalten i slammet varit så låg att att fosfatsläpp möjligen skulle kunna ske i slamzonen. Om ett släpp har skett, har det inte påverkat utgående fosforvärden, eftersom utgående fosforhalt var mycket låg under intensivperiod 3 (ca 0,1 mgP/l).

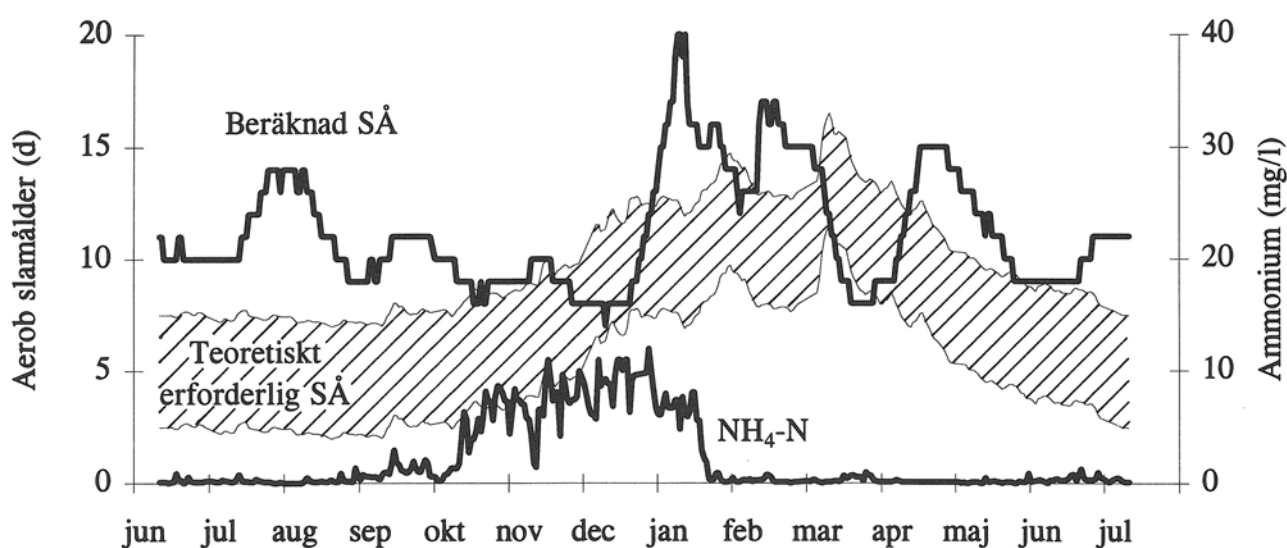
Fosfathalten i anaerobzonen ser under 1993 och början av 1994 ut att vara direkt korrelerad till VFA-potentialen i det förbehandlade vattnet, se figur 3.5. Perioden med ättiksyradosering uppvisar en hög och stabil fosfatnivå i anaerobzonen. Under april och maj 1994 var fosfatsläppet ganska lågt trots tidvis mycket hög VFA-potential och under juni och juli var släppet högt, trots relativt låg VFA-potential.



Figur 3.5 Fosfathalt i anaerobzonen och VFA-potential i förbehandlat vatten.

3.3 Kväveavskiljningsprocessen

Utgående totalkvävehalt från bio-P-linjen har i medeltal varit ca 9 mg N/l, se tabell 3.1 ovan. Detta resultat inkluderar en mer än tre månader lång period då nitrifikationen inte var fullständig på grund av att den aeroba slamåldern oavsiktligt sänktes ner till åtta dygn samtidigt som vattentemperaturen blev allt lägre. I figur 3.6 visas slamåldern i bio-P-linjen och teoretiskt erforderlig slamålder vid aktuell temperatur. Inlagt i figuren finns också utgående ammoniumhalt från biosteget. I mitten av oktober steg ammoniumhalten ut från biosteget kraftigt. Vid samma tid tangerar slamåldern den teoretiskt erforderliga slamålder som krävs för upprätthållande av fullständig nitrifikation. En kraftig ökning av slamåldern inleddes i mitten av december, och kring årsskiftet var den beräknade slamåldern teoretiskt



Figur 3.6 Aerob slamålder i linje 3, teoretiskt erforderlig aerob slamålder vid aktuell temperatur och utgående ammoniumhalt från biosteget.

sett tillräcklig för fullständig nitrifikation. Visserligen slutar ammoniumhalten ut från biosteget att öka vid årsskiftet, men det dröjer ytterligare drygt en halv månad innan nitrifikationen blir fullständig. Troligtvis är det så att den snabba höjning av slamåldern som ses i de beräknade värdena är snabbare än förändringen av den verkliga "biologiska" slamåldern. I mars månad noteras ett liknande fenomen då den beräknade slamåldern hastigt sjunker, för att sedan hastigt öka igen. Ingen effekt ses på utgående ammoniumhalt, trots att den beräknade slamåldern understiger den teoretiskt erforderliga.

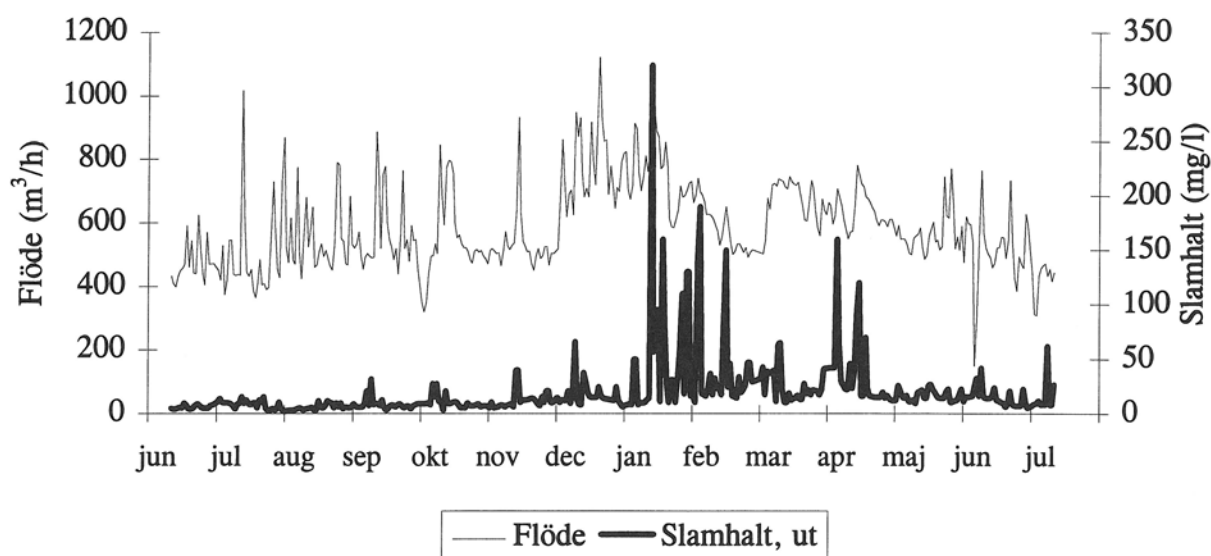
Totala recirkulationsförhållandet har varit relativt lågt, i medeltal 2,5. Normalt uppmäts ingen nitrathalt ut från anoxzonen, men under utvärderingsperiodens sista månader noterades låga halter. Inte heller när internrecirkulationen stoppades helt blev denitrifikationen fullständig. Liknande fenomen uppmättes vid samma tid i en av de andra linjerna, men inte i samtliga. Kväveavskiljningen har i övrigt varit hög och stabil i bio-P-linjen.

3.4 COD, suspenderad substans och slamproduktion

Utgående löst COD från biosteget har legat på en låg och jämn nivå under hela utvärderingsperioden, ca 30 mg/l.

Suspenderad substans ut från bio-P-linjen har periodvis varit hög. Emellertid inträffade inte slamflyktsperioderna då flödet var som högst, se figur 3.7. Enligt de mikroskoperingar som gjorts (se kapitel 8) var filamentindex högre i januari än i december, vilket skulle kunna förklara varför slamflyktsperioden började först i januari. Dessutom motsvaras slamflyktsperioderna av perioder med relativt höga slamhalter (ca 5000 mg SS/l) i biosteget.

Slamproduktionen har varit 1170 kg SS/d i bio-P-linjen och 1240 kg SS/d i referenslinjen (simultanfällning). Eftersom en nedbrytning av partikulärt material sker i förbehandlings hydrolys blir den sammanlagda produktionen av primär- och överskottsslam, mindre i bio-P-linjen än i övriga linjer.



Figur 3.7 Slamhalt ut från och flöde in till bio-P-linjen.

3.5 Slutsatser

- * Den biologiska fosforavskiljningen har fungerat mycket bra under försöksperioden. Medelhalten löst fosfor har varit 0,55 mg/l. Under perioden oktober 1993 - juli 1994 var medelvärdet 0,29 mg/l.
- * Vid Öresundsverket har det krävts 14 mg VFA-potential för att avskilja 1 mg fosfor.
- * Hydrolysen ökar fosforbelastningen på biosteget med 1,2 mg/l. Teoretiskt krävs det 17 mg VFA-potential för att avskilja denna fosfor.
- * Fosforhalten i slammet har i medeltal varit 4,3 % av SS, vilket är högre än halten i ett slam utan bio-P-funktion.
- * Under en av de intensivare mätperioderna var nitrathalten i returslammet så låg att ett släpp av fosfor teoretiskt skulle kunna ske. Dock har detta i så fall inte påverkat utgående halt löst fosfor.
- * Utgående totalkvävehalt har legat mellan 8 och 10 mg/l, undantaget en period då slamåldern oavsiktligt sänktes alltför långt. Totala recirkulationen har varit låg, varför det troligtvis finns en potential för ytterligare kväveavskiljning.

4 Biologisk eller kemisk fosforavskiljningsmekanism?

4.1 Bakgrund

För att utröna vad som orsakar en ofullständig avskiljning av fosfor i processen är det väsentligt att känna till i vilken utsträckning fosforavskiljningen i processen har en biologisk respektive kemisk mekanism. Vid biologisk fosforavskiljning tas fosfor upp av bio-P-bakterier och lagras i cellen i form av polyfosfat, medan fosfor vid en kemisk fosforavskiljning överförs från lösning till slamfas genom utfällning med metalljoner, framförallt troligtvis järn och aluminium. Även då en biologisk process utformas och drivs enligt principerna för en biologisk fosforavskiljning kan en betydande del av fosforavskiljningen ske genom kemiska utfällningar beroende på hur stor mängd metalljoner som förekommer i systemet. Vissa metalljoner spelar också en viktig roll i den rent biologiska fosforavskiljningen då de fungerar som motjoner till fosfat och tas upp i cellen tillsammans med denna. Detta gäller framförallt kalium och magnesium.

För att utröna huruvida den fosforavskiljning som erhålls i ett reningssystem beror på biologiska eller kemiska reaktioner kan man gå tillväga på några olika sätt:

- Olika fosforfraktioner i slammet kan analyseras för att särskilja biologiskt lagrad polyfosfat från kemiskt fälld fosfat.
- Olika metalljoner kan analyseras före och efter processen samt i det bildade slammet. Om betydande mängder järn eller aluminium överförs från vatten- till slamfas i processen kan en kemisk fosforavskiljning misstänkas, medan en överföring av metalljoner som kalium och magnesium i första hand indikerar en biologisk mekanism.
- Slam från de anaeroba och aeroba stegen i processen kan mikroskoperas. Genom olika infärgningar kan innehållet av polyfosfat och PHA i slammet studeras. I processer med en fungerande biologisk fosforavskiljning bildas polyfosfat i den aeroba processdelen och förbrukas i den anaeroba medan PHA tvärtom bildas i den anaeroba delen och förbrukas i den aeroba. I processer utan någon betydande biologisk fosforavskiljning är slammets innehåll av polyfosfat och PHA vanligen mycket lågt.

I denna studie har samtliga tre ovan nämnda metoder att studera fosforavskiljningens mekanism utnyttjats för att säkert klarlägga huruvida fosforupptaget i linje 3 vid Öresundsverket är biologiskt eller kemiskt.

4.2 Fosforfraktionering

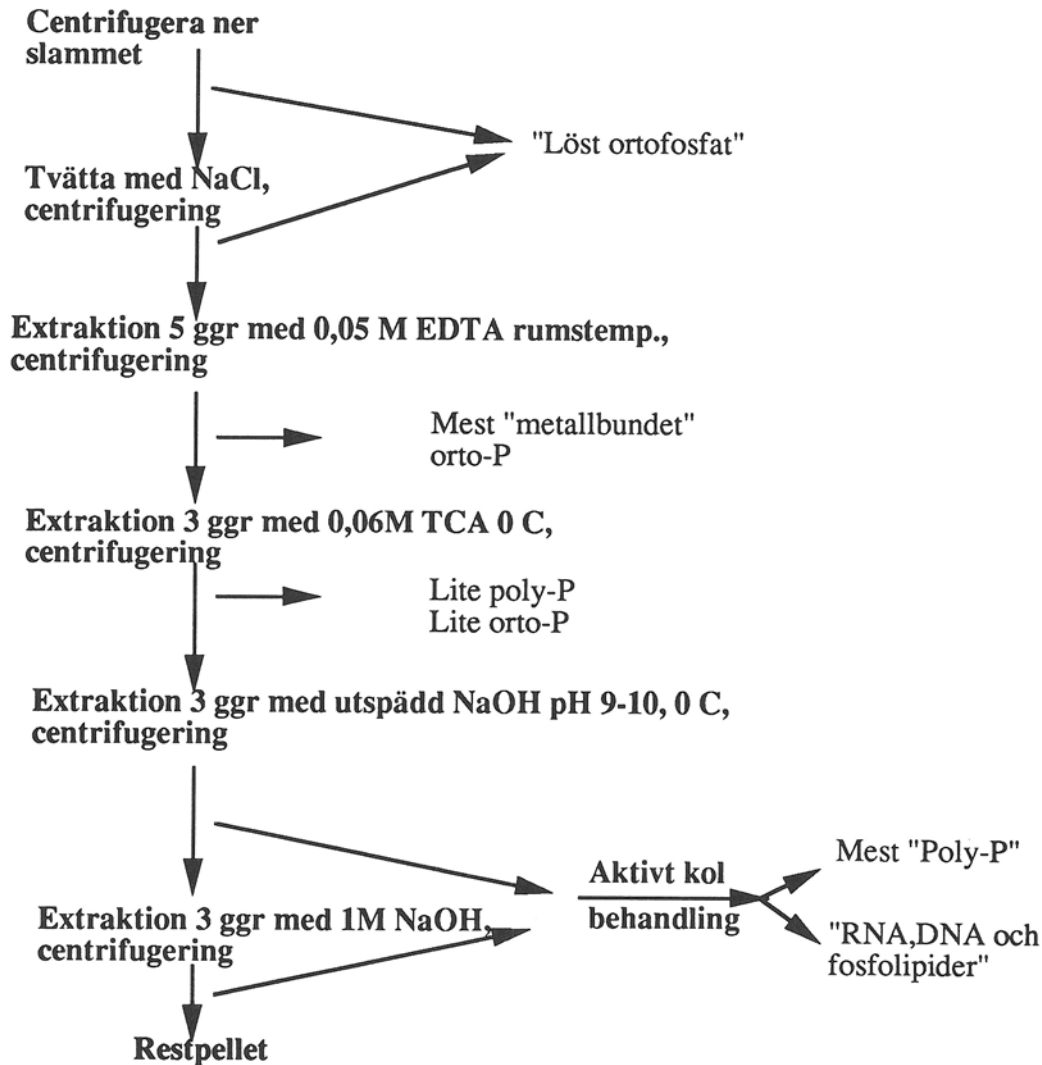
Fosfor i slammet i en biologisk reningsanläggning kan indelas i följande fraktioner:

- Löst ortofosfat från vattenfasen i slammet.
- Metallbunden, utfälld fosfat.
- Fosfor i extracellulära polymerer. Vanligen försumbar.
- Intracellulär ortofosfat. Denna fraktion är vanligen liten.
- Intracellulär fosfor bunden till lågmolekylärt material (små molekyler) som nukleotider etc. Också denna fosforfraktion är vanligen liten.
- Intracellulär fosfor bunden till högmolekylärt material (stora molekyler) som DNA, RNA, fosfolipider etc. Denna fosforfraktion är den avgjort största i de flesta icke bio-P-organismer.
- Intracellulärt oorganiskt polyfosfat. Denna fraktion förekommer framförallt i bio-P-bakterier i vilka den kan utgöra en dominerande del av fosfor.

För att bestämma storleken av de olika fosforfraktionerna i ett slam måste fosfor fraktioneras och analyseras. Det finns ett antal olika metoder för sådana fraktioneringar, men ingen av dessa ger dock tyvärr en exakt uppdelning mellan alla fosforfraktionerna i ett slam, utan en viss överlappning mellan fraktionerna förekommer. Valet av lämplig metod beror bland annat på vilka fraktioner man är mest intresserad av att bestämma och om metoden ska vara en rutinmetod eller användas mer sällan. I föreliggande studie användes en metod efter de Haas (1991) eftersom denna metod ger en relativt god uppdelning av de olika fraktionerna och eftersom den är detaljerat beskriven.

4.2.1 Utförande

Fosforfraktioneringar utfördes vid några tillfällen under projektets första halvår (juni-december 1993). Slamprov togs från det aeroba och det anaeroba steget samt vid ett tillfälle även från anoxsteget. Fraktioneringsmetoden sammanfattas i figur 4.1.



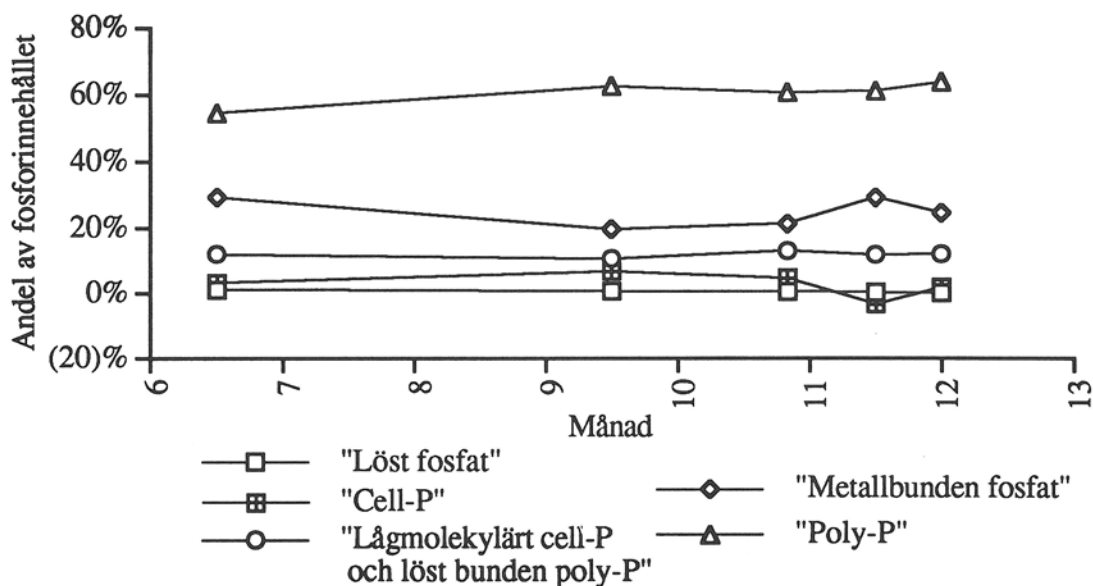
Figur 4.1. Sammanfattning av den fraktioneringsmetod som användes i försöken. Fraktionen lågmolekylär cell-P omfattar intracellulär fosfat, intracellulär fosfor bunden till lågmolekylära organiska föreningar, samt en del löst bunden poly-P.

4.2.2 Resultat

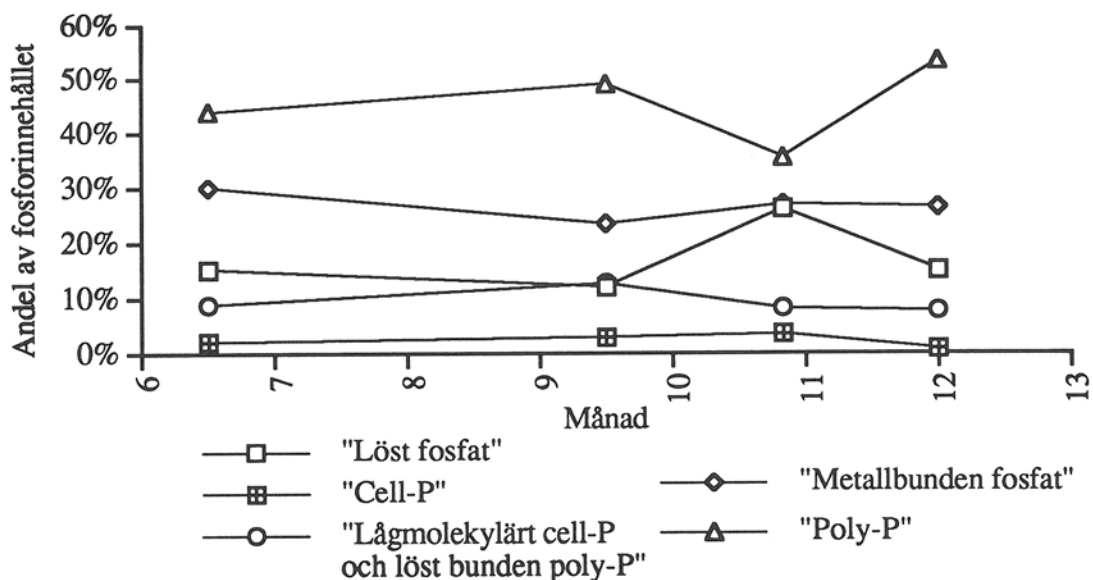
Det totala fosforinnehållet i det aeroba slammet höll sig relativt konstant, med ett genomsnitt på 6,2 % av VSS. En viss ökning kunde dock iakttas från sommaren fram över hösten. Fördelningen mellan de olika fosforfraktionerna var förhållandevis konstant; den största andelen av fosfor kunde återfinnas i polyfosfatfraktionen men det förekom också en betydande mängd metallbunden fosfor (figur 4.2).

I proverna från det anaeroba steget var andelen polyfosfat i slammet mindre och andelen ortofosfat större (figur 4.3) än i de aeroba proverna. Detta är som förväntat för en bio-P-process eftersom polyfosfat spjälkas i den anaeroba delen av en sådan process till fri fosfat vilken frisläpps. Det bör också noteras att ökningen i fri ortofosfat i de anaeroba proverna i förhållande till de aeroba i samtliga fall var av samma storlek som minskningen i polyfosfatfraktionen. Skillnaden i de övriga fraktionerna mellan aeroba och anaeroba prover

var marginell. Detta är ett mycket tydligt tecken på att en biologisk mekanism är verksam vid fosforupptaget i processen.



Figur 4.2. Fördelning av fosforinnehållet mellan de olika fraktionerna för det aeroba slammet.



Figur 4.3. Fördelning av fosforinnehållet mellan de olika fraktionerna för det anaeroba slammet.

Av figur 4.3 framgår att fosforsläppet i det anaeroba steget var särskilt stort i oktober, vilket kan ha samband med att ättiksyra doserades till anläggningen vid denna tidpunkt.

Andelen fosfor bunden i högmolekylära organiska molekyler, t ex nukleinsyror, har sannolikt underskattats av den använda metoden. Denna fraktion bör vara större än vad som erhållits och troligen har en del av detta material kommit med i polyfosfatfraktionen. Å andra sidan är det sannolikt att en del polyfosfat förelåg även i fraktionen "låg-molekylär cell-P". De osäkerheter som föreligger på grund av överlappningar mellan olika fraktioner påverkar inte på något sätt huvudresultatet av undersökningen, d v s att polyfosfat var den dominerande fosforfraktionen i det aktuella slammet.

4.2.3 Diskussion

Resultatet av fosforfraktioneringen visar att polyfosfat är den dominerande fosforformen i slammet, att en spjälkning av polyfosfat till fri ortofosfat sker i det anaeroba steget och att ett upptag av ortofosfat och omvandling av denna till polyfosfat äger rum i det aeroba steget. Detta är säkra tecken på att en biologisk fosforavskiljningsmekanism verkar i processen. Slammet innehåller också en betydande mängd metallbunden fosfor vilket innebär att även kemiska processer är verksamma i fosforavskiljningen. Det sker sålunda både en biologisk och en kemisk fosforavskiljning i processen. Utifrån de olika fosforfraktionernas storlek är det dock uppenbart att biologisk fosforavskiljning är den dominerande mekanismen.

4.3 Metallanalyser

Som ovan nämnts spelar metalljoner en viktig roll i såväl kemisk som biologisk fosforavskiljning. Eftersom det i huvudsak är olika metalljoner som verkar och förs över från vatten- till slamfas vid biologisk respektive kemisk fosforavskiljning kan betydelsen av kemiska respektive biologiska mekanismer i processen studeras genom bestämning av vilka metalljoner som övergår till slamfas i reningen. Syftet med föreliggande undersökning var att bestämma vilka metaller som är verksamma i fosforavskiljningen i linje 3 vid Öresundsverket och därmed möjliggöra slutsatser om mekanismen för fosforavskiljningen i processen.

4.3.1 Utförande

Under tidsperioden 930614-930711 gjordes analyser av metalljoner på filtrerade dygnsprover på försedimenterat vatten från linje 3 (bio-P) och linje 2 (simultanfällning), slutsedimenterat vatten från linje 3, samt på filtrerade stickprover från anaerobzonen i linje 3. Vidare följdes metallhalterna in till och ut ur anaerobsteget i linje 3 under intensivdygnet 931027-28. Metallhalterna i slamprover från anaerobsteget och deoxsteget i linje 3 bestämdes vid fem tillfällen under perioden juni-december 93.

Proverna skickades till Växtekologen, Lund Universitet, där analyser av de olika metalljonerna gjordes med ICP-ES. Slamproverna centrifugerades först till en pellet och frystorkades före analys av metallinnehållet. Detta förfarande eliminerade störande bidrag från omgivande vattenlösning till metallhalterna.

4.3.2 Resultat och diskussion

Perioden 930614-930711

Medelvärden för de olika metalljonkoncentrationerna i olika positioner redovisas i tabell 4.1.

Tabell 4.1 Koncentrationer av olika metalljoner (filtrerade prover) i olika provpunkter. Medelvärden för tidsperioden 930614-930711.

Provpunkt	Al (mg/l)	Ca (mg/l)	Fe (mg/l)	K (mg/l)	Mg (mg/l)
Efter försed., linje 2	0,14	53	1,0	19	16
Efter försed., linje 3	0,14	54	1,2	18	17
Anaerobzon, linje 3	0,03	53	0,3	22	19
Efter slutsed., linje 3	0,04	56	0,2	18	16

Som framgår av tabell 4.1 var de lösta aluminiumhalterna i ingående vatten försumbara. Även järnhalterna var mycket låga. Det järn som tillförs linje 3 kommer främst från rejecktvattnet, vilket är gemensamt med de linjer där kemisk fällning tillämpas. De höga kalciumhalterna är normala för den kalkrika berggrund som finns i Skåne. Någon signifikant skillnad, med avseende på metallhalter, mellan försedimenterat vatten från linje 2 och 3 kunde inte påvisas. Hydrolys av primärslam genererar en ökning av halten lösta metalljoner (se kapitel 6). Någon skillnad i metallhalter mellan linje 3, där hydrolys bedrevs i försedimenteringen under den aktuella perioden, och linje 2 kunde dock inte konstateras varför ökningen sannolikt var liten i förhållande till analysnoggrannheten.

Halterna av löst kalium och magnesium ökade i anaerobsteget genom frisläppning från slammet, medan aluminium- och järnhalterna minskade, sannolikt genom utfällning, och kalciumhalten förblev oförändrad. Förhållandena mellan frisläppt kalium respektive magnesium och frisläppt fosfor i anaerobsteget redovisas i tabell 4.2. Dessa värden är baserade på massbalansberäkningar där recirkulationsflödet från anoxen tagits i beaktande. De erhållna molförhållandena stämmer väl med de förhållanden som redovisats för biologisk fosforavskiljning i litteraturen (0,20 - 0,40 för K^+/P samt 0,25 - 0,30 för Mg^{2+}/P , Toerien *et al.*, 1990). Kalium och magnesium togs sedan upp igen av slammet i den aeroba processdelen. Den aluminium som utfälldes i processen kan maximalt ha avlägsnat 0,1 mg/l fosfor, medan den utfällda järnmängden motsvarade en fosforavskiljning på maximalt ca 0,6 mg/l. Detta innebär att ca 10 % av till biosteget inkommande löst fosfor kan ha avlägsnats genom simultan kemisk fällning med järn och aluminium. Dessa observationer styrker slutsatsen att biologisk fosforavskiljning är dominerande i processen men att det även förekommer ett visst inslag av kemisk fosforavskiljning.

Tabell 4.2 Kvoter mellan frisläppt K^+ respektive Mg^{2+} och frisläppt fosfor i anaerobsteget

Metall / P	Mol-förhållande
K^+ / P	0,36
Mg^{2+} / P	0,29

Intensivdygnet 931027-28

För att utröna om metallhalterna varierade över dygnet och om någon förändring hade skett sedan försommaren mättes de lösta metallhalterna in och ut till anaerobzonen i linje 3 varannan timme under intensivdygnet 931027-28.

Medelvärden för de olika metalljonkoncentrationerna in till och ut ur anaerobsteget redovisas i tabell 4.3.

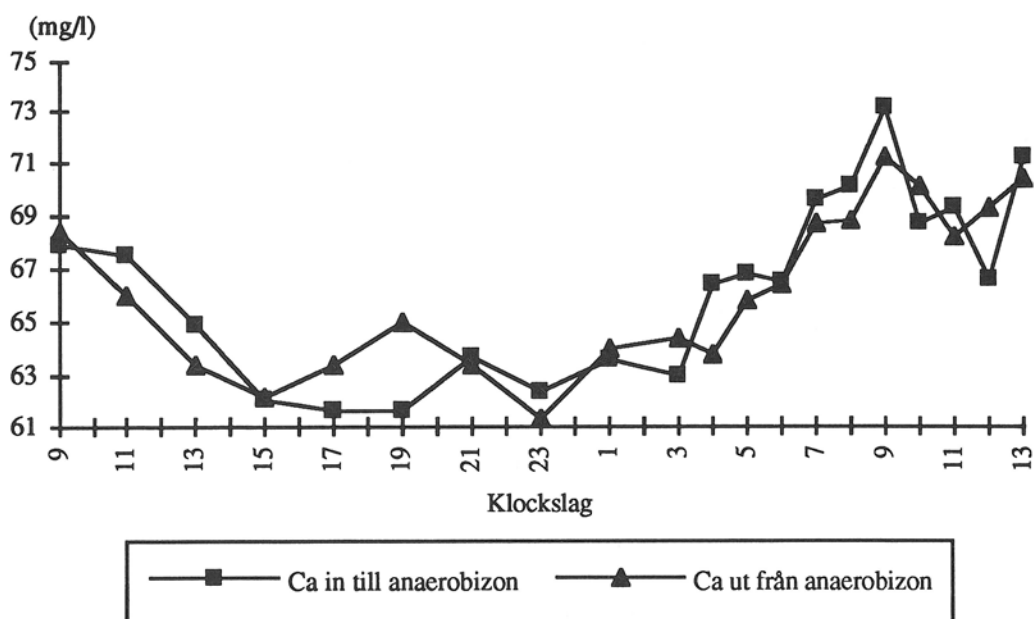
Tabell 4.3 Koncentrationer av olika metalljoner (filtrerade stickprover) in till och ut från anaerobsteget. Medelvärden för intensivdygnet 931027-28.

Provpunkt	Al (mg/l)	Ca (mg/l)	Fe (mg/l)	K (mg/l)	Mg (mg/l)
In till anaerobzonen *	0,07	66,4	0,87	21,3	13,5
Ut från anaerobzonen	0,04	66,2	1,16	23,9	15,3

* Prov togs i rännan in till anaerobsteget där försedimenterat vatten redan blandats med recirkulationsflödet från anoxen.

Koncentrationerna under intensivdygnet överensstämde i stort sett med halterna från mätningen under försommaren. Kalciumhalten var lite högre och magnesiumhalten lite lägre. Någon direkt dygnsvariation kunde inte utläsas för de analyserade metallerna förutom för kalciumhalterna, figur 4.4, och i viss mån järnhalterna. Massbalanser över anaerobsteget visade liksom under försommaren på ett signifikant frisläpp av kalium och magnesium över detta steg, medan kalcium inte uppvisade någon tydlig förändring.

Kvoterna frisläppt K^+/P och Mg^{2+}/P var under intensivdygnet av samma storleksordning som under försommarperioden: 0,30 jämfört med 0,36 samt 0,32 jämfört med 0,29. Till skillnad från vid föregående mätningar kunde en svag ökning av järnhalten över anaerobsteget på ca 0,3 mg Fe/l konstateras. Denna ökning kan eventuellt förklaras med en reduktion av fällningsbenägen Fe^{3+} till mer löslig Fe^{2+} i den anaeroba miljön.



Figur 4.4 Halten löst kalcium in och ut från anaerobsteget.

Resultaten från intensivdygnet bekräftar de tidigare observationerna och styrker att fosforavskiljningen i processen har en dominerande biologisk mekanism.

Metallhalter i slammet

Halterna av olika metaller och fosfor i slammet från det anaeroba och det aeroba steget vid olika tidpunkter redovisas i tabell 4.4.

Tabell 4.4 Metall- och fosforhalter i slammet vid olika tillfällen. Enhet; viktsprocent av torrsubstansen.

Datum	Zon	Ca (%)	Fe (%)	K (%)	Mg (%)	P (%)
930624	Anaerob	1,85	3,33	1,03	0,72	3,83
930624	Aerob	1,78	3,32	1,17	0,83	4,32
930708	Anaerob	1,78	3,31	0,96	0,80	3,93
930708	Aerob	1,69	3,55	1,17	0,87	4,43
931007	Anaerob	1,80	3,72	0,94	0,71	3,89
931007	Aerob	1,73	3,73	1,34	0,95	4,79
931028	Anaerob	2,06	3,51	1,13	0,86	4,17
931028	Aerob	1,74	3,47	1,20	0,99	4,60
931202	Anaerob	1,76	4,48	1,00	0,81	4,11
931202	Aerob	1,76	4,85	1,34	1,09	5,22

Sammanfattningsvis låg kalciumhalten kring 2 %, järn på 3-4 %, kalium kring 1 %, magnesium kring 1 % och fosforhalten på 4-5 %. De uppmätta kalcium och järnhalterna är betydligt högre än innehållet i en normal bakteriecell (0,1 % Ca samt 0,02 % Fe), vilket tyder på att dessa metaller förelåg i kemiska fällningar i slammet. Det faktum att de lösta halterna kalcium och järn inte förändrades över den biologiska reningen respektive var låg redan i ingående vatten samtidigt som signifikanta mängder av dessa metaller återfanns i slammet kan tyckas motsägelsefullt. Det är dock troligt att slammets innehåll av kalcium och järn inte uppkommit genom utfällning i den biologiska processen, utan snarare genom tillförsel av redan utfällda metallsalter i partikulär form från försedimenteringen.

Av slamanalyserna framgår att kalium- och magnesiuminnehållet, liksom fosforinnehållet, var lägre i det anaeroba än i det aeroba slammet, motsvarande ett frisläpp i det anaeroba steget. Förhållandena mellan frisläppta metaller och fosfor, beräknat utifrån förändringarna i slaminnehållet, var 0,27 (mol/mol) för K/P och 0,32 (mol/mol) för Mg/P, vilket överensstämmer väl med de tidigare bestämda kvoterna för frisläppen av metaller och fosfor över anaerobsteget. Dessa resultat stärker ytterligare att en biologisk fosforavskiljningsmekanism är verksam i linje 3 vid Öresundsverket.

4.4 Mikroskopering

Den mikroskopiska karaktäriseringen av slammet i linje 3 under hela försöksperioden redovisas mer i detalj i kapitel 8. Avseende förekomsten av bio-P-bakterier visade den mikroskopiska karaktäriseringen på betydande mängder av typiska aggregat av bio-P-bakterier. Infärgningar visade vidare att dessa aggregat lagrade upp PHB i det anaeroba steget och polyfosfat i det aeroba steget. Dessa observationer visar tydligt att en biologisk fosforavskiljning är verksam i processen.

4.5 Slutsatser

Såväl fosforfraktioneringarna som metallanalyserna och mikroskoperingarna visar entydigt att en biologisk fosforavskiljning genom polyfosfatackumulering sker i linje 3 vid Öresundsverket. Detta stämmer också väl med att halten löst fosfat är hög i anaerobzonen, indikerande ett biologiskt fosforsläpp. Höga halter löst fosfat i den anaeroba zonen torde för de flesta bio-P-processer kunna användas som ett tecken på att en biologisk fosforavskiljning är verksam, även om också en kemisk fosforavskiljningsmekanism till viss del, iallafall teoretiskt, kan ge upphov till ett fosforsläpp under anaeroba förhållanden. Analyserna av lösta metaller in till och ut från den biologiska processen vid Öresundsverket indikerar att maximalt 10 % av fosforavskiljningen i denna kan ske genom kemisk utfällning. Metallanalyserna på slammet och fosforfraktioneringen pekar dock på att en större andel än 10 % av fosfor i slammet är metallbunden. Detta kan sannolikt förklaras med att partikulära metall/fosforfällningar som bildats redan i försedimenteringen tillförs den biologiska processen med klarfasen från sedimenteringen. Sett över hela reningsprocessen tycks därmed kemisk fosforavskiljning genom metallutfällning spela en betydande roll. Den biologiska fosforavskiljningen är dock den helt dominerande mekanismen i den biologiska delen av processen och även totalt sett den mekanism som står för större delen av fosforavskiljningen. För att uppnå en god fosforavskiljning är det därför helt avgörande att den biologiska polyfosfatackumuleringen fungerar väl i processen. De problem med att uppnå en långtgående fosforavskiljning som tidvis uppstått bör därmed kunna hänföras till någon faktor som begränsar det biologiska fosforupptaget, t ex tillgången på kolkälla för bio-P-bakterierna i inkommande vatten.

5 Kolkälla för bio-P-bakterier i förbehandlat vatten

5.1 Bakgrund

En avgörande faktor för funktionen av en bio-P-process är tillgången på lättillgänglig kolkälla för bio-P-bakterierna i inkommande avloppsvatten. Särskilt viktigt för bio-P-bakterierna är mängden fermenterbar organisk substans i avloppsvattnet. Denna fraktion av det organiska materialet omvandlas i det anaeroba steget av fermenterande bakterier till flyktiga organiska syror (Volatile Fatty Acids, VFA), framförallt ättiksyra, propionsyra och smörsyra. Som ett centralt förlopp i bio-P-processen tas dessa syror upp av bio-P-bakterierna i det anaeroba steget och omvandlas till upplagringsprodukterna PHB och PHV (poly- β -hydroxybutyric acid och poly- β -hydroxyvaleric acid) samtidigt som ett fosforsläpp sker. PHB + PHV sammanfattas under begreppet PHA (poly- β -hydroxyalcanoic acids). Förhållandet mellan fermenterbart organiskt material i avloppsvattnet, (egentligen mängden VFA som kan bildas), och fosfor är kritisk för processens funktion. Erfarenhetsmässigt krävs 15-20 mg VFA-COD (VFA-mängden angiven som COD) för att avlägsna 1 mg fosfatfosfor (Abu-ghararah, 1991). Vid lägre VFA-COD/PO₄-P-förhållanden än detta uppstår lätt problem med ofullständigt fosforupptag.

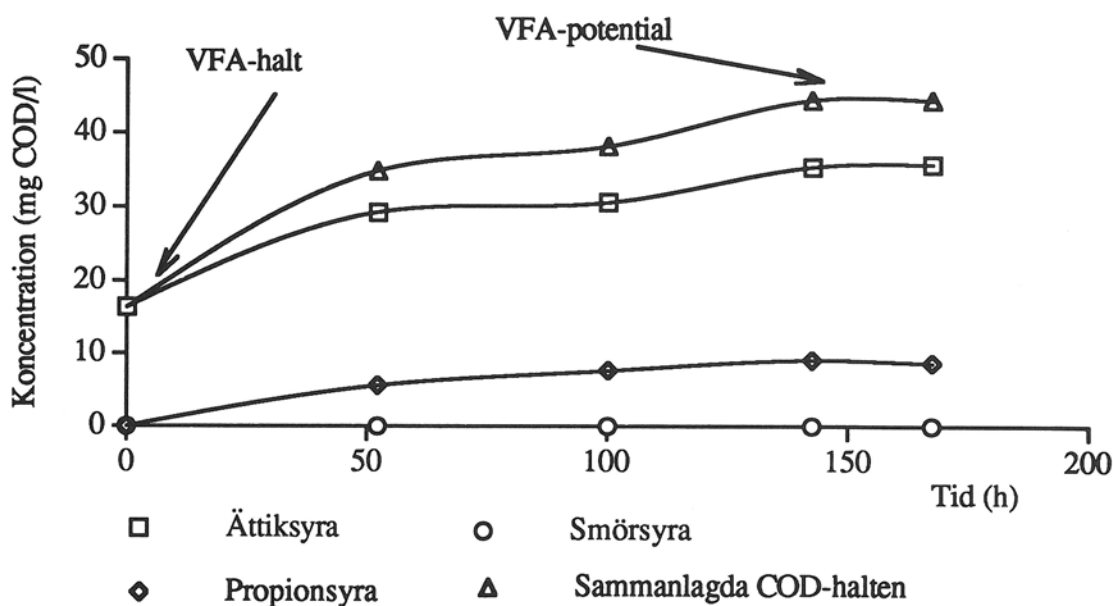
I den tidigare beskrivna hydrolyprocessen (kapitel 1) ställer anaeroba betingelser in sig och fermenterbart material i primärslammet omvandlas till VFA. Denna VFA tvättas ut ur slammet genom rundpumpningen i bassängen och den följer sedan med vattenfasen in i den biologiska reningen. Denna kolkälla skulle under normala driftsförhållanden tas ut med primärslammet och ej komma bio-P-processen tillgodo.

Föreliggande undersökning hade till syfte att bestämma tillgången på kolkälla för bio-P-bakterier i förhållande till fosforinnehållet i inkommande vatten till reningsverket för att fastlägga om denna faktor kan förväntas vara begränsande för processen, samt att klarlägga i vilken grad hydrolysen av primärslam i försedimenteringen ökar tillgången på kolkälla för bio-P-bakterierna.

5.2 Utförande

Mängden lättillgänglig kolkälla för bio-P-bakterier i vattnet bestämdes genom analys av mängden VFA som kan förväntas bildas från avloppsvattnet i det anaeroba steget (VFA-potentialen). En metod som tidigare utvecklats på Avdelningen för Bioteknik, LTH, användes för denna bestämning. De aktuella proverna analyserades först med avseende på COD (total och filtrerad), PO₄-P filtrerat och total-P ofiltrerat. 100 ml prov fylldes därefter i serumflaskor. Flaskorna inkuberades i rumstemperatur varvid den i vattnet naturligt förekommande mikrofloran började fermentera organiskt material till VFA i den anaeroba miljön. Prov togs ut regelbundet för analys av VFA på gaskromatograf, "GC". Halten VFA

uttryckt som COD ritades mot tiden. Efter sju dygn avbröts försöket då tidigare försök visat att produktionen av VFA avstannat efter den tiden och den maximala koncentrationen av VFA (VFA-potentialen) bestämdes (figur 5.1).



Figur 5.1 Typisk kurva för bestämning av VFA-potential.

Under hela försöksperioden togs veckoprover på avloppsvattnet efter försedimenteringen i linje 3 för bestämning av VFA-potentialen. Flödesproportionella prover togs med en provtagare (30 ml prov togs var 700:de m³ vatten) kopplad till frys. Proverna tinades i 18-20 timmar och direkt efter tiningen togs prover ut för analys. Under intensivperiod 1 togs prover på samma sätt även före försedimenteringen i linje 3 och under intensivperioderna 2 och 3 kompletterades provtagningen efter försedimenteringen i linje 3 med provtagning även efter försedimenteringen i linje 2. På detta sätt kunde en jämförelse göras mellan vattnet in till linje 3, där hydrolys av primärslam skett i försedimenteringen, och vattnet in till linje 2, där försedimenteringen drevs på vanligt sätt utan någon utökad hydrolys.

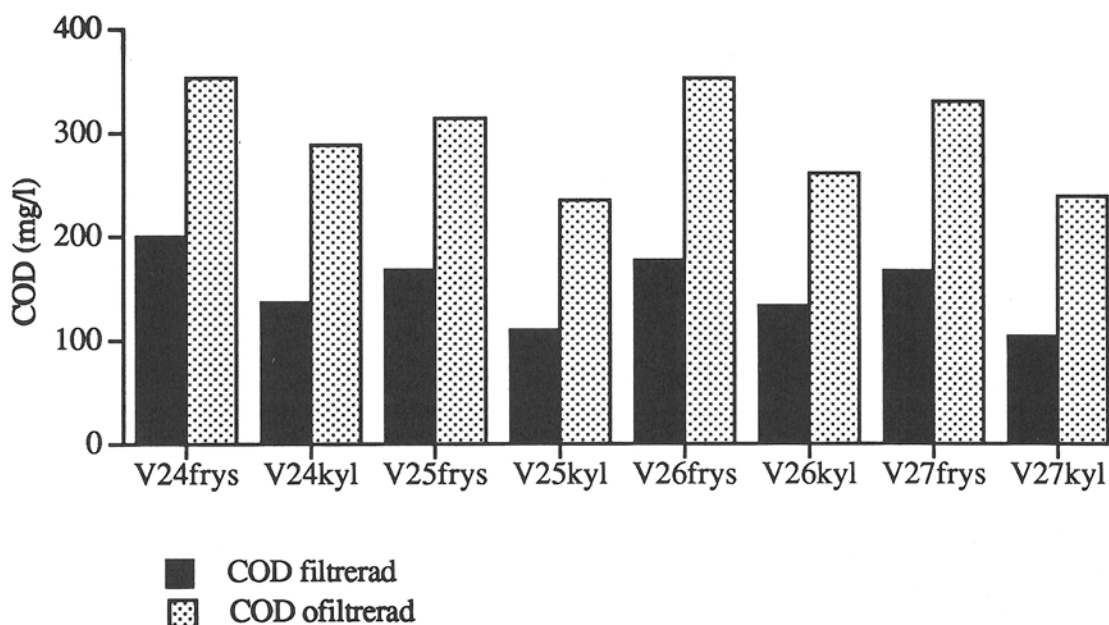
För att undersöka möjligheten att använda dygnsprover uppsamlade i kyl för bestämning av VFA-potentialen togs under intensivperiod 1 flödesproportionella prov ut med dygnsprovtagaren efter försedimenteringen i linje 3 parallellt med de frysta veckoproverna. De kylda dygnsproverna togs ut varje dag och slogs ihop i en flaska i frysen så att veckoprover motsvarande de som samlades direkt i frys erhöles. Samtliga prover analyserades sedan med avseende på VFA-potentialen enligt beskrivningen ovan.

Förutom bestämningar av VFA-potentialen utfördes även mätningar av VFA-halten in till den biologiska reningen och ut ur det anaeroba steget i linje 3. Vidare gjordes försök att relatera VFA-potentialen till andra mätparametrar som BOD och COD.

5.3 Resultat och diskussion

5.3.1 Jämförelse mellan direkt frysta veckoprover och sammanslagna kylda dygnsprover

En jämförelse mellan COD i de frysuppsamlade veckoproverna och motsvarande kyluppsamlade och ihopslagna dygnsprover efter försedimenteringen i linje 3 visar att såväl det totala som det lösta COD-innehållet i de kylda proverna var väsentligt lägre än i de direkt frysta proverna (figur 5.2). Detta innebär att lättnedbrytbart material konsumerats i kylprovtagarna. Även VFA-potentialen uppvisade en liknande skillnad och det gick inte att finna något konstant förhållande mellan värdena erhållna för de frusna respektive kyluppsamlade proverna. Slutsatsen blev därmed att det inte är möjligt att använda kyluppsamlade prover för bestämning av VFA-potentialen.

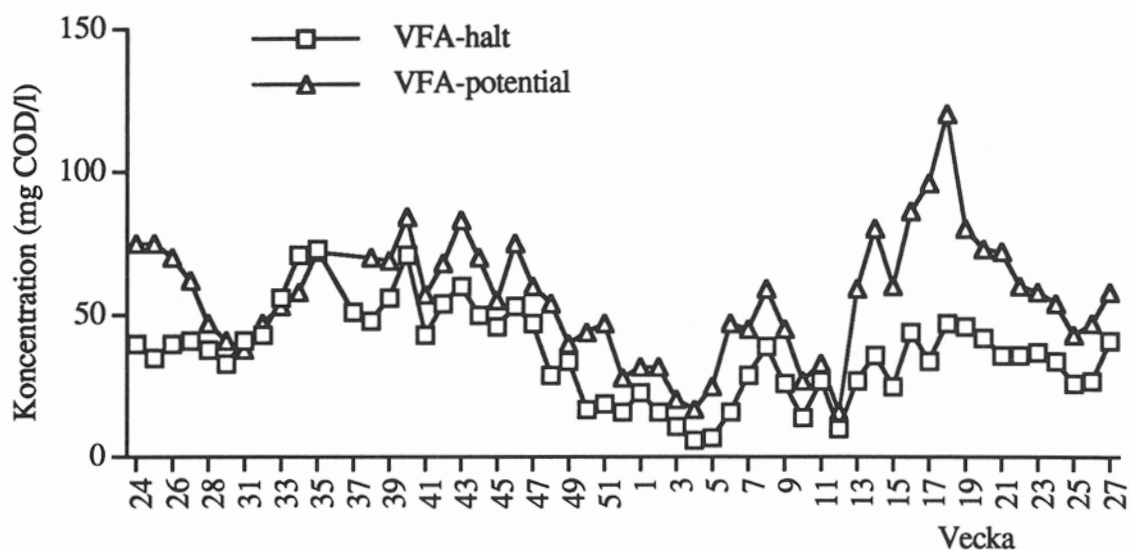


Figur 5.2 COD i frysta veckoprover respektive kylda/ihopslagna dygnsprover.

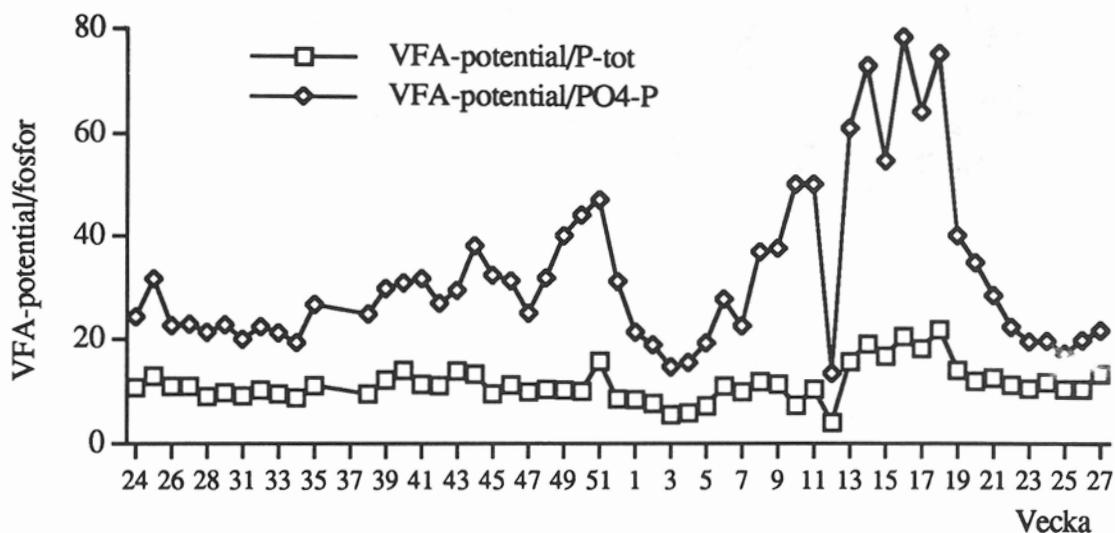
5.3.2 VFA-potential i vattnet in till den biologiska reningen i linje 3

Ursprungshalten VFA och VFA-potentialen i ingående avloppsvattnet till den biologiska reningen i linje 3 (efter försedimenteringen) under försöksåret redovisas i figur 5.3. Som framgår av figuren uppvisade såväl VFA-halt som VFA-potential stora variationer under året. VFA-potentialen var väsentligt större än VFA-halten under de flesta veckorna (med undantag för veckorna 30-35 1993), vilket visar att fermentationen av avloppsvattnets fermenterbara material inte var fullständig i försedimenteringsbassängen. De låga VFA-potentialerna veckorna 28-32 berodde sannolikt på att det var semestertider och de extremt låga värdena kring årsskiftet kan förklaras med det regniga vädret som gjorde vattnet rejält utspädd.

Simuleringar av Öresundsverkets biologiska fosforavskiljningsprocess har utförts i modellen SIPHOR (Johansson, 1994). Simulering av släppt fosfor i anaerobzonen med VFA-potentialen i stället för löst COD gav faktorn $0,3 \text{ mg P}_{\text{släppt}}/\text{mg VFA-potential}_{\text{upptagen}}$.



Figur 5.3 VFA-halt och VFA-potential in till den biologiska processen i linje 3 under försöksåret.



Figur 5.4 Förhållandet mellan VFA-potential och fosfor in till den biologiska processen i linje 3 under försöksåret.

För att möjliggöra en bedömning av tillgången på kolkälla för bio-P-bakterierna måste VFA-potentialen sättas i relation till fosforhalten i vattnet (figur 5.4). Som framgår av figuren låg förhållandet mellan VFA-potentialen och totalfosforhalten relativt konstant kring 10 under året, medan förhållandet mellan VFA-potentialen och löst fosfatfosfor uppvisade större variationer. Under större delen av året låg dock det senare, mycket viktiga, förhållandet över 20, vilket bör innebära en tillräcklig kolkälletillgång för ett gott fosforupptag. Tillfälligtvis sjönk dock förhållandet under 20, vilket skulle kunna medföra en bristsituation, jämför figur 3.1. Det bör också läggas på minnet att dessa värden härrör

från linje 3 där en hydrolys av primärslam bedrevs i försedimenteringen under försöksperioden. Utan denna hydrolys skulle ett ännu lägre förhållande mellan VFA-potential och fosfatfosfor förväntats. Det förefaller därmed rimligt att bio-P-processen, åtminstone periodvis, skulle kunna ge ett ofullständigt fosforupptag på grund av kolkällebrist om ingen extra kolkälla, t ex i form av hydrolyserat primärslam, tillförs systemet.

5.3.3 Jämförelse mellan VFA-potential före och efter försedimenteringen i linje 3

Analyser på veckosamlingsproverna före och efter försedimenteringen i linje 3 under veckorna 24-27 (intensivperiod 1) redovisas i tabell 5.1. VFA-potentialen varierade lite mellan de olika veckorna. En högre VFA-potential uppnåddes som väntat i proven som togs före än efter försedimenteringen (med ett undantag). Värdena låg i intervallet 62-93 mg COD/l för proverna före försedimenteringen och 62-75 mg COD/l för proverna efter försedimenteringen. Skillnaden i VFA-potential före och efter försedimenteringen var i medeltal 10 mg COD/l, vilket innebär att en ytterligare förbättrad hydrolys/fermentation av primärslammet maximalt skulle kunna tillföra ca 10 mg VFA-COD per liter avloppsvatten ytterligare till bio-P-processen. Det bör dock också beaktas att förluster av VFA kan ske i försedimenteringen t ex genom aerob förbrukning på grund av syreindrivning eller svavelreduktion.

Tabell 5.1 Analyser på frysuppsamlade veckoprover efter försedimenteringen i linje 3 under intensivperiod 1.

Före försedimentering linje 3	V24	V25	V26	V27
VFA-halt (mg COD/l)	28	23	22	16
VFA-potential (mg COD/l)	85	93	62	65
P-totalt ofiltrerad (mg/l)	8,26	9,23	7,21	7,66
PO ₄ -P filtrerad (mg/l)	2,50	2,15	2,45	2,09
COD ofiltrerad (mg/l)	573	470	509	530
COD filtrerad (mg/l)	230	186	200	224
VFA-potential/COD ofiltrerat	0,15	0,20	0,12	0,12
VFA-potential/P-tot ofiltrerad	10,3	10,1	8,6	8,5
VFA-potential/PO ₄ -P filtrerad	34	43	25	31
Efter försedimentering linje 3	V24	V25	V26	V27
VFA-halt (mg COD/l)	40	35	40	41
VFA-potential (mg COD/l)	75	75	70	62
P-totalt ofiltrerad (mg/l)	7,03	5,81	6,38	5,67
PO ₄ -P filtrerad (mg/l)	3,08	2,37	3,09	2,71
COD ofiltrerad (mg/l)	353	314	353	330
COD filtrerad (mg/l)	200	168	177	167
VFA-potential/COD ofiltrerat	0,21	0,23	0,20	0,19
VFA-potential/P-tot ofiltrerad	10,7	12,9	11	10,9
VFA-potential/PO ₄ -P filtrerad	24	32	23	23

Kvoten mellan VFA-potentialen och löst PO₄-P var tydligt högre före än efter försedimenteringen, vilket förklaras av att VFA-potentialen är högre före sedimenteringen innan primärslammet avskiljts tillsammans med att den lösta fosfathalten ökar över

försedimenteringen på grund av upplösning av fosfatfällningar. Kvoten hos vattnet efter försedimenteringen, d v s ingående vatten till den biologiska processen, var dock väl över 20 under samtliga veckor.

5.3.4 Jämförelse mellan VFA-potentialerna efter försedimenteringarna i linje 2 och 3

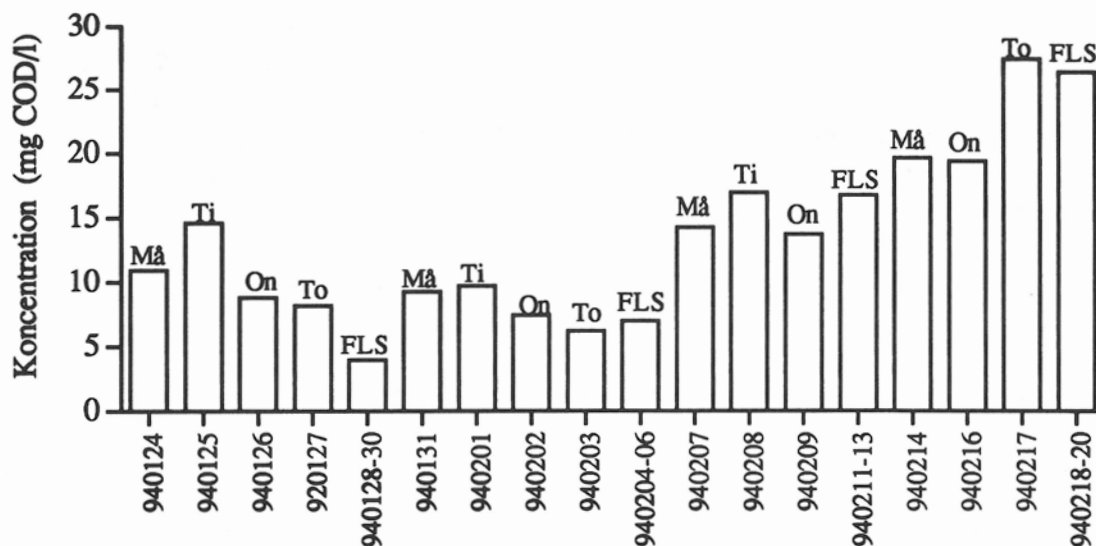
Under intensivperioderna 2 och 3 samlades prover efter försedimenteringarna i både linje 2 och linje 3 för att möjliggöra en jämförelse av mängden kolkälla in till den biologiska processen med (linje 3) och utan (linje 2) utökad hydrolys i försedimenteringen. Resultaten redovisas i tabell 5.2. Som framgår av tabellen var VFA-halten och VFA-potentialen, med något undantag, högre efter försedimenteringen i linje 3 än i linje 2, vilket är förväntat på grund av primärslamhydrolysen i linje 3. Även förhållandet mellan VFA-potentialen och löst $\text{PO}_4\text{-P}$ var bättre för linje 3 än för linje 2, vilket pekar på att hydrolysen i försedimenteringen verkligen förbättrar förutsättningarna för bio-P-processen. Under veckorna 48 och 49 var skillnaden mellan linjerna vad avser detta förhållande mycket stor, främst beroende på att ingående fosfathalter till linje 3 var ovanligt låga. Förhållandet VFA-potential/ $\text{PO}_4\text{-P}$ låg under dessa veckor kring 20 för linje 2, vilket sannolikt är nära gränsen för en väl fungerande bio-P-process. Från figur 5.4 framgår av mätningarna på linje 3 att dessa veckor på intet sätt var dåliga med avseende på kolkälla i förhållande till fosfor. Det får därmed anses som sannolikt att förhållandet VFA-potential/ $\text{PO}_4\text{-P}$ utan hydrolys i försedimenteringen kan sjunka till betydligt lägre värden än 20 vid mindre gynnsamma tidpunkter och att en bio-P-process då kan bli kolkällebegränsad.

Tabell 5.2 Analyser på frysuppsamlade veckoprover efter försedimenteringen i linje 2 och linje 3 under intensivperioderna 2 och 3.

Efter försed. linje 2	v42	v43	v48	v49
VFA-halt (mg COD/l)	29	39	31	29
VFA-potential (mg COD/l)	58	75	43	43
P-totalt ofiltrerad (mg/l)	4,82	5,01	2,5	2,4
$\text{PO}_4\text{-P}$ filtrerad (mg/l)	2,12	2,43	2,20	2,10
COD ofiltrerad (mg/l)	290	310	320	240
COD filtrerad (mg/l)	150	190	150	140
VFA-potential/COD ofiltrerad	0,20	0,24	0,13	0,18
VFA-potential/ $\text{PO}_4\text{-P}$ filtrerad	27,4	30,9	19,5	20,5
VFA-potential/P-tot ofiltrerad	12	15	17,2	17,9
SSmedel (mg/l) (dygnspr. 4°C)	68	58	63	60
Efter försed. linje 3	v42	v43	v48	v49
VFA-halt (mg COD/l)	55	60	28	34
VFA-potential (mg COD/l)	68	81	54	40
P-totalt ofiltrerad (mg/l)	6,00	5,30	1,80	1,00
$\text{PO}_4\text{-P}$ filtrerad (mg/l)	2,53	2,29	1,70	1,00
COD ofiltrerad (mg/l)	310	360	340	270
COD filtrerad (mg/l)	140	190	130	110
VFA-potential/COD ofiltrerad	0,22	0,22	0,16	0,15
VFA-potential/ $\text{PO}_4\text{-P}$ filtrerad	26,9	35,4	31,8	40
VFA-potential/P-tot ofiltrerad	11,3	15,3	30	40
SSmedel (mg/l) (dygnspr. 4°C)	73	84	126	118

5.3.5 Veckovariationer i inkommande VFA-halt

För att studera hur inkommande VFA-halt till den biologiska processen varierade mellan veckodagarna samlades frysta dygnsprover efter försedimenteringens under en period i början av 1994. Proverna analyserades med avseende på VFA-halten (figur 5.5). Denna ger visserligen inte något värde på totala halten kolkälla för bio-P-bakterierna (för att bestämma denna måste VFA-potentialen bestämmas) men den ger ändå en uppfattning om kolkällans variationer under veckan. Av figuren framgår att variationen kan vara avsevärd mellan veckodagarna. Proverna togs ut under en period med höga flöden och kallt väder, vilket förklarar de genomgående låga VFA-värdena. Det går möjligen att urskilja en trend mot lägre värden under helgerna än under arbetsdagarna. Denna typ av information är viktig om det finns intresse för att stöd tillsätta extern kolkälla. Doseringen kan då ske endast när behovet är som störst.



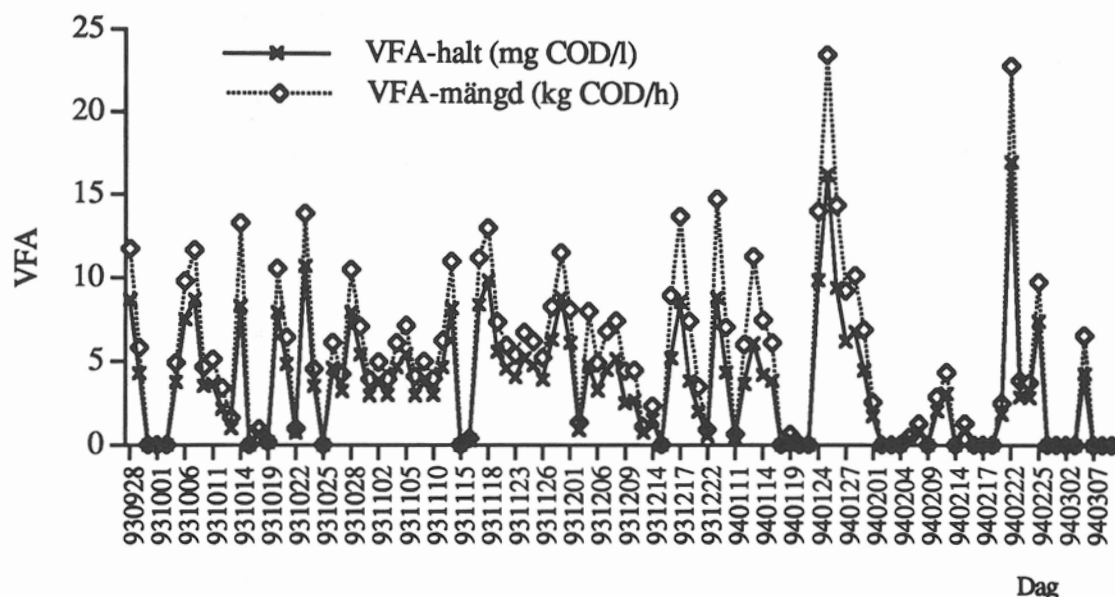
Figur 5.5 Dygnsvisa VFA-halter in till den biologiska processen i linje 3.

5.3.6 Kvarvarande VFA i anaerobsteget

För att utröna i vilken utsträckning tillförd och bildad VFA i anaerobsteget tagits upp av mikroorganismerna i detta steg togs stickprover för VFA-analys från utgående vatten från anaerobsteget varje arbetsdag.

Proverna filtrerades och frystes in för senare analys på GC. VFA-halterna visade sig variera i huvudsak mellan 0 och 10 mg COD/l (figur 5.6). Den stora toppen runt den 25/1 beror på en återuppstartad dosering av ättiksyra till systemet efter ett uppehåll över julen. Medel- och medianvärden beräknade för hela perioden, samt för perioderna med och utan ättiksyratillsats redovisas i tabell 5.3. Eftersom vissa punkter avvek rejält så är förmodligen medianvärdena en bättre parameter än medelvärdet för jämförelse mellan de olika perioderna. Av sammanställningen framgår att utgående VFA-halter var låga både med och

utan ättiksyradosering. Halterna var dock något högre med dosering än utan, vilket kan tyda på ett litet överskott av VFA då ättiksyra doserades.



Figur 5.6 VFA-halt ut från anaerobsteget under försöksperioden.

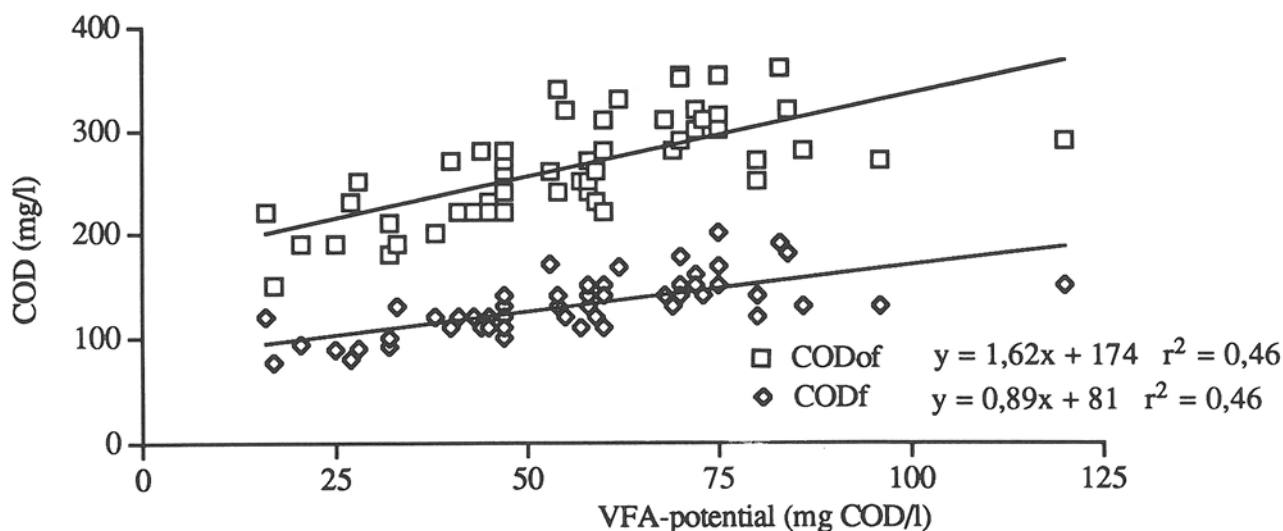
Tabell 5.3 Medel- och medianvärden för VFA-mängden ut ur anaerobzonen i linje 3.

Period	Utgående VFA-mängd ut från anaerobzonen (kg COD/h)
Medel hel period	5,1
Median hel period	4,5
Medel mellan 28/9-6/12 1993, Med HAc	5,7
Median mellan 28/9-6/12 1993, Med HAc	5,3
Medel mellan 7/12-93 - 9/3-94, Utan HAc	4,5
Median mellan 7/12-93 - 9/3-94, Utan HAc	2,5

5.3.7 Jämförelse mellan VFA-potentialen och andra analysparametrar

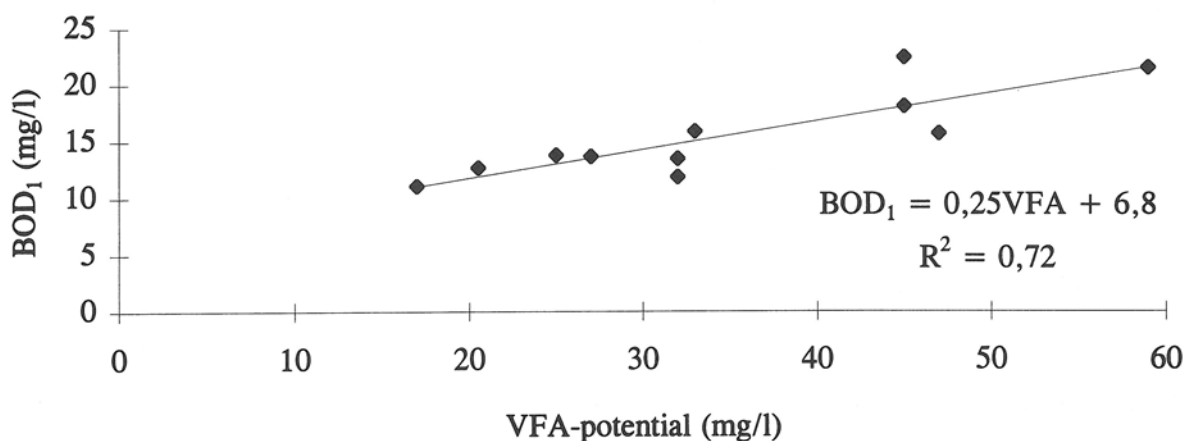
Bestämning av VFA-potentialen är relativt resurskrävande. Det är därför intressant att finna andra, enklare analysparametrar som korrelerar med VFA-potentialen och som kan användas som ett mått på kolkälla för bio-P-bakterier i avloppsvattnet. Med syfte att finna sådana parametrar jämfördes VFA-potentialen med BOD₇ ofiltrerad, BOD₇ filtrerad, COD ofiltrerad, COD filtrerad, BOD₁ samt OUR (Oxygen Uptake Rate).

Resultaten visade att det inte var möjligt att finna någon korrelation mellan VFA-potentialen och BOD₇ filtrerad eller ofiltrerad. Däremot erhöles en viss korrelation mellan VFA-potentialen och såväl COD filtrerad som ofiltrerad (figur 5.7).



Figur 5.7 COD filtrerad och ofiltrerad uppritade mot VFA-potentialen.

VFA-potentialen uppvisade en god korrelation med BOD_1 (figur 5.8). BOD_1 -värdena var genomgående lägre än motsvarande VFA-potential men då en god korrelation erhöles mellan parametrarna kan "riktiga" VFA-potentialvärden räknas fram ur uppmätta BOD_1 -värden. För styrning av processen är BOD_1 en bättre parameter än BOD_7 , eftersom driftsledningen får resultatet efter ett dygn i stället för efter en vecka.



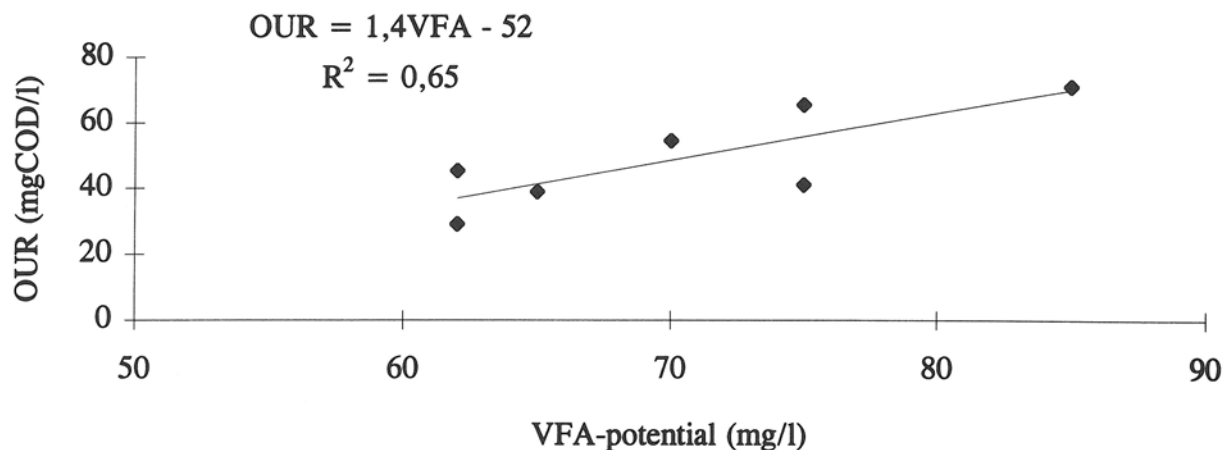
Figur 5.8 Samband mellan VFA-potentialen och BOD_1 .

OUR-mätningar utfördes på frysta veckoprover från den första intensivperioden. Vid omräkning av respirationshastigheten till COD-värden har arean över 10 $mgO_2/(gVSS \cdot h)$ räknats med. Resultaten återges i tabell 5.4.

Tabell 5.4 Resultat från OUR-mätning på frysta veckoprover före och efter försedimenteringen i linje 3.

	Före försed., linje 3	Efter försed., linje 3
v 24	23	33
v 25	24	32
v 26	16	29
v 27	15	23

Då OUR-analysens resultat ritas mot VFA-potentialen erhålls ett tydligt samband (figur 5.9). Det är uppenbart att OUR, liksom BOD_1 , kan användas som ett mått på mängden tillgänglig kolkälla för bio-P-bakterier i avloppsvattnet. Dessutom kan OUR-kurvan användas för att bedöma fördelningen mellan lätt- och svårnedbrytbart organiskt material i avloppsvattenprovet.



Figur 5.9 Samband mellan OUR och VFA-potentialen.

5.4 Slutsatser

- * Utan hydrolys av primärslam eller tillförsel av extern kolkälla är det risk för att förhållandet mellan VFA-potential och löst fosfat i inkommande vatten periodvis blir så lågt att den biologiska fosforavskiljningen blir begränsad av tillgången på lättillgänglig kolkälla.
- * Genom hydrolys av primärslam i befintlig försedimentering ökas VFA-potentialen i ingående vatten till den biologiska processen så att risken för kolkällebegränsning av bio-P-processen minskar.
- * Hydrolysen av primärslam skulle kunna drivas ännu längre än vad som idag är fallet i försedimenteringen.
- * Halten kolkälla för bio-P-bakterierna varierar under veckorna. Möjligen finns en tendens till minskade nivåer under helgerna.
- * Kvarvarande VFA ut ur anaerobsteget är vanligen låg. Nivån ökade något vid doseringen av ättiksyra till systemet vilket kan tyda på en liten överdosering.
- * VFA-potentialen korrelerar väl med BOD_1 och OUR, varför dessa parametrar kan användas som ett mått på kolkälla tillgänglig för bio-P-bakterier i inkommande vatten. Även ofiltrerad och filtrerad COD korrelerar väl med VFA-potentialen.
- * Kylta dygnsprover kan inte användas för bestämning av VFA-potentialen i inkommande vatten eftersom en alltför stor del av det lättnedbrytbara materialet bryts ned i kylprovtagaren under dygnet.

6 Hydrolys av primärslam i laboratorieskala

6.1 Bakgrund

Som framgår av tidigare kapitel är det sannolikt att inkommande avloppsvatten till Öresundsverket periodvis innehåller en alltför låg nivå av löst substrat för bio-P-bakterier i förhållande till fosforhalten för att den biologiska fosforreduktionen ska fungera optimalt. För att förbättra situationen kan en lättillgänglig extern kolkälla tillsättas. En annan möjlighet är att utnyttja substrat som kan utvinnas ur den del av den partikulära fraktionen i inkommande vatten som normalt avskiljs i försedimenteringen som primärslam. Detta kan ske genom att primärslammet hydrolyseras varefter det lösta organiska material som utvinns vid hydrolysen tillförs den biologiska processen. Primärslamhydrolys kan ske på kemisk, fysikalisk eller biologisk väg. Som beskrivits i kapitel 1 ovan har linje 3 under den aktuella försöksperioden drivits med en biologisk hydrolys av primärslam i försedimenteringen. Vid biologisk hydrolys överförs partikulärt organiskt material i primärslammet genom hydrolys och fermentation under anaeroba betingelser till korta fettsyror (VFA). Dessa är det huvudsakliga substratet för bio-P-bakterierna och genom primärslamhydrolys är det därmed möjligt att öka nivån av substrat för bio-P-bakterier i ingående vatten till den biologiska reningen. Av utvärderingen av mängden substrat för bio-P-bakterier i ingående vatten (kapitel 5) framgår att hydrolysen verkligen har ökat substratnivån (VFA-potentialen) i ingående vatten och att även förhållandet mellan VFA-potentialen och löst fosfor ökat, vilket är ett kritiskt förhållande för funktionen hos en bio-P-process.

För att bedöma hur långt den biologiska hydrolysen av primärslam gått i försedimenteringen och hur långt den maximalt skulle kunna gå har ett antal laboratorieförsök utförts. Avsikten med detta var att klarlägga huruvida det finns anledning att göra ansträngningar för att driva hydrolysen ännu längre än vad som varit fallet under den aktuella försöksperioden.

6.2 Metodik

Under perioden 930526-930713 utfördes elva hydrolysförsök vid sex tillfällen och under perioden 940614-940629 utfördes fyra hydrolysförsök vid två tillfällen på försedimenterat slam från linje 2 och 3. Provtogs i ett fall ut från slangutloppet till den pump som pumpar sedimenterat slam från slamfickan i en av linje 3's försedimenteringsbassänger fram till andra änden av bassängen (se kapitel 1). Till de övriga hydrolysförsöken uttogs det försedimenterade slammet från provtagningskranar till de skruvpumpar som transporterar slammet till förtjockaren. Proven togs efter 1-2 minuters pumpning med helt öppen ventil.

Slammet transporterades i kylbox till Lund för analys och hydrolysförsök. Initiala värden på främst SS, VSS, COD och $\text{PO}_4\text{-P}$ bestämdes varefter slammet överfördes till en 1-liters mantlad glasreaktor med omrörning. Slammet vid de två första hydrolysförsöken utnyttjades

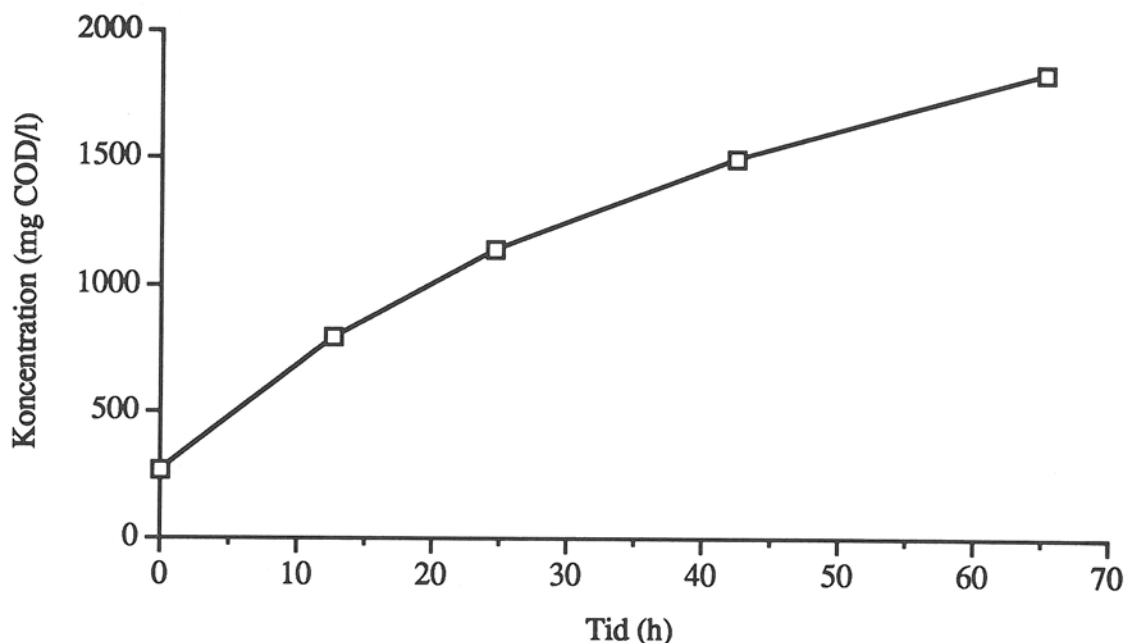
ospätt medan det vid övriga hydrolysförsök spädades med avluftat kranvatten till en SS-halt på 12-20 g/l, eftersom en högre slamhalt än 20 g SS/l medförde omrörningsproblem.

Hydrolysen utfördes satsvist under minst 48 timmar vid 30°C under det att prov togs ut med jämna intervaller för bestämning av COD, PO₄-P och i vissa försök VFA, metalljoner och metangas. Uttagna prover centrifugerades och filtrerades genom 0,45 µm filter. Vid två hydrolystillfällen utfördes hydrolys både vid 30°C och 15°C grader för att utvärdera temperaturberoendet.

6.3 Resultat

6.3.1 Hydrolys av primärslam från försedimenteringen i linje 3

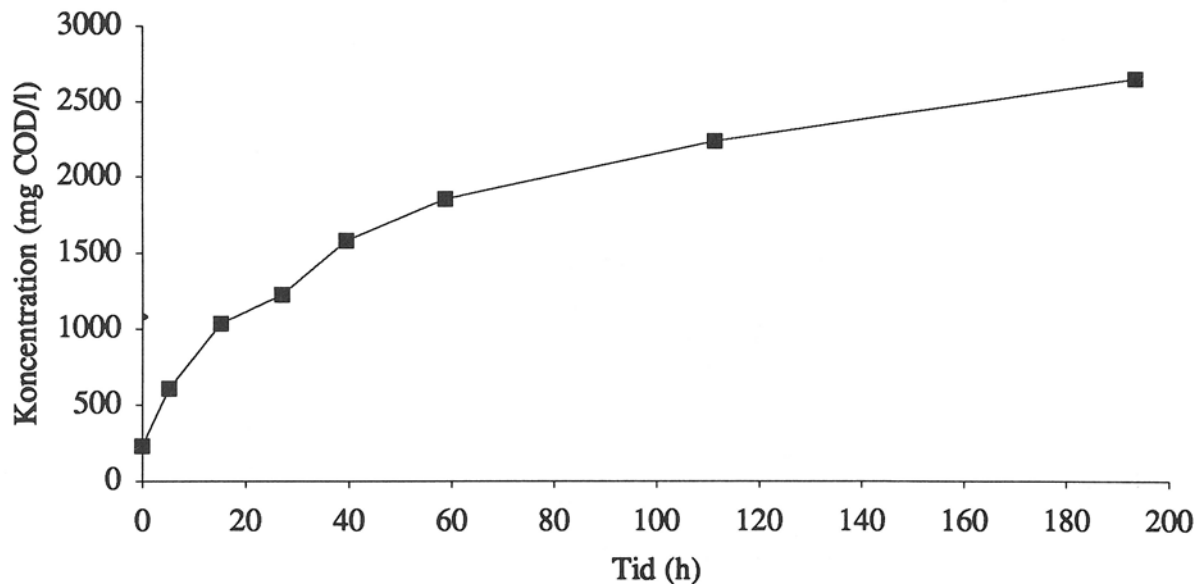
Ett typiskt hydrolysförlopp visas i figur 6.1. I samtliga försök erhöles en liknande snabb bildning av löst COD genom hydrolys och fermentation under de första 48 timmarna. Hydrolysen fortsatte även efter denna tid, men med en lägre hastighet, vilket framgick av de försök som drevs under en längre tidsperiod (figur 6.2). Analyser av bildade syror, VFA, under hydrolysförloppen visade att den bildade lösta COD:n till mycket stor del (87-95 %) utgjordes av VFA. De bildade syrorna dominerades kraftigt av ättiksyra och propionsyra (figur 6.3). Som en följd av syrabildningen sjönk pH i lösningen (figur 6.4). Efter 48 timmars hydrolys låg pH typiskt mellan 5,6 och 5,8. pH sjönk sedan ytterligare men stannade i samtliga fall upp på en nivå över 5, vanligen mellan 5,1 och 5,4.



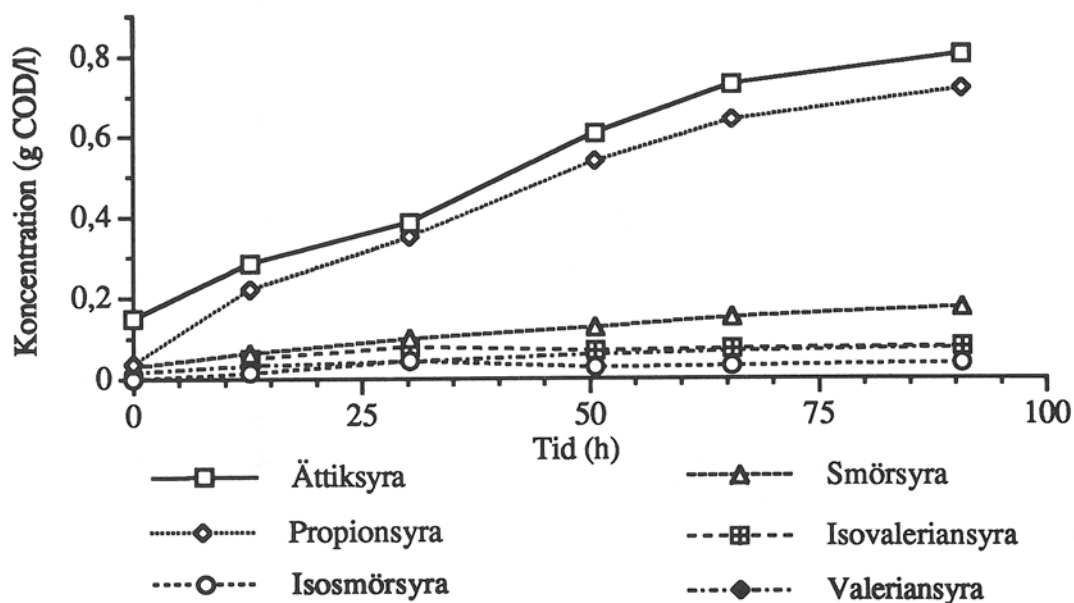
Figur 6.1 Löst COD mot tiden för hydrolysförsök med slam från linje 3.

Mätningar av bildad metangas under försöken visade att som mest 4 % av den bildade lösta COD:n förlorades genom omvandling till metangas och avgång av denna.

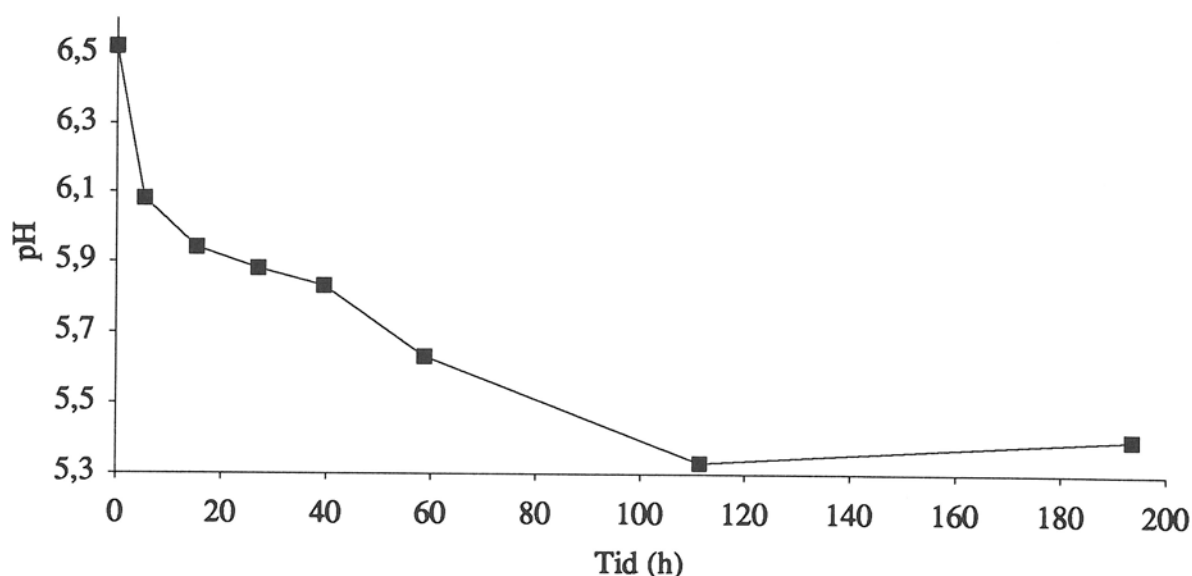
Jämförande försök med hydrolys vid 15°C respektive 30°C visade att temperaturen inverkar kraftigt på hydrolyshastigheten. Denna var vid 15°C ca en tredjedel av hastigheten vid 30°C.



Figur 6.2 Löst COD mot tiden för hydrolysförsök med slam från linje 3.



Figur 6.3 Bildade syror mot tiden för hydrolysförsök med slam från linje 3.

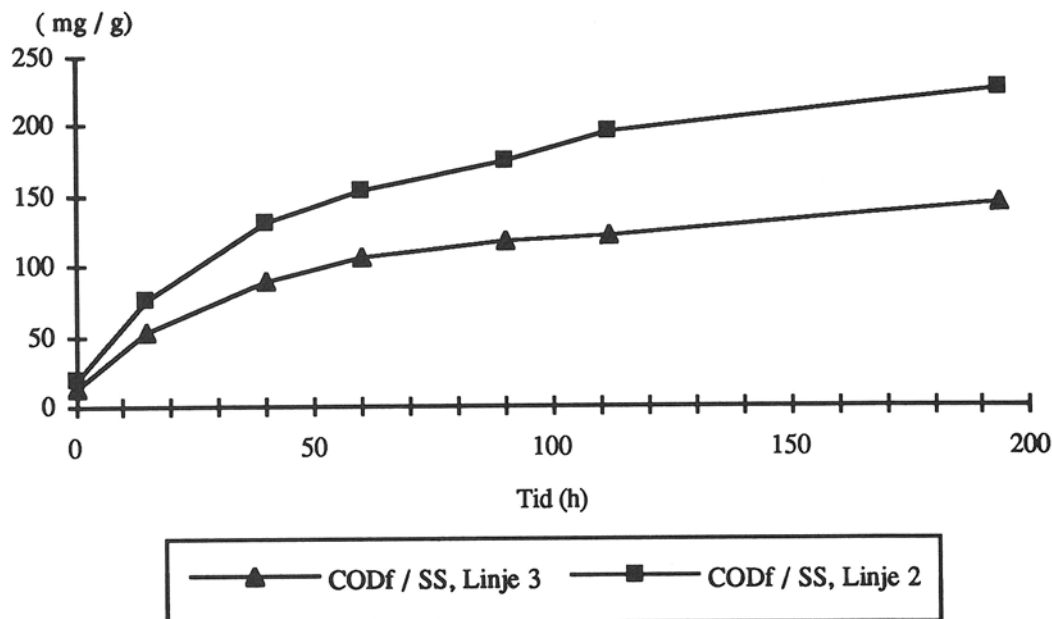


Figur 6.4 pH mot tiden för hydrolysförsök med slam från linje 3.

6.3.2 Jämförelse mellan hydrolys av primärslam från linje 2 och linje 3

En större mängd löst COD bildades vid hydrolys av primärslammet från linje 2 än vid hydrolys av primärslammet från linje 3 (figur 6.5). Detta var förväntat mot bakgrund av att primärslammet från linje 3 redan genomgått en viss hydrolys i försedimenteringen. Skillnaden mellan de två kurvorna bör därmed motsvara den mängd löst COD som redan utvunnits genom hydrolys i linje 3. Av figuren framgår att denna mängd utgjorde ca 30 % av den i labförsöken totalt utvunna mängden löst COD. Ökningen av VFA i inkommande vatten till det biologiska steget i linje 3 genom hydrolysen av primärslam i försedimenteringen kan beräknas till ca 10 mg COD/l. Med en maximal hydrolys skulle tillskottet av VFA kunna ökas till 25-30 mg COD/l. Detta skulle innebära att ca 20 % av primärslammets totala COD-innehåll skulle omvandlas till löst COD. I dagens läge omvandlas ca 7 % genom hydrolysen i försedimenteringen. Enligt Eastman (1977) kan utbytet av löst COD från totala primärslammet i satsvisa försök under lång tid (14 d) uppgå till ca 30 %.

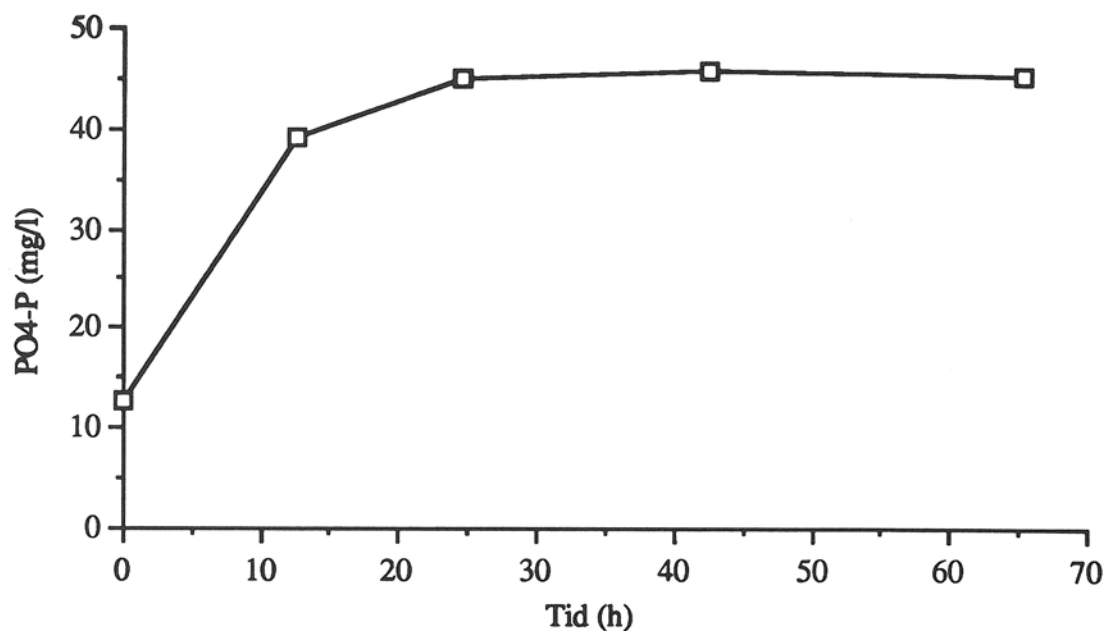
Av ovanstående resultat framgår att det uppenbarligen finns en relativt stor outnyttjad potential för utvinning av löst COD ur primärslammet i linje 3 och att det genom en vidare optimering av hydrolysen därmed bör vara möjligt att öka tillförseln av substrat för bio-P-bakterier till den biologiska reningen ytterligare.



Figur 6.5 Bildad mängd löst COD per mängd slam efter olika hydrolystider för primärslam från linje 2 och linje 3. Medelvärden för sju hydrolysförsök.

6.3.3 Utlösning av fosfor under hydrolysen

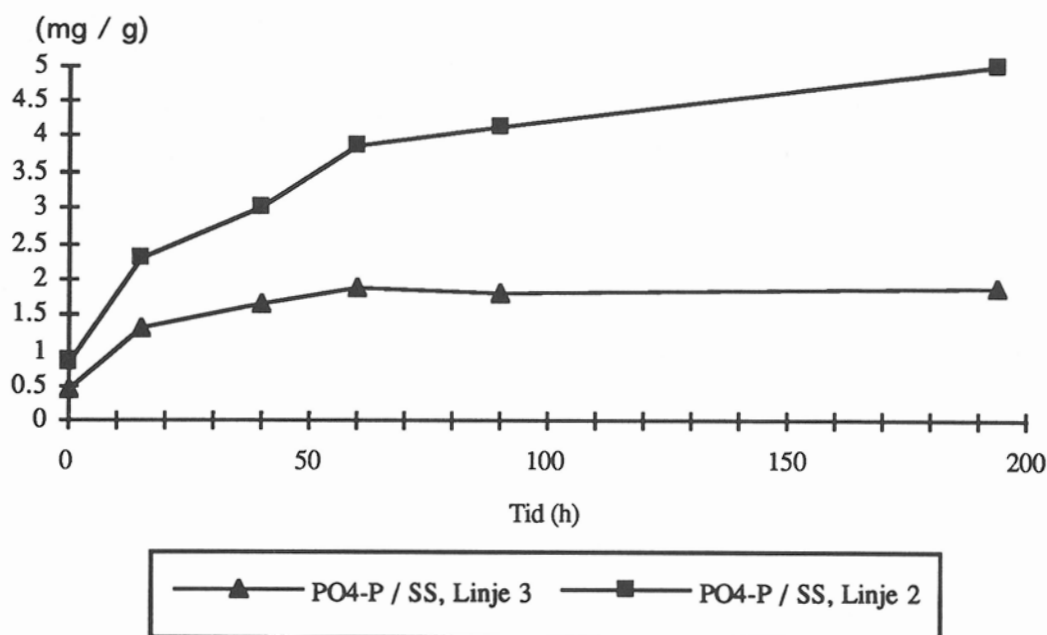
Förutom bildandet av löst COD kunde ett tydligt frigörande av löst fosfatfosfor observeras under hydrolysförsöken (figur 6.6). Till skillnad från löst COD, som ökade successivt under hela hydrolystiden, så ökade fosfathalten dramatiskt under de första 15 timmarna för att sedan plana ut. Vid riktigt långa hydrolystider, > 60 h, började dock fosfathalten öka igen, men med en betydligt lägre hastighet.



Figur 6.6 PO₄-P mot tiden för hydrolysförsök med slam från linje 3.

Frigörandet av fosfatfosfor under hydrolysen är med stor sannolikhet att hänföra till upplösning av kemiska fällningar innehållande fosfor. Särskilt järn som tillförs via rejektvattnet är av stor betydelse i detta sammanhang. Till viss del kan upplösningen av fällningarna bero på temperaturökningen då primärslammet överfördes från reningsverket med en rådande temperatur på ca 15°C till försöken på laboratoriet vid 30°C. Sannolikt spelar dock förändringar i järnets oxidationsnivå en större roll. I sin oxiderade form, Fe^{3+} , är järnet betydligt mer benäget att bilda fällning med fosfat än i sin reducerade form, Fe^{2+} . Under de anaeroba betingelser som råder i hydrolysisprocessen omvandlas Fe^{3+} till Fe^{2+} varvid fosfat som legat utfälld med järn kan frigöras. Att så verkligen skett i försöken styrks av att en återutfällning av frigjord fosfat kunde iaktas när prover från hydrolysförsöken filtrerades, frystes in och slutligen tinades igen för analys. Vid detta förfarande kan reducerat järn i närvaro av luftsyre oxideras tillbaka till Fe^{3+} och återigen falla med fosfat. Metallanalyser visade att så var fallet. Den fällning som bildades efter frysning av proverna visade sig innehålla järn och fosfatfosfor i ett molförhållande på ca 2:1. Analyserna indikerade även ett betydande inslag av kalcium i fällningen. Analyser av COD visade vidare att den bildade fällningen inte innehöll någon COD, vilket bekräftar att fällningen var oorganisk.

Frigörandet av fosfatfosfor var större vid hydrolysen av primärslam från linje 2 än vid hydrolysen av primärslam från linje 3 (figur 6.7). Detta har samma förklaring som bildandet av en större mängd löst COD, nämligen att slammet från linje 3 redan utsatts för en viss hydrolys, varvid en del av den fällningsbundna fosfor redan frisläppts.



Figur 6.7 Frigjord $\text{PO}_4\text{-P}$ per mängd slam efter olika hydrolystider för slam från linje 2 och linje 3. Medelvärden för sju hydrolysförsök.

Det snabba frisläppandet av fosfor i början av hydrolysförloppet i relation till det mer långsamma bildandet av löst COD innebär att förhållandet bildad löst COD/frigjord fosfor ökar i takt med att hydrolysen fortlöper. Vid en ofullständig hydrolys blir mängden frigjord fosfor stor i förhållande till bildad löst COD. Hydrolysen kan då tyckas meningslös eftersom den bildade lösta COD:n avses användas i den biologiska processen för att ta bort

just fosfor. Det är dock viktigt att hålla i minnet att frigörandet av fosfor är kopplat till ett frigörande av metaller, och att fällningen i stor utsträckning kan förväntas återbildas i den biologiska processens aeroba del där bl a en återoxidation av järn till Fe^{3+} sker. Den fosfor som frigörs vid primärslamhydrolysen förväntas därför inte att fullt ut kräva substrat för att avskiljas i den biologiska processen av bio-P-bakterier. Hur stor del av den frigjorda fosfor som återutfälls kemiskt respektive hur stor del som kräver en biologisk fosforavskiljning kan dock inte fastställas utifrån de erhållna resultaten.

6.4 Slutsatser

- * Genom biologisk primärslamhydrolys kan maximalt upp till ca 20 % av COD-innehållet i primärslammet omvandlas till löst COD. Den övervägande delen, ca 90 %, av denna COD utgörs av VFA, framförallt ättiksyra och propionsyra. En maximal hydrolys skulle öka innehållet av VFA i ingående vatten till den biologiska reningen med 25-30 mg COD/l.
- * Den primärslamhydrolys som bedrivs i försedimenteringen till linje 3 är inte fullständig, utan ca en tredjedel av maximalt utvinnbar löst COD utvinns. Detta innebär att avloppsvattnets VFA-innehåll ökas med ca 10 mg COD/l. Det finns således möjlighet till ett väsentligt förbättrat utbyte.
- * Vid primärslamhydrolysen frigörs även löst fosfor. Detta beror på upplösning av metallutfälld fosfor. Upplösningen sker snabbt i början av hydrolysförloppet. Ju längre hydrolysen drivs, desto större blir förhållandet bildad löst COD/frigjord fosfor. Den fosfor som frigörs i hydrolysen kan endast delvis förväntas förbruka kolkälla i den biologiska processen eftersom även metaller frigörs under hydrolysen och en återfällning med dessa kommer att ske i den biologiska processens aeroba del.

