

HYDROLYS AV RETURSLAM FÖR FÖRBÄTTRAD BIOLOGISK FOSFORAVSKILJNING

Hydrolysis of return sludge for improved biological phosphorus removal

av ERIK SÄRNER¹, CHRISTER JONASSON² och MICHAEL PETERSSON²

1 Avd. för VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola, Box 118, S-221 00 Lund
e-post: Erik.Sarner@vateknik.lth.se

2 Tekniska Förvaltningen, Lunds kommun, Box 41, S-221 00 Lund
e-post: Christer.Jonasson@lund.se, Michael.Petersson@lund.se

Abstract

High demands for phosphorus removal in Sweden result in extensive use of chemicals for precipitation. This has a negative environmental impact. A way to reduce or eliminate the use of chemicals is to use biological phosphorus removal. However, municipal wastewaters normally contain too low concentrations of easily biodegradable organic substances to make this process work satisfactory.

One way to increase the supply of easily biodegradable organic substances is to use sludge hydrolysis. Full-scale tests were performed at the Källby wastewater treatment plant in Lund, where two biological volumes were rebuilt for hydrolysis of the return sludge and two identical volumes were kept unchanged for comparison. The outcome of the first volume being rebuilt was a bio-P process resulting in a lower effluent phosphorus concentration compared to the volume not being rebuilt. The same difference could not be seen for the second rebuilt volume, which could not be explained. These two volumes were however less loaded, had a somewhat different physical form and only a few samples been taken. Later observations showed a difference, although smaller than for the first volume being rebuilt.

The results of the tests show that hydrolysis of the return sludge can be an alternative when biological phosphorus removal does not work because of too low concentrations of easily biodegradable organic substances. No operational problems occurred, the return sludge hydrolysis process "took care of itself" and no odour problems were observed.

Key words – wastewater treatment, biological phosphorus removal, sludge hydrolysis.

Sammanfattning

De i Sverige höga kraven vad gäller resthalt fosfor i renat avloppsvatten har medfört att användningen av fällningskemikalier för fosforreduktion är omfattande. Detta ger negativa miljöeffekter. Ett sätt att minska eller helt eliminera kemikalieanvändningen är att använda biologisk fosforavskiljning. Kommunala avloppsvatten i Sverige har emellertid normalt en alltför låg halt lättnedbrytbara organiska ämnen för att en sådan process skall fungera tillfredsställande.

Ett sätt att öka tillgången på lättnedbrytbara organiska ämnen är att använda slamhydrolys. Försök i full skala utfördes vid Källby avloppsreningsverk i Lund, där två linjer byggdes om för hydrolys av returslammet och två linjer behölls oförändrade som jämförelse. Analysresultaten från den linje som först byggdes om visar att bio-P processen fungerade och fosforavskiljningen var väsentligt bättre än i den linje som inte byggts om. Motsvarande skillnad kunde inte ses i den andra linjen som byggts om, där dock belastningen var väsentligt lägre, den fysiska utformningen något annorlunda och endast få provtagningar skedde. Senare provtagningar visade en skillnad, men denna var mindre än för den första linjen som byggdes om.

Försöksresultaten visar att hydrolys av returslam kan vara ett alternativ när biologisk fosforavskiljning inte fungerar på grund av för låg halt lättnedbrytbara organiska ämnen. Några driftsproblem förekom inte, hydrolysisprocessen »skötte sig själv» och luktproblem förekom inte.

Inledning

De i Sverige höga kraven vad gäller resthalt fosfor i renat avloppsvatten har medfört att användningen av fällningskemikalier för fosforreduktion är omfattande. Detta ger negativa effekter i form av miljöpåverkan vid tillverkning och transport av dessa kemikalier. Kost-

naderna för inköp av kemikalier är också betydande, liksom kostnaderna för behandling av de ökade slam-mängderna.

För att minska kostnaderna och den negativa miljöpåverkan i samband med användningen av fällningskemikalier har en strävan varit att utveckla system, där erforderlig mängd kemikalier kan minskas eller helt

avvaras. Exempel på detta är biologisk fosforreduktion i aktivslamanläggningar och rening av avloppsvatten i dammar eller våtmarker. Kravet på resthalt fosfor är dock normalt så högt ställt i Sverige att användningen av fällningskemikalier oftast inte helt kan undvikas. En minskning av doseringen av fällningskemikalier är därför i normalfallet målet med de alternativa systemen.

Om avloppsvattnet har en lämplig sammansättning är det normalt inga problem att få processer för biologisk fosfor- och kväveavskiljning att fungera. Det problem som vanligen förekommer och som begränsar möjligheterna att utnyttja processerna effektivt vid svenska kommunala reningsverk är brist på lättnedbrytbara organiska ämnen. Detta kan givetvis avhjälpas med dosering av en extern kolkälla. Nackdelarna med en extern kolkälla är uppenbara och speciellt vid biologisk fosforavskiljning är det tveksamt att ersätta en kemikalie, fällningskemikalien, med en annan, t.ex. metanol.

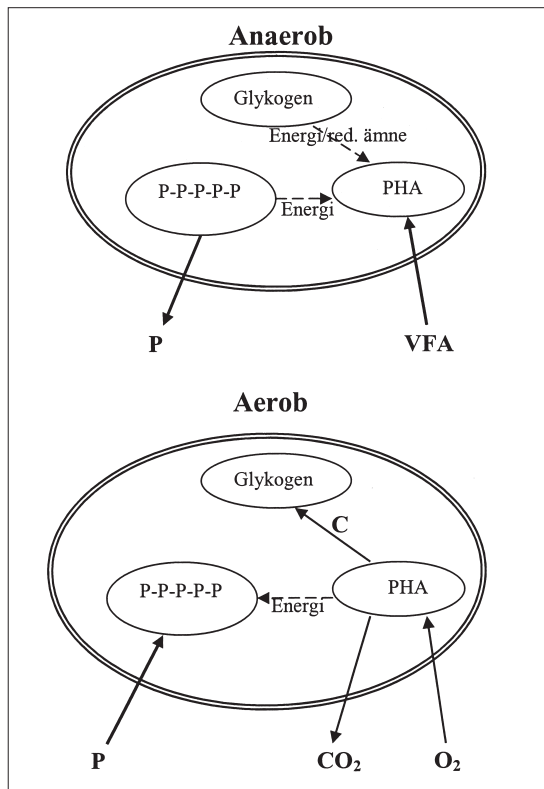
Om avloppsvattnets innehåll av lättnedbrytbara organiska ämnen är för lågt finns möjligheter att utnyttja det slam som bildas vid reningsverket för att producera sådana. Två typer av slam finns tillgängliga för intern produktion av lättnedbrytbara organiska ämnen: primärslam och biologiskt överskottsslam. Sker hydrolysen vid normal temperatur och i en kontinuerlig process är skötseln mycket enkel och driftskostnaderna låga. En tillgänglig volym erfordras dock.

Biologisk fosforavskiljning

En viss biologisk fosforavskiljning sker i alla biologiska processer som används för avloppsrening. Detta beror på att en tillväxt av bakterier sker när framför allt organiska ämnen bryts ner och denna tillväxt måste tas ut som överskottsslam. Eftersom fosfor behövs för tillväxten så kommer överskottsslammets innehåll av fosfor. Normalt är 1,5–2 % av bioslammets torrsubstans fosfor. Den fosforreduktion som erhålls på att fosfor binds i slamm vid tillväxten uppgår vid rening av »normala» kommunala avloppsvatten till ca 15–20 % och benämns normalt inte biologisk fosforreduktion, även om den givetvis är det.

Det fenomen som brukar betecknas som biologisk fosforreduktion orsakas av att en grupp bakterier, normalt kallade bio-P-bakterier, kan uppta och binda stora mängder fosfor i cellerna. Genom att skapa de rätta miljöförhållandena i en aktivslamanläggning kan man få dessa bakterier att tillväxa så att andelen blir hög i det aktiva slammets. Därmed kan också en större mängd fosfor än normalt tas ut med överskottsslammets.

För att bio-P-bakterierna skall tillväxa måste de passera en inledande anaerob volym. I denna upptar bakterierna snabbt lågmolekylära, lättnedbrytbara organiska ämnen, VFA (volatile fatty acids), och vinner därmed fördelar i konkurrensen om näringen framför andra, i



Figur 1. Schematisk figur över bio-P bakteriernas metabolism.

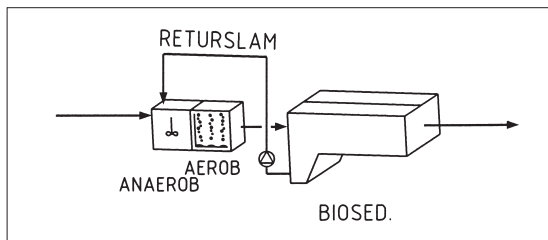
denna miljö mindre effektiva bakterier (Filipe et al. 2001 a). Denna upptagna VFA lagras i cellerna som polyhydroxyalkanoates (PHA) och bio-P-bakterierna använder upplagrade fosfatkedjor (polyfosfat) som energikälla och utvinnet energi genom att sönderdela kedjorna. Därmed frigörs fosfat och fosfathalten stiger i vattnet. Glykogen används som reducerande ämne vid lagringen av PHA, varför glykogen förbrukas under denna inledande anaeroba fas.

När slammets efter passagen av den anaeroba volymen kommer in i en aerob volym utnyttjar bio-P-bakterierna den PHA de tidigare lagrat för att erhålla energi (Mino et al. 1998). De »förbereder» sig också för nästa passaga av den anaeroba volymen genom att ta upp fosfat och lagra denna i form av energirika polyfosfatkedjor samt för att lagra glykogen. De kommer därvid att innehålla en stor andel fosfor och överskottsslam tas därför ut efter luftningen.

Processen illustreras schematiskt i figur 1.

Två faktorer är mycket viktiga för att den biologiska fosforavskiljningen skall fungera:

- I den inledande anaeroba miljön måste det finnas tillgång till lågmolekylära, lättnedbrytbara organiska ämnen. Praktiskt åtgår (totalt) ca 20 g COD per g avlägsnat P.



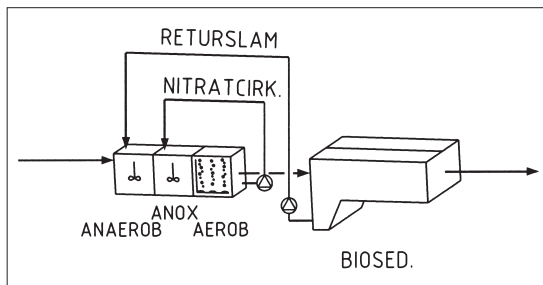
Figur 2. Den s.k. A/O-processen (A=anaerobic, O=oxic=aerob) för biologisk fosforavskiljning, där ingen nitrifikation förutsätts ske.

- Nitrathalten måste vara låg i den anaeroba volymen, eftersom nitrat kan störa den biologiska processen för fosforavskiljning.

Det biologiska överskottsslammet måste hanteras med en viss varsamhet. Långvarig lagring under anaeroba förhållanden kan resultera i att fosfat frigörs enligt det inledande steget i beskrivningen ovan. Om fosfor frigörs eller ej eller – snarare – hur stor andel fosfor som frigörs beror i hög grad på avloppsvattnets kvalitet. Också processutformningen är viktig liksom hur driften sker. Det finns t.ex. en viss risk för att fosfor frigörs om slammets uppehållstid i mellansedimenteringsbassängerna är alltför lång.

Det finns en rad faktorer som påverkar bio-P processen. Avloppsvattnets temperatur påverkar givetvis genom att reaktionshastigheten sänks, men temperaturen tycks inte missgynna bio-P bakterierna mer än andra bakterier (Brdjanovic et al. 1998). Processen har framgångsrikt använts vid vattentemperaturer ner till 4 à 5°C (Marklund och Morling 1994). En annan parameter av betydelse är vattnets pH-värde, vilket är speciellt viktigt eftersom bio-P bakterierna gynnas respektive missgynnas i förhållande till en annan bakteriegrupp beroende på pH-värdet. Bio-P bakterierna har förmåga att under anaeroba förhållanden ta upp och lagra lättnedbrytbara organiska ämnen, vilket ger konkurrensfördelar jämfört med andra organismer. En annan grupp av bakterier, så kallade glykogenackumulerande organismer, har emellertid samma förmåga. Dessa använder dock inte fosfor i sin energimetabolism och bidrar således inte till fosforavskiljningen. De glykogenackumulerande organismerna tar effektivare upp lättnedbrytbara organiska ämnen vid låga pH-värden än bio-P bakterierna (Filipe et al. 2001 b). För en bio-P process är det därför viktigt att pH-värdet inte är för lågt och värdet bör helst inte understiga 7.

En mängd system har utvecklats för biologisk fosforreduktion. Avgörande för vilket system som skall användas är vattnets kvalitet och – när metoden skall appliceras på ett existerande reningsverk – hur reningsverket är uppbyggt. Det enklaste systemet erhålls när graden av



Figur 3. Biologisk fosforavskiljning kombinerad med biologisk kväveavskiljning enligt den s.k. Bardenpho-processen (ibland också kallad A₂/O-processen).

nitrifikation kan förväntas vara låg. Skapandet av en lämpligt utformad anaerob volym före luftningsvolymen skall då vara tillräckligt för att erhålla en biologisk fosforreduktion om förhållandena i övrigt är gynnsamma. Ett sådant system visas i figur 2. Processen kallas ibland för A/O-processen (A = anaerobic, O = oxig = aerob).

Om biologisk fosforavskiljning kombineras med kväveavskiljning kan systemet utformas enligt figur 3. Processen kallas Bardenpho-processen eller ibland A₂/O-processen. Med denna utformning kan det finnas en risk att nitrat når den anaeroba volymen via slamrecirkulationen och att processen för fosforavskiljning därmed störs. Systemet kan då utformas så att den anaeroba volymen skyddas genom att slamrecirkulationen från sedimenteringen sker till den anoxiska volymen och slamrecirkulationen till den anaeroba volymen sker från slutet av den anoxiska volymen, där nitrathalten kan förväntas vara låg. Processen kallas för UTC-processen (University of Cape Town).

En mer omfattande litteraturgenomgång om biologisk fosforavskiljning har givits av Tykesson (2002).

Slamhydrolys

Vid biologisk rening omvandlas komplexa organiska föreningar till mer lättnedbrytbara föreningar. Denna så kallade hydrolysprocess sker i den biologiska processens alla delar under anaeroba, anoxa och aeroba förhållanden. Komplexa organiska föreningar omvandlas till enkla lösliga ämnen (hydrolys), vilka i sin tur överförs till flyktiga fettsyror mm (syrabildning). De bildade lättnedbrytbara organiska föreningarna används i de olika volymdelarna för biologisk fosforavskiljning, denitrifikation och för aerob nedbrytning. Hydrolysen är normalt den begränsande processen, vilket innebär att om avloppsvattnets innehåll av lättnedbrytbara föreningar är lågt blir produktionen av flyktiga fettsyror låg. Möjligheter finns då att utnyttja det överskottsslam som bildas

Tabell 1. Dimensionerande och aktuell belastning på Källby avloppsreningsverk, Lund.

	Dim. belastning	Aktuell belastning
Personer, pe	90 000	78 300
Organiskt material, kg BOD/d	4 900	4 900
Fosfor, kg P/d	280	190
Kväve, kg N/d	1 550	1 120
Torrväderstillrinning, m ³ /d		25 000–45 000

vid reningsverket för att producera lättnedbrytbara organiska föreningar och flyktiga fettsyror.

Två typer av slam finns tillgängliga för intern produktion av lättnedbrytbara organiska ämnen: primärslam och biologiskt överskottsslam. Ett primärslam innehåller en större andel organiska ämnen, vilka kan omvandlas till lättnedbrytbara ämnen. Slammet kan behandlas i en volym vid sidan om vattenströmmen eller i en tank i vattenströmmen. Ett exempel på det senare är den hydrolys av primärslam som sker i försedimenteringen vid Öresundsverket i Helsingborg (Christensson et al. 1998).

Ett bioslam innehåller en lägre andel organiska ämnen som kan omvandlas till lättnedbrytbara ämnen än ett primärslam. Tillgången på bioslam är emellertid stor. Totalt kan därför en lika stor eller större mängd lättnedbrytbara organiska ämnen produceras genom hydrolys av bioslam. Också hydrolysen av bioslam kan ske vid sidan av eller i den normala slam- eller vattenströmmen. Om hydrolysen sker vid sidan av den normala vattenströmmen är processen mindre känslig för höga flöden (Henze et al. 1997). Enklast är att produktionen sker i den normala slamströmmen genom att returslammet passerar en anaerob tank innan det leds vidare till biobassängen och blandas med vattenströmmen. Om så sker skulle till och med den anaeroba volymen i huvudströmmen kunna undvaras (Petersen 2002).

Tabell 2. Anläggningsdata för Källby avloppsreningsverk, Lund.

Anläggningsdel	Antal	Volym, m ³	Yta, m ²
Mekanisk rening			
Galler	2		
Sandfång	4	310	
Regnvädersbassänger	2	1 860	990
Försedimentering	12	3 720	1 920
Biologisk rening			
Biovolym	4	20 800	
Mellansedimentering	18	9 040	3 420
Kemisk rening			
Flockning	8	1 040	
Slutsedimentering	12	4 320	2 160
»Polering»			
Biodammar	6	122 500	

Källby avloppsreningsverk – försöksanläggning

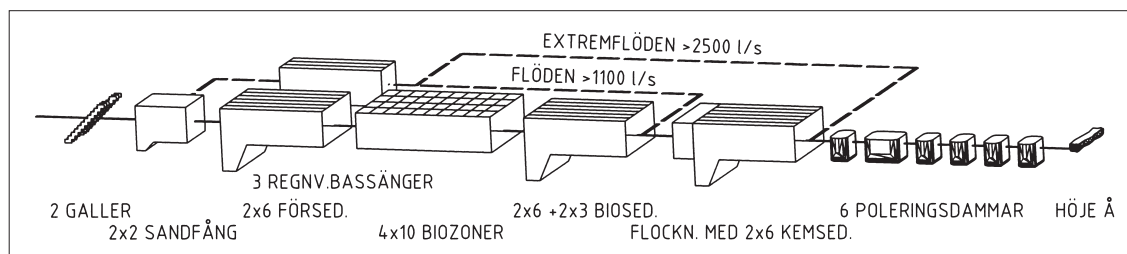
Källbyverket

Källbyverket i Lund har under åren genomgått flera om- och tillbyggnader. En av de mest omfattande färdigställdes 1997. Verkets biologiska bäddar byggdes då om till aktivslam och kompletterades med ytterligare biovolym för att klara ställda kvävekrav. Dimensionerande data och aktuell belastning framgår av tabell 1.

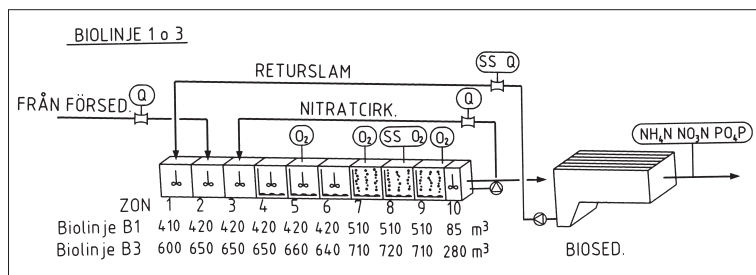
Efter om- och tillbyggnaden 1997 erhöll verket en utformning enligt figur 4. Data för reningsverket är sammanställda i tabell 2.

Anläggningsdelarna är uppdelade i 2 linjer för mekanisk behandling, 4 linjer för biologisk behandling, 2 linjer för kemisk behandling och 1 linje för efterbehandling i poleringsdammar.

Den biologiska kvävereduktionen sker genom födenitrifikation. Verkets biosteg utformades också med möjlighet till biologisk fosforreduktion. Vid ett sådant driftsätt tillförs avloppsvatten från försedimenteringen den första omrörda zonen i varje linje, medan returslam



Figur 4. Schematisk skiss över uppbyggnaden av Källby avloppsreningsverk.



Figur 5. Försökslinjernas utformning efter ombyggnad för slamhydrolys.

och recirkulerat nitrat leds förbi denna zon. Slamhalten i zonen hålls uppe genom återpumpning av slam från zon 3 alternativt 5, beroende på hur många luftade zoner som är i drift. (Se figur 5, där dock den ombyggda försökslinjen visas.) Detta driftsätt pågick endast en kort tid efter ombyggnaden 1997 beroende på att inget anaerobt tillstånd erhöles och därmed inget fosforsläpp. Mängden lätt nedbrytbart organiskt material i inkommande avloppsvatten var alltför lågt för att resthalterna av syre och nitrat skulle förbrukas.

Den kemiska behandlingen sker med järnklorid som fallningsmedel. Kemslammet återförs till inkommande avloppsvatten efter fingallren. Även uttaget biologiskt överskottslam återpumpas till samma plats. Det till slambehandlingen uttagna slammet från försedimenteringsbassängerna är således ett blandslam bestående av primär-, överskott- och kemsлам.

I slambehandlingen förtjockas det uttagna blandslammet i mekanisk förtjockare, rötas och avvattnas mekaniskt med centrifuger. Rejektan från den mekaniska förtjockningen och centrifugeringen leds till vattenbehandlingen efter fingallren.

Övervakning/instrumentering

I biolinjerna mäts avloppsvattenflöde, nitratslamflöde och returslamflöde samt luftmängd till luftade zoner. Den suspenderade substansen mäts kontinuerligt på två platser i varje biolinje: returslam och aktivt slam i zon 8 (figur 5). Från utgående avloppsvatten i respektive biosedimentering uttas vatten automatiskt en gång i timmen för analys av halterna ammoniumkväve, nitratkväve och fosfatfosfor.

Försöksanläggning

Den biologiska behandlingen vid Källbyverket sker i fyra biolinjer. Två av linjerna är ombyggda biobäddar med tillhörande sedimenteringsbassänger och två linjer finns i den 1997 tillbyggda anläggningsdelen. Till »biobäddslinjerna» pumpas ca 40 % avloppsvatten från försedimenteringen och till de två tillbyggda linjerna leds ca 60 % av vattnet med självfall.

Zonindelningen i samtliga linjer är utformade på samma sätt. Linjerna består av tre zoner som är enbart omrörda, tre zoner omrörda alt. luftade, tre zoner enbart luftade samt slutligen en omrörd mindre deoxidationszon. Detta framgår av figur 5.

I maj 2003 byggdes biolinje 1 om så att hydrolys av returslam kunde ske i biolinjens första zon. Biolinje 1 är en av de två ombyggda biobäddslinjerna. Returslammet från biosedimenteringen kunde redan tidigare tillföras zon 1, medan ledningarna för inkommande avloppsvatten från försedimenteringen och nitratreциrkulationen från zon 10 fick ändras så att de kunde ansluta till zon 2 respektive zon 3 (se figur 5). Efter ett antal provtagningsomgångar i biolinje 1 beslutades att motsvarande ombyggnad skulle utföras i biolinje 3, vilken är en av de två nybyggda linjerna. Det finns således två ombyggda linjer; biolinjerna 1 och 3, vilka har var sin kontrollinje med det gamla utförandet; biolinjerna 2 respektive 4.

Resultat

Resultaten från dygnsprovtagningar redovisas i tabell 3.

Mängden rejecktatten från blandslamförtjockare, mekanisk förtjockare och centrifug var under perioden ca 690 m³/d. Rejecktattvattnet återleds till inkommande vatten. Inblandningen av rejecktatten i huvudströmmen sker emellertid på ett sådant sätt att linjerna 1 och 2 (»biobäddslinjerna») får huvuddelen av rejektet. Detta framgår av halterna kväve, fosfor och COD i det försedimenterade vattnet. (Tabell 3)

Inkommande flöde var ca 13 000 m³/d till biolinjerna 1 och 2 och ca 17 000 m³/d till biolinjerna 3 och 4. Slamrecirkulationsflödet var ca 70 % och nitratreциrkulationsflödet drygt 200 % av inkommande flöde. Slamhalterna var ca 3 600 mg/l i biolinjerna 1 och 2 och 2 100 mg/l respektive 2 900 mg/l i biolinjerna 3 respektive 4. Knappt 75 % av slammet var organiskt.

Förutom ovanstående mättes också halterna COD i filtrerade prov i zonerna 1 och 2. Dessa var endast obetydligt högre än motsvarande värde efter biosedimenteringen, vilket visar att den lättnedbrytbara delen av COD snabbt använts av organismerna.

Belastningen på bioprocessen var låg, speciellt på linjerna 3 och 4. Slambelastningen var ca 0,1 kg COD/kg TSS · d. Med en låg belastning uppstår troligen anaeroba förhållanden i anox-zonerna beroende på att nitrater tidvis »tar slut». Detta kan vara förklaringen till de goda fosforavskiljningar som tidigare uppmätts i biosteget. Bioprocessen har också visats påverkas av kraftigt regn, där ledningssystemet spolats rent från avlagrat, delvis hydrolyserat slam. Effekten av ett sådant regn har ofta varat i flera veckor med förhöjd fosforavskiljning i bioprocessen som resultat.

Processen i linjerna 1 och 2 har en annan geometrisk utformning än i de nybyggda linjerna 3 och 4, även om de i princip är utformade på samma sätt. De är dessutom enligt ovan olika belastade beroende på belastningen av rejektivatten. En direkt jämförelse är därför svår att göra.

Biolinjerna 1 och 2 är identiskt utformade med undantag för de ändringar i flödesriktningar som gjorts i linje 1 för att erhålla hydrolys av returslammet. Följande kan noteras vid en jämförelse av resultaten från dessa två linjer:

- Ett tydligt fosfor-släpp kan ses i zon 1 i försökslinjen (linje 1). Endast returslam tillförs zonen, vilket innebär att organiska ämnen för VFA-produktion endast tas från det recirkulerade slammet. Eftersom bildat VFA snabbt tas upp av bio-P bakterierna vid fosfor-släppet uppmättes mycket låga halter VFA i zonen.
- I zon 2 i försökslinjen, till vilken det försedimenterade avloppsvattnet förs, sker ett ytterligare fosfor-släpp.

Ökningen av halten fosfat-fosfor är liten, men eftersom en kraftig utspädning med försedimenterat vatten skett visar analyserna att fosforsläppet är betydande också i denna zon.

- Också i kontrollinjen (linje 2) sker ett visst fosfor-släpp i zonerna 1 och 2. I denna linje leds det försedimenterade avloppsvattnet in i zon 1 tillsammans med recirkulerat slam och nitratrikt vatten. Fosforsläppet är dock väsentligt mycket lägre än i försökslinjen.
- Halten PO_4 -P och P_{of} efter biosedimenteringen är lägre i försökslinjen än i kontrollinjen, vilket visar att de gjorda förändringarna i processutformningen i försökslinjen har givit ett positivt resultat.

Under den period som redovisas i tabell 3 var fosforhalten ut från (försöks)linje 1 visserligen lägre än ut från (kontroll)linje 2, men betydligt bättre resultat har uppmätts. Detta framgår av figur 6, där halten fosfatfosfor ut från linjerna 1 och 2 mäta med den automatiska analysatorn visas för några dygn runt månadsskiftet april–maj 2004. Mycket låga fosfatfosforhalter uppmättes ut från försökslinjen, men skillnaden mellan linjerna 1 och 2 var ungefärligen densamma som den som visas i tabell 3.

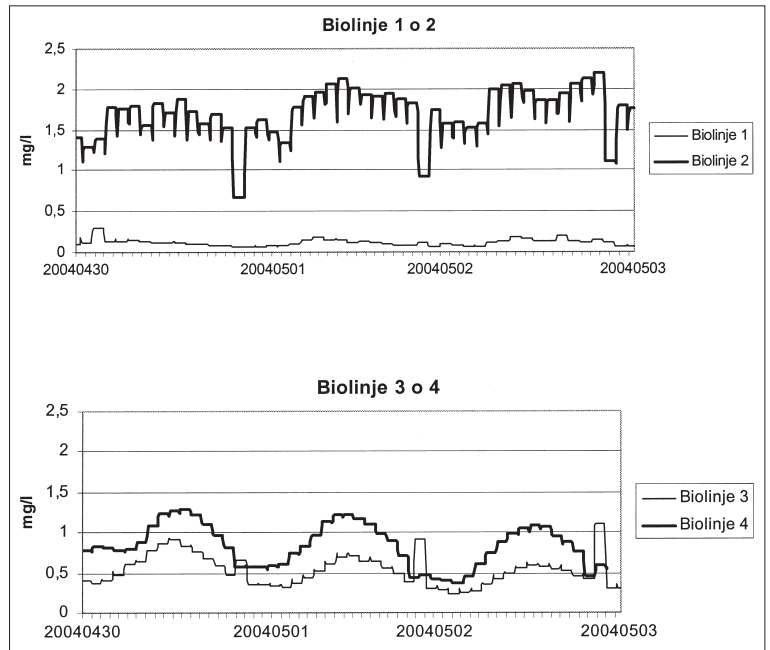
Om man antar att hela mängden bildat fosfatfosfor i slamhydrolysvolymer (zon 1) i försökslinjen (linje 1) skett med hjälp av vid hydrolysen bildat VFA och att också det med returslammet recirkulerade nitrater denitrifierats med bildat VFA erhålls en VFA-produktion på ca 0,01 g COD/(g COD · d). Den organiska slamhalten i zon 1 har här räknats om till COD. Detta är något lägre

Tabell 3. Analysresultat för linjerna 1 och 2 för perioden 030516–031118 (10 provdygn) samt för linjerna 3 och 4 för perioden 031125–040115 (4 provdygn). Halter i mg/l.

	Biolinje 1 Försökslinje	Biolinje 2 Kontrollinje	Biolinje 3 Försökslinje	Biolinje 4 Kontrollinje
COD _{of} försed.	300	300	232	232
COD _f försed.	140	130	132	132
COD _{of} biosed.	35	30	25	24
COD _f biosed.	30	25	27	25
P_{of} försed.	8,3	8,8	5,2	5,2
P_{of} biosed.	1,6	3,0	0,4	0,6
PO_4 -P försed.	4,2	4,4	2,4	2,4
PO_4 -P zon 1	13,2	7,4	0,74	2,6
PO_4 -P zon 2	14,4	7,9	3,6	1,1
PO_4 -P biosed.	1,1	2,5	0,3	0,5
N-tot försed.	47	45	35	35
N-tot biosed.	10,5	10,4	11	9
NO ₃ -N försed.	0,4	0,5	0,5	0,5
NO ₃ -N biosed.	8,8	9,3	9,8	7,5
VFA försed. ¹	11	11	11	11
VFA zon 1 ¹	5,8	4,0	5,7	3,0
VFA zon 2 ¹	3,4	1,2	3,5	1,2

¹ Medelvärde av fyra mätningar, där proven uttagits som stickprov och analysen skett på filtrerade prov. Analysen har skett enligt en metod beskriven av Jönsson L-E (1995).

Figur 6. Uppmätta halter totalfosfor med den automatiska analysatorn efter biosedimenteringarna i linjerna 1–4. Linjerna 1 och 3 var försökslinjer.



än det värde på 0,018 g COD/(g COD · d) som uppges av Petersen (2002).

Också biolinjerna 3 och 4 är identiskt utformade med undantag för de ändringar i flödesriktningar som gjorts i linje 3 för att erhålla hydrolys av returslammet. En direkt jämförelse för att se vilken effekt slamhydrolysen har på resultatet bör därför kunna göras. Försöksresultaten (tabell 3) visar emellertid ingen väsentlig skillnad mellan linjerna. Ett litet fosfor-släpp kan anas i zon 2 i försökslinjen (linje 3), där det försedimenterade vattnet leds in. I volymen för slamhydrolys (zon 1) skedde ingen ökning av fosfathalten. I kontrollinjen (linje 4) skedde en viss ökning av fosfathalten i zon 1, där det försedimenterade vattnet leds in. Ett fortsatt fosforsläpp kan naturligtvis ha skett i både linje 3 och 4 i de senare anox-zonerna, där fosfathalten inte mättes. Nitrathalten har troligen varit mycket låg i dessa zoner. Under en period i månadsskiftet april–maj 2004 var skillnaden mellan linjerna några tiondels mg/l till försökslinjens fördel (figur 6).

Trots att något klart fosforsläpp inte kunde ses i linjerna 3 och 4 är de halter fosfatfosfor och totalfosfor som uppmättes i utgående vatten från biosedimenteringarna lägre än motsvarande halter ut från biolinjerna 1 och 2. Någon förklaring till detta kan inte ses. Fosforhalten i det försedimenterade vattnet som belastar linjerna 3 och 4 var dock väsentligt lägre än motsvarande halt i vattnet in till linjerna 1 och 2. Biolinjerna 3 och 4 var också drygt 20% lägre belastade med kväve, vilket skulle kunna innebära att nitraten »tagit slut» i anox-zonerna och anaeroba förhållanden uppstått. Detta förklarar

dock inte varför inget fosforsläpp uppmättes i slamhydrolysen (zon 1). Försöken med linjerna 3 och 4 skedde under relativt kort tid, ca 1½ månad, och de presenterade resultaten är medelvärden av endast fyra provtagningar. Provtagningar under sommaren och början av hösten 2004 visade en något större skillnad, men den var fortfarande väsentligt mindre än mellan linjerna 1 och 2.

Slutsatser

Följande slutsatser kan dras av de resultat som erhållits under försöken:

- Ett system för hydrolys av returslam för att öka tillgången på VFA är mycket enkelt. Försöken visade att inga som helst driftsproblem eller andra problem, t.ex. med lukt, kunde hänföras till slamhydrolysen.
- Målet med systemet är att öka tillgången på VFA. Någon ökning av denna halt kunde inte ses, vare sig i volymen för slamhydrolys eller i efterföljande anaerob volym. Detta var emellertid väntat, eftersom bildat VFA snabbt tas upp av bio-P bakterier. (Alternativt, i system för enbart kväveavskiljning, förbrukas VFA vid denitrifikation om nitrat finns närvarande.)
- En klart positiv effekt av slamhydrolysen kunde ses i den försökslinje som byggdes om först. En tydlig effekt kunde ses i såväl volymen för slamhydrolys som i den första anaeroba volymen. Detta resulterade i en lägre fosforhalt ut från försökslinjen än från kontrollinjen.

- Belastningen på bioprocessen påverkar effekten av att införa ett system med hydrolys av returslammet. Också bioprocessens fysiska utformning påverkar. Hur denna påverkan skett och varför så olika resultat erhållits i de fysiskt olika utformade biolinjerna vid Källbyverket är inte klarlagt. Fortsatta mätningar kan förhoppningsvis ge svar på en del av de frågor som uppstått.
- Doseringen av fällningskemikalier i efterfällningen styrs av mätning av halten fosfor efter den biologiska reningen. En försiktig beräkning av den ekonomiska vinsten av en lägre kemikaliedosering och lägre mängd kemslam baserat på de resultat som uppnåddes under försöken visar att en besparing på ca 200 000 kr/år skulle kunna uppnås.

Som ett resultat av den positiva effekten av ombyggnaden av linje 1 har beslut fattats att linje 2 också skall byggas om för hydrolys av returslammet. Däremot avvaktar man innan beslut fattas om ombyggnad av linje 4 till dess en förklaring till den lilla skillnaden mellan den ombyggda linje 3 och den icke ombyggda linje 4 kan ges.

Det finns ett mycket klart samband mellan förhållandena i ledningssystemet och fosforavskiljningen i den biologiska reningsprocessen. Detta har kunnat observeras under flera år. Det är av största intresse att sambandet mellan ledningssystem och reningsprocess klarläggs.

Tack

Ett tack riktas till VA-Forsk, som bidragit med medel till projektet samt till Lunds kommun, som byggt om två av de fyra biolinjerna för att försöken skulle kunna genomföras och som svarat för provtagningar, mätningar och analyser.

- Brdjanovic, D., Logemann, S., van Loosdrecht, M. C. M., Hooijmans, C. M., Alaerts, G. J. & Heijnen, J. J. 1998 – Influence of temperature on biological phosphorus removal: process and molecular ecological studies. *Wat. Res.*, Vol. 32.
- Christensson, M., Lie, E., Jönsson, K., Johansson, P. & Welander, T. 1998 – Increasing substrate for polyphosphate accumulating bacteria in municipal wastewater through hydrolysis and fermentation of sludge in primary clarifiers. *Wat. Env. Res.*, Vol. 70.
- Filipe, C. D. M., Daigger, G. T. & Grady, C. P. L. Jr. 2001 a – Stoichiometry and kinetics of acetate uptake under anaerobic conditions by an enriched culture of phosphorus-accumulating organisms at different pHs. *Biotechn. and Bioeng.*, Vol. 76.
- Filipe, C. D. M., Daigger, G. T. & Grady, C. P. L. Jr. 2001 b – pH as a key factor in the competition between glycogen-accumulating and phosphorus-accumulating organisms. *Wat. Env. Res.*, Vol. 73.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. la C. & Arvin, E. 1997 – *Wastewater treatment; Biological and chemical processes* (2nd Ed.). Springer Verlag, Berlin.
- Jönsson, L-E. 1995 – Analysis of VFA – A simple titration procedure. *Vatten*, Vol. 51.
- Marklund, S. & Morling, S. 1994 – Biological phosphorus removal at temperatures from 3 to 10°C – a full-scale study of a sequence batch reactor unit. *Can. J. Civ. Eng.*, Vol. 21.
- Mino, T. & van Loosdrecht, M. C. M. 1998 – Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Wat. Res.*, Vol. 32.
- Petersen, G. 2002 – Biologisk slamhydrolyse af aktiv slam. *Spildevandsteknisk tidskrift*, Nr 4.
- Tykesson, E. 2002 – Combined biological- and chemical phosphorus removal in wastewater treatment. Avd. för VA-teknik, LTH. (Licentiatavhandling.)