

TEKNIK FÖR FÖRBÄTTRAD KVÄVERENING I SVERIGE – RESULTAT AV LANDSOMFATTANDE ENKÄTUNDERSÖKNING

Methods for improved nitrogen removal in Sweden – results from a questionnaire survey

av ALEKSANDRA NIKOLIĆ¹ och ANNA MARIA SUNDIN²

¹ Department of Land and Water Resources Engineering,
(Royal Institute of Technology) KTH, 100 44 Stockholm, Sweden
e-mail: nikolic@kth.se

² Käppalaförbundet, Box 3095, 181 03 Lidingö, Sweden
e-mail: annamaria.sundin@kappala.se



Abstract

Käppala wastewater treatment plant (WWTP) in Lidingö, Sweden, treats sewage from 520 000 pe in the north east part of Stockholm. The Käppala association has done an investigation in cooperation with KTH about different methods to improve nitrogen removal. The main techniques in focus were addition of external or internal organic carbon and separate treatment of supernatant from dewatering of sludge. In order to investigate Swedish full-scale experiences and tactics in improving nitrogen removal two questionnaires were sent to all municipalities in Sweden and were focussed on WWTPs that have requirements to remove nitrogen and have loadings over 15 000 pe. Results from the questionnaires showed that the majority of WWTPs (48 out of 66 that have a loading over 15 000 pe) remove nitrogen with traditional activated sludge processes. To improve their nitrogen removal processes 16 WWTPs have separate supernatant treatment, 25 add external carbon and 7 use internal carbon source from hydrolysis of sludge. Internal or external carbon is added for both treatment of wastewater and supernatant. The most common method to treat supernatant is in a Sequential Batch Reactor (SBR). Results also showed operating strategies and advantages and disadvantages of different methods for improved nitrogen removal. Furthermore, possible control strategies are presented as well as removal efficiency of chosen techniques.

Key words – Activated sludge process, hydrolysis, nitrogen removal, questionnaire survey, separate supernatant treatment

Sammanfattning

Käppalaverket på Lidingö renar avloppsvatten från 520 000 pe i nordöstra Stockholm. Under 2005 bedrev Käppalaförbundet tillsammans med KTH ett projekt rörande metoder för förbättrad kväveavskiljning. Huvudalternativ för metoder för förbättrad kväverening i projektet var slamhydrolys, dosering av extern kolkälla samt rejektivattenbehandling. En landsomfattande enkätundersökning genomfördes för att kartlägga utbredningen av dessa tekniker och sammanställa driftserfarenheter från fullskaleanläggningar. Resultatet från enkätundersökningen visade att majoriteten av reningsverken med kvävereningskrav och en belastning över 15 000 pe avskiljer kväve i en traditionell aktivslamprocess (48 av 66 reningsverk). För att höja avskiljningsgraden för kväve i anläggningen använder 16 reningsverk separat rejektivattenbehandling, 25 doserar extern kolkälla och 7 utnyttjar istället slamhydrolys för produktion av intern kokälla. Kolkällan kan doseras både i huvudprocessen samt i rejektivattenbehandlingssteget. Den vanligaste metoden för rejektivattenbehandling är SBR-teknik (Sequential Batch Reactor). Driftsstrategier och för- respektive nackdelar med de olika metoderna för förbättrad kväveavskiljning presenteras. Dessutom redovisas möjliga uppföljnings- och kontrollstrategier samt reningseffektivitet för de olika metoderna.

Bakgrund

Sverige har en lång tradition av fosforrening som infördes på svenska avloppsreningsverk redan på 70-talet. Kraven på kväverening kom först på 90-talet. För närvarande omfattar kvävereningskravet inte avloppsreningsverk i Norrland, utan endast reningsverk i södra Sverige från norska gränsen till och med Norrtälje kommun med en anslutning större än 10 000 pe. Enligt gällande krav inom EU och Sverige får totalkvävehalten i utgående vatten ej överstiga 10 mg N/l från reningsverk större än 100 000 pe. Reningsverk med en belastning mellan 10 000 och 100 000 pe skall klara 15 mg N/l, alternativt minst 70 % reduktion över reningsverket (som årsmedelvärde) (Naturvårdsverket, 1994; Commission of the European communities, 2004).

Den vanligaste tekniken för biologisk kväverening är aktivslamprocessen, där mikroorganismer omvandlar kvävet i inkommande vatten till kvävgas. Traditionellt sker kvävereningen i två steg, nitrifikation av ammonium till nitrat, följt av denitrifikation, där nitrat övergår till kvävgas. Vilket alternativ som lämpar sig bäst för förbättrad kväveavskiljning beror på vilken eller vilka faktorer som begränsar den befintliga kvävereningsprocessen. Är det denitrifikationen som begränsar och den i sin tur är begränsad av tillgången på kolkälla är dosering av extern kolkälla i form av tex etanol eller metanol eller slamhydrolys för produktion av intern kolkälla bra alternativ. Rejektivattenbehandling minskar internbelastningen på reningsverket och är intressant om man har begränsad volym för nitrifikation eller om nitratcirkulationen är begränsande i en fördenitrifikationsprocess.

Under 2005 har en förstudie om metoder för utökad kväverening genomförts av Käppalaförbundet på Lidingö i samarbete med KTH (Kungliga Tekniska högskolan). Projektet initierades med syftet att ge Käppalaverket en vetenskaplig genomgång av olika kostnadseffektiva åtgärder för att säkerställa att riktvärdet på 10 mg N/l för utgående totalkvävehalt upprätthålls med marginal. Syftet med förstudien var att ge en klarare bild av vad som begränsar dagens kväverening på Käppalaverket och utifrån detta bedöma driftskostnader samt för- respektive nackdelar med de olika processalternativen.

Förstudien omfattar tre huvudalternativ för metoder för förbättrad kväverening: hydrolys, dosering av extern kolkälla samt rejektivattenbehandling. Inom projektet genomfördes en enkätundersökning för att göra en landsomfattande kartläggning av dessa tekniker och sammanställa de erfarenheter som finns i fullskala.

Metoder

Två enkäter skickades till svenska kommuner för att få en bild av hur utbredningen av olika tekniker för utökad kväveavskiljning ser ut i Sverige i dagsläget.

Första enkäten skickades den 15 juni 2005 via Svenskt Vatten och vände sig till alla kommuner i Sverige. Enkäten bestod av sex korta frågor med syftet att kartlägga vilka reningsverk som har kvävereningskrav, en belastning över 15 000 p.e samt använde metoder för separat rejektivattenbehandling respektive tillsats av intern eller extern kolkälla.

Andra enkäten var en uppföljning som skickades till de kommuner som hade en belastning större än 15 000 pe och som svarat att de har separat rejektivattenbehandling eller tillsats av kolkälla. Enkäten bestod av 20 mer detaljerade frågor om utformning och uppföljning av processtegen för utökad kväverening, styrning, renings effektivitet, för- och nackdelar, mm. Telefonkontakt gjordes med driftpersonal vid de olika reningsverken för att följa upp enkätsvaren.

Resultat

Av de 160 kommuner som svarade på första enkäten har 66 kommuner krav på kväveavskiljning och en belastning över 15 000 pe. Figur 1 baseras på resultat från den första enkäten, kommuner som har krav på kväverening och belastning över 15 000 pe är markerade med grå färg, kommuner som inte har eget reningsverk utan renar avloppsvatten i andra avloppsreningsverk är streckade och kommuner som inte svarade på enkäten men har krav på kväverening är svartmarkerade. Figuren visar att de flesta av de kommuner som har krav på kväverening ligger i anslutning till hav och sjöar.

Reningsteknik

En majoritet (48 av 66 som svarade) av reningsverken har en konventionell aktivslamprocess med för- eller efterdenitrifikation. I tabell 1 redovisas de kommuner som använder speciella varianter av aktivslamprocessen eller en kombination av aktivslamprocessen och andra tekniker.

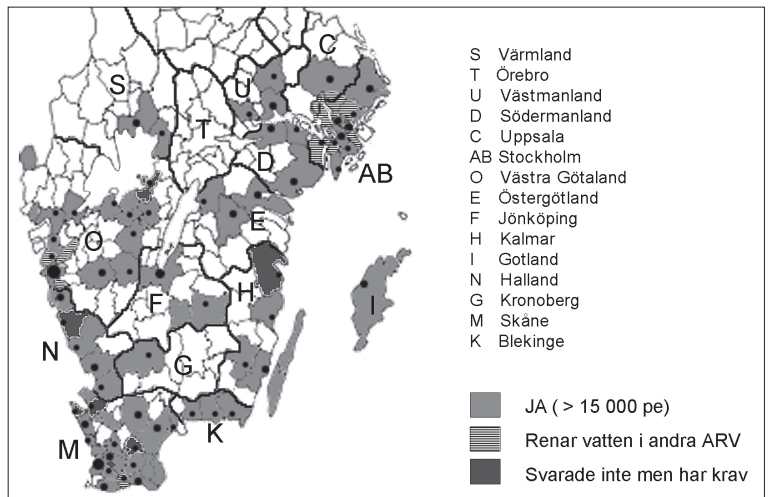
Metoder för utökad N-rening

Uppföljningsenkäten om utökad kväverening skickades till 39 kommuner, varav 29 svarade. Detta avsnitt baseras på resultat från dessa svar.

Rejektivattenbehandling

Rejektivatten från slamavvattningen renas vanligen tillsammans med inkommande avloppsvatten och bidrar till en ökad internbelastning av kväve på biosteget. Internbelastningen kan minskas genom att rena rejektivattnet med avseende på kväve med biologiska eller fysikalisk-kemiska metoder.

Figur 1. Krav på kväverening i Sydsve-
rige med markerade län.



16 av 66 kommuner som svarat på enkäten har separat rektvattenbehandling: Norrköping, Motala, Halmstad, Gotland, Falköping, Eslöv, Linköping, Falkenberg, Arvika, Växjö, Lerum, Åstorp, Ljungby, Karlstad, Ystad och Malmö (Sjölunda reningsverk). Från enkätsvaren framgår att Arvika endast har kväverenkätskrav på rektvatten från slamavvattningen, och Växjö och Lerum har rektvattenbehandling utan att ha krav på kväveavskiljning.

Kvävebelastningen som kommer med rektvatten varierar mellan 10 till 37 % av den totala kvävebelastningen på reningsverken. Många av kommunerna med rektvattenbehandling började med detta i början av 2000-talet, utom Åstorp som började redan 1996 på

grund av ökade kväverenkätskrav och Linköping som började med rektvattenbehandling 1991.

En majoritet av reningsverken som använder separat rektvattenbehandling använder SBR med för- eller efterdenitrifikation som reningsteknik. Antalet cykler varierar mellan en till sex cykler per dygn. Andra exempel på utformningar av rektvattenbehandlingen är ammoniakavdrivning i Eslöv, aktivslamteknik i Ystad och Karlstad samt nitrifiering av rektvatten i biobädd och efterföljande denitrifiering i en SBR-anläggning i Smedjeholm i Falkenberg (drevs fram till 1999). SYVAB undersöker deammonifikation i pilotskala. Processen är relativt nyutvecklad och sker i två steg: första steget med partiell nitritation där ammonium oxideras till nitrit,

Tabell 1. Olika reningstekniker i Sverige idag. (Nikolić och Hultman, 2006.)

Kommun	Reningsteknik
Kungsbacka	Quattro-Denipho
Landskrona	Bio-Denipho
Borås	Bio-Denitro + biobädd
Norrköping	aktivslamprocess i en OCO-anläggning ¹
Nynäshamn	satsvis Biologisk Reaktor (SBR)
Syvvab	aktivt slam + fluidiserad bädd
Sjöbo	infiltration
Hässleholm	våtmark
Eskilstuna, Vetlanda	konventionell aktivslamprocess i kombination med våtmark
Lysekil	musselodlingar
Nyköping, Strängnäs, Österåker, Vänersborg	Moving Bed™ Biological Reactor (MBBR) biofilmsteknologi, Kaldnesbäare
Gotland, Malmö	nitrifikation i biobädd eller aktivslam, efterdenitrifikation i MBBR
Göteborg (Gryaab)	nitrifikation i biobädd, fördenitrifikation i aktivslam

¹ OCO-anläggning: sedimenteringsbassänger ligger i mitten och aktivslamprocessen med för- eller efterdenitrifikation cirkulerar runt.

och andra steget med Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation) med oxidation av ammonium med nitrit till kvävgas.

Erfarenheter från fullskala visar att kolkälla behöver tillsättas till rektvattenbehandlingen för att erhålla en effektiv denitrifikation. Alla reningsverk tillsätter kolkälla i sina SBR-processer för rektvattenbehandling utom Ljungby och Lerum. Kväveavskiljningsgraden varierar mellan 40 och 90 %.

För kontroll av processen utförs analys av $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, Kjeldahlkväve, P, BOD_7 , COD-C_r , alkalinitet, SS-halt på inkommande och/eller utgående rektvatten samt slamhalt och glödrest i slammet. Dessutom används on-linemätning av syre, pH, redoxpotential, MLSS, temperatur och nivå.

Några reningsverk har automatisk styrning av SBR-processen med on-linemätning av slamhalt, pH, tider, nivå i bassängen och/eller syrehalt. Till exempel används automatisk styrning av luftningsfasens längd med hjälp av pH-givare, där luftningen avbryts vid ett valt pH-värde. Tidsstyrning av sekvenserna, t.ex. denitrifikationsfasens längd, kan fungera otillfredsställande eftersom kvävebelastningen varierar kraftigt.

En stor fördel med separat rektvattenbehandling är att processen upplevs vara stabil och effektiv, detta tack vare rektvattnets varma och konstanta temperatur. En annan fördel är att processen är anpassningsbar till aktuell belastning och till alternativa driftsätt. SBR-tekniken kräver ingen avancerad utrustning, en behandlingsbassäng och en utjämningsbassäng. För några har den största fördelen varit att de kunnat använda befintliga anläggningsvolymmer.

De nackdelar med separat rektvattenbehandling som framkommit i enkätsvaren är att processen kräver extra övervakning och anpassning av driftcyklerna för att undvika överbelastning och hämning av processen vid för låga pH-värden. Ett problem som observerats av några är en störande hög hydraulisk belastning på huvudprocessen när SBR är inne i tömningsfasen.

Extern kolkälla

Energikällan som behövs för denitrifikation av nitrat till kvävgas kommer från organiskt material. Det finns olika kolkällor som kan användas för denitrifikation, t.ex. metanol, etanol, glykol eller olika restprodukter från industrier (t.ex. bryggerier, livsmedelsindustrier, raffinaderier, etc.). Kolets tillgänglighet för denitrifikationsbakterier varierar mellan olika kolkällor. Kolkällor med hög andel lättillgängligt kol ökar denitrifikationshastigheten. Dessutom kan denitrifikationshastigheten variera beroende på var i processen kolkällan tillsätts.

Ett flertal verk använder extern kolkälla för att förbättra kvävereduktionen. 25 av 66 kommuner tillsätter

extern kolkälla: Norrköping, Motala, Skövde, Gotland, Falköping, Trelleborg, Jönköping, Vänersborg, Landskrona, Oskarshamn, Syvab, Ulricehamn, Linköping, Klippan, Gryaab, Strängnäs, Ljungby, Halmstad, Malmö (Sjölunda och Klagshamns reningsverk), Växjö, Österåker (Roslagsvatten), Västerås, Laholm (Hedhusets reningsverk), Stockholm Vatten (Bromma reningsverk) och Ystad.

Många reningsverk som svarat på enkäten doserar kolkällan i aktivslamsteget för avloppsvattenrening eller i SBR-anläggningen för rektvattenrening. Vanligast är att dosera kolkällan i anoxzonen i aktivslamprocessen. Gotland tillsätter både metanol i SBR-reaktorn för rektvattenbehandling och i efterdenitrifikationssteget i huvudprocesslinjen, och Linköping tillsätter etanol till efterdenitrifikationen och purifin i SBR-anläggningen. Växjö använder melass och Falköping använder etanol till sina SBR-er för rektvattenbehandling.

En majoritet av reningsverken använder metanol eller etanol som kolkälla. Metanol används mest eftersom den ger en förhållandevis hög denitrifikationshastighet till en låg driftkostnad. Etanol har ett högre COD-innehåll (2,1 g COD/g etanol) jämfört med metanol (1,5 g COD/g metanol) och glykol (1,7 g COD/g glykol). Denitrifikationshastigheten är tre gånger högre för etanol jämfört med metanol. Detta betyder att det behövs en tredjedel så stor anoxisk volym om etanol används som kolkälla. Dessutom är tillväxningsperioden för bakterierna kortare då etanol används än för metanol. Andra exempel på substrat som används som kolkälla är mosstanol, purifin (för förklaring, se tabell 2), potatisstärkelse, slasketanol, avsningsglykol och sirap.

Mängden kolkälla som krävs för denitrifikation kan presenteras som kvoten $\text{COD}/\text{N}_{\text{tot}}$. Teoretiskt krävs 2,86 g COD för att avlägsna 1 g nitratkväve som kvävgas (N_2) och med hänsyn till cellsyntes c:a 4 g COD. I tabell 2 redovisas erfarenheter från fullskala, dvs. tillsats av olika kolkällor vid denitrifikation av avloppsvatten och rektvatten. Det framgår att kväveavskiljningen är mer effektiv i rektvattenbehandlingen än i huvudprocessen, dvs. att det åtgår mindre mängd kolkälla för att avskilja samma mängd kväve.

Styrning av kolkälledosering: Många använder styrning eller överstyrning av kolkälledosering med on-linemätning av nitrat i slutet av anoxiska zonen som *feedback*, och ammonium och nitrat före denitrifikation som *feedforward*. Ett verk kommer att mäta konduktiviteten i SBR-reaktorn för styrning av kolkälledosering. Med TOC-mätningar efter denitrifikationssteget kan överdosering av kolkälla förhindras.

En majoritet som använder SBR för rektvattenbehandling har *tidsstyrd* dosering av kolkällan. Denitrifikationsfasens längd kan i sin tur styras av on-linemätning av nitrat. Ett reningsverk med fördenitrifikation för av-

Tabell 2. *Sammanställning av uppmätt kolförbrukning vid denitrifikation.* (Nikolić och Hultman, 2006.)

Var?	tillsatt COD/mg N _{red}
Fördenitrifikation för avloppsvattenrening i huvudprocess	5–5,5 mg COD som etanol 4,5 mg COD som stärkelse av potatisrest 35 kg sirap
Efterdenitrifikation för avloppsvattenrening i huvudprocess	4,5 mg COD som metanol (fluidiserad b.) 5 mg COD som metanol (Kaldnes) 5,2–6,1 mg COD som mosstanol ¹
SBR för rejektvattenrening	1,9 mg melass ² 2,4–6 mg COD som metanol 1,05 mg COD som Purifin ³

¹ Mosstanol är en organisk blandning mellan etanol och isopropanol. Kan ha ett totalt alkoholinhåll mellan 60 och 99 %.

² Melass är en tjock sirapsartad substans som fås från saften av sockerrör eller sockerbetor som en bioprodukt vid tillverkningen av socker. Melass är en restprodukt från raffinering.

³ Purifin -Reppos 40T är en produkt där potatisstärkelse (potatismjöl) spjälkats till kortare sockerkedjor, i genomsnitt 2,1 glukosenheter per kedja.

loppsvattenrening doserar kolkälla tex 12 timmar med hög dos följt av tolv timmar med lägre dos och överstyr via on-linemätning av nitrat efter denitrifikation.

Andra typen av styrning är *flödesstyrd* dosering av kolkälla. Exempel på styrstrategier är att dosera 20–30 g etanol/m³, eller kontinuerlig tillsats av 20 ml etanol/m³ under dagen och 3 ml/m³ under natten.

Dessutom styr några reningsverk kolkälledoseringen i huvudprocessen för avloppsvattenrening *manuellt* efter utförda analyser av tex nitrat (tex 70 ml etanol för fördenitrifikation/minut). Om belastningen in till SBR-reaktorn är förhållandevis jämn kan kolkälledoseringen styras manuellt efter inställda tidskretsvillkor (dvs ingen datorstyrning). Inställningar sker då i förhållande till dynamiken i reaktorn samt i förhållande till utförda stickprovsanalyser.

Utnyttjande av intern kolkälla för förbättrad kväveavskiljning

Denitrifikationsbakterierna behöver kolkälla för att kunna denitrifiera nitrat till kvävgas. Denna kolkälla måste vara lättillgänglig, i form av korta fettsyror, etanol, metanol eller dylikt. Genom slamhydrolys ökar andelen lättillgänglig kolkälla vilket stabiliserar processen. Hydrolys är en biologisk process där större molekyler bryts ner till mindre, mer lättnedbrytbara ämnen. Organiskt material i inkommande, ej försedimenterat vatten, kan även det användas som kolkälla i denitrifikationsprocessen. Nackdelen med detta är att luftförbrukningen ökar i biosteget, vilket ger ökade energikostnader. I fallet då slammet stabiliserar i en anaerob rötchammare medför

avsaknaden av primärslam från försedimenteringen även minskad gasproduktion.

7 av 66 kommuner som svarat på enkäten och har kväveringskrav använder hydrolys för att stabilisera processen. Dessa är: Kungsbacka, Landskrona, Nyköping, Helsingborg, Arvika, Borås, och Kalmar. Därutöver redovisas erfarenheter från Gävle och Surahammar som utnyttjar hydrolys för att förbättra bio-P-processen, men inte har krav på kvävering. På Ryaverket i Göteborg pågår fullskaleförsök med hydrolys med syftet att minska behovet av extern kolkälla. Två kommuner utnyttjar inkommande, ej försedimenterat vatten som kolkälla.

Primärslamhydrolys

Primärslamhydrolysen kan drivas på en rad olika driftsätt och varianterna är många. Några av huvudprinciperna som används vid reningsverken i denna kartläggning är följande:

- Hydrolys i förtjockarfickan i försedimenteringen. Producerad kolkälla görs tillgänglig genom att primärslammet lyfts ur fickan och tvättas ur i kontakt med inkommande vatten till försedimenteringen (intern rundpumpning)
- Pumpning av delström av primärslammet tillbaka till början av reningsverket
- Ökning av slammängden i en del av försedimenteringsbassängerna; den ökade uppehållstiden ger en extra hydrolys av primärslammet
- Utnyttjande av dekantatet från befintliga primärslamförtjockare som kolkälla
- Primärslamhydrolys i separat hydrolyssteg

Metod 1. Hydrolys i förtjockarfickan i försedimenteringen

Driftmässigt fungerar hydrolysen genom att slam pumpas upp från förtjockarfickan där det har hydrolyserats. I kontakt med inkommande vatten tvättas fettsyror ur slammet och kan komma biosteget till godo, se figur 2.

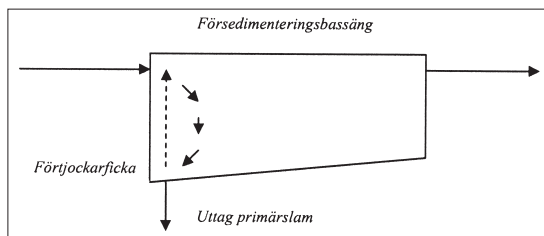
Rundpumpningsflödet varierar på de olika reningsverken och ligger mellan 5–20 % av inkommande flöde. TS för primärslammet som pumpas ut från försedimenteringen varierar beroende på vilken nivå i fickan pumpen tar, tar den djupare ner i fickan blir TS på primärslammet lägre än om den tar högre upp i fickan. Flera av reningsverken med hydrolys i försedimenteringen har en efterföljande primärslamförtjockning vilket innebär att TS på primärslammet som pumpas ut från försedimenteringen inte behöver vara styrande i hydrolysdriften.

En av anläggningarna har på försök även pumpat in överskottsslam i försedimenteringen med slamhydrolys eftersom laboratorieförsök visat att även bioslam ger ett tillskott av kolkälla vid hydrolys (Nivert, 2005). En av anläggningarna med primärslamhydrolys har avfallskvarnar i upptagningsområdet vilket ökar den organiska belastningen på verket och kanske även effekten av hydrolysen.

Eftersom mängden primärslam i försedimenteringen ökar vid primärslamhydrolys jämfört med normaldrift utan hydrolys ökar risken för slamflykt till efterföljande biosteg vid höga flöden. Detta leder till en ökad belastning på biosteget, och hydrolysbakterierna sköljs ur systemet tillfälligt, med försämrad hydrolys som effekt.

Metod 2. Pumpning av en delström av primärslammet tillbaka till steg före försedimentering

Flera anläggningar pumpar tillbaka en delström av primärslamflödet tillbaka till före försedimenteringen för att på så sätt få en ursköljning av hydrolyspanprodukterna som kan komma biosteget till godo i slutändan. En av anläggningarna har två försedimenteringar i serie, där den första används för primärslamhydrolys, se figur 3. Primärslam pumpas från förtjockarfickan och släpps



Figur 2. Principskiss över primärslamhydrolys i befintlig försedimentering med intern rundpumpning. (Borglund, 2006.)

före det icke luftade sandfånget. Denna rundpumpning motsvarar drygt 10 % av inkommande flöde.

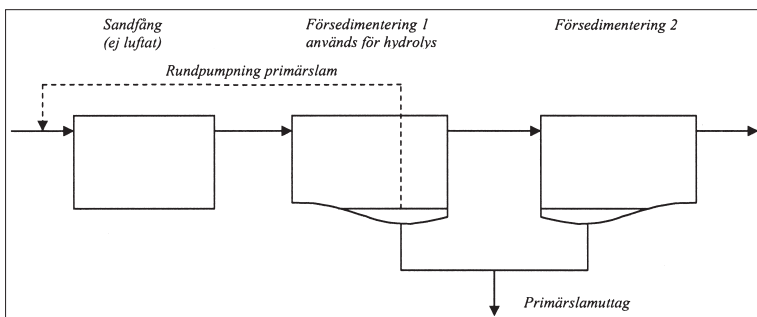
I en annan anläggning tas primärslammet ut ur försedimenteringen varefter det finns tre alternativa driftsätt:

1. Primärslam pumpas direkt till rötning,
2. Primärslam till rötning via förtjockning,
3. Primärslammet pumpas till inloppskanalen före försedimenteringen för att sedan gå tillbaka in till försedimenteringen.

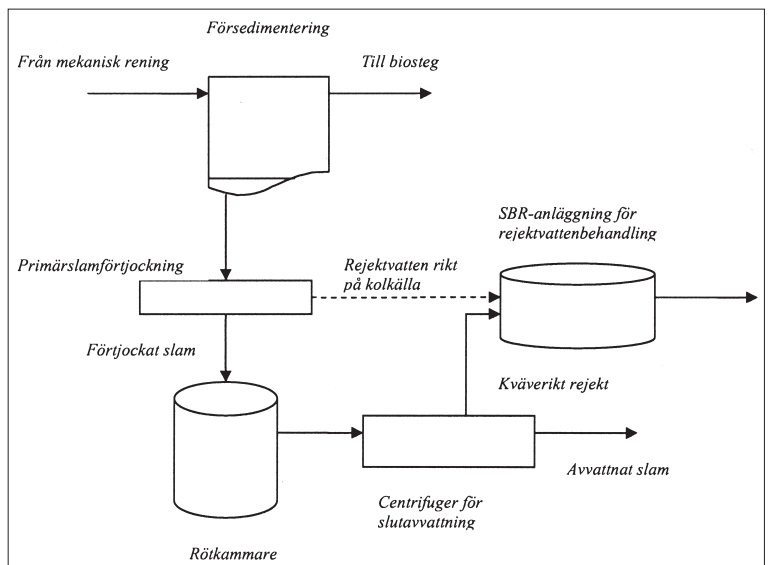
Rundpumpningsflödet är alltså lägre än primärslamflödet, vilket är lågt jämfört med andra som driver primärslamhydrolys. Primärslampumpningen styrs av tid och TS, den startar efter en viss tid varefter slam tas ut till röttkammaren tills TS-halten understiger ett visst börvärde då slammet istället pumpas till inloppskanalen under den resterande tiden av cykeln.

Metod 3. Utnyttjande av dekantatet från befintliga primärslamförtjockare som kolkälla

För att minska den hydrauliska belastningen på röttkammaren och därmed öka uppehållstiden och minska energibehovet för uppvärmning är det vanligt att ha en separat primärslamförtjockning innan rötning. Rejektvattnet från dessa förtjockare kan användas som kolkälla i denitrifikationsprocessen om det pumpas till anoxozonen,



Figur 3. Principskiss över primärslamhydrolys där delström av slammet pumpas tillbaka till föregående reningssteg. (Borglund, 2006.)



Figur 4. Principskiss över utnyttjande av rejektivatten från förtjockare. (Borglund, 2006.)

eller till SBR-anläggningen i fallet med separat rejektivattenbehandling. På en anläggning har man uppnått 75–80 % N-reduktion i en SBR-anläggning där rejektivatten från en siltrumma används som kolkälla, se principskiss i figur 4. COD-halten i detta rejekt uppgår till c:a 1 500 mg/l, att jämföra med COD-halten i inkommande vatten till verket som är 400 mg/l.

En nackdel med att använda rejektivatten som kolkälla är att det innebär en extra belastning på bioprocessen under de perioder då slamhalten ökar i rejektet vid en sämre fungerande förtjockning.

Metod 4. Primärslamhydrolys i separat hydrolyssteg

Två anläggningar har redovisat erfarenheter av slamhydrolys i en separat hydrolystank. I det ena fallet har man konstruerat en separat hydrolystank med en hydraulisk uppehållstid på c:a ett dygn, COD-innehållet i hydrolysatet har legat på c:a 1000 mg/l vid de enstaka provtagningar som genomförts. »Hydrolysvattnet» rinner över genom ett litet hål in till försedimenteringen. I det andra fallet har man avsatt två av fyra försedimenteringsbassänger för hydrolys, där slammet hölls kvar i 2–3 dygn innan vattenfasen doserades till biosteget och slammet pumpades ut till slambehandlingen. Här är det viktigt att bara dosera vattenfasen, eftersom slammet innebär en extra belastning för biologin. Fördelen då rejektivatten från en separat hydrolystank används, jämfört med ovanstående driftsalternativ i metod 1–3, är att denna tillsats av kolkälla kan vara behovsstyrd, dvs att hydrolyssteg används under de perioder då denitrifikationen är kolbegränsad. På en anläggning där denna princip till-

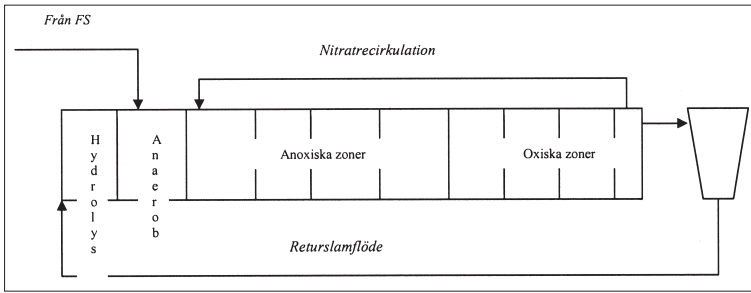
ämpats har man märkt att bakterierna har lättare att vänja sig vid kolkällan i hydrolysat än extern kolkälla, vilket är en fördel då man kör intermittent.

Vanliga metoder för uppföljning av hydrolysisprocessen är analys av COD, VFA, TS och utgående nitrat från reningsverket.

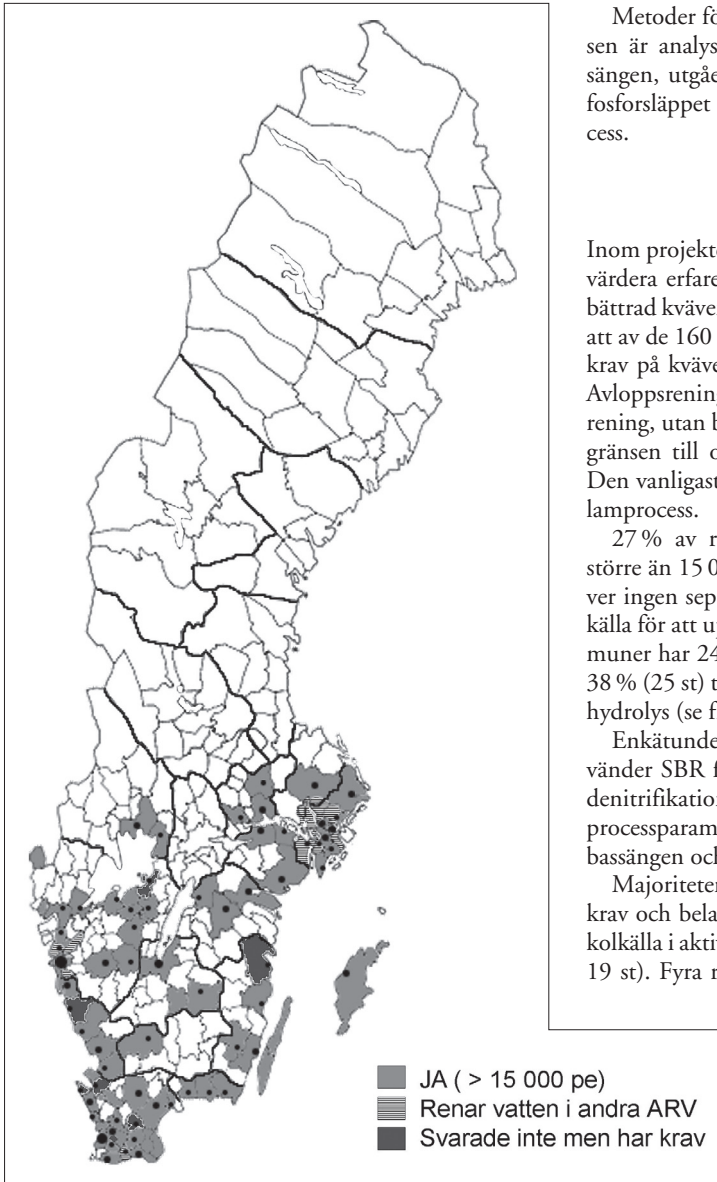
Genom primärslamhydrolys ökar andelen lättillgänglig kolkälla för denitrifikation. På en anläggning har man sett en markant ökning av VFA-halten in till biosteget; den har ökat från c:a 20 till 40–70 mg/l. Däremot kan man inte se skillnad på löst COD vid jämförelse av linjer som drivs med och utan hydrolys, vilket antas bero på att det är de lösta fraktionerna av COD som omvandlas till VFA.

Returslamhydrolys

Returslamhydrolys är ovanligare än primärslamhydrolys i Sverige. I denna kartläggning hade två av elva anläggningar returslamhydrolys, resterande hade primärslamhydrolys. De anläggningar som redovisat att de har returslamhydrolys i denna enkät har biologisk fosforering (bio-P), vilket innebär att biosteget kompletteras med en anaerobzon. Returslamhydrolysen drivs ofta i ett separat hydrolyssteg före anaerobzonen (se figur 5) men i Danmark är det vanligt att låta anaerobzonen i bio-P-processen fungera som ett kombinerat hydrolyssteg och anaerobsteg (Vollertsen et al., 2005). I denna kartläggning var uppehållstiden i anaerobzonen i den ena anläggningen 2 h (Särner et al., 2004) och i den andra mellan 4–16 h, beroende på driftssätt. Slamhalten var hög i hydrolyssteg, c:a 8–10 g/l.



Figur 5. Principskiss över returslamhydrolysis på anläggning med biologisk fosfor- och kväverening. (Borglund, 2006.)



Figur 6. Kväverening i Sverige idag. (Nikolic och Hultman, 2006.)

Metoder för uppföljning av returslamhydrolysisprocessen är analys av $\text{NH}_4\text{-N}$ in och ut från hydrolysisbassängen, utgående nitrat och fosfat från biosteget, samt fosforsläppet i anaerobzonen då man har en bio-P-process.

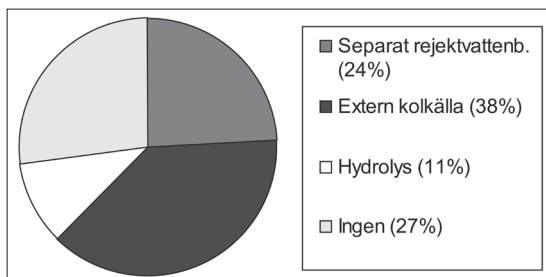
Slutsatser & Diskussion

Inom projektet gjordes en enkätundersökning för att utvärdera erfarenheter av olika tekniska metoder för förbättrad kväverening som finns i fullskala. Resultatet visar att av de 160 kommuner som svarade på enkäten har 66 krav på kväverening och en belastning över 15 000 pe. Avloppsreningsverk i Norrland har inga krav på kväverening, utan bara reningsverk i södra Sverige från norska gränsen till och med Norrtälje kommun (se figur 6). Den vanligaste reningsmetoden är konventionell aktivslamprocess.

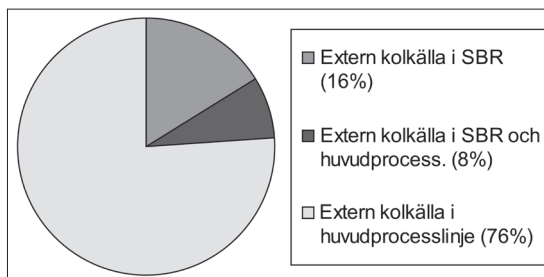
27 % av reningsverken (18 st) med en belastning större än 15 000 pe och med krav på kväverening behöver ingen separat rektvattenrening eller tillsats av kolkälla för att uppfylla kraven på kväverening. Av 66 kommuner har 24 % (16 st) separat rektvattenbehandling, 38 % (25 st) tillsätter extern kolkälla, och 11 % (7 st) har hydrolysis (se figur 7).

Enkätundersökningen visade att en majoritet använder SBR för rektvattenrening med för- eller efterdenitrifikation. SBR styrs med on-linemätningar av processparametrar så som pH, syrehalt, tider, nivå i bassängen och redoxpotential.

Majoriteten av kommunerna som har kvävereningsskrav och belastning större än 15 000 pe tillsätter extern kolkälla i aktivslamsteget för avloppsvattenrening (76 %, 19 st). Fyra reningsverk tillsätter extern kolkälla i SBR



Figur 7. Sammanställning av metoder för förbättrad kväverening i Sverige.



Figur 8. Dosering av extern kolkälla i Sverige.

för rektvattenbehandling, och två kommuner tillsätter kolkälla för både rektvattenbehandling och avloppsvattenrening (se figur 8). Det åtgår mindre mängd kolkälla för denitrifikation av ett gram nitratkväve i separat rektvattenbehandling, jämfört med då kolkällan tillsätts i aktivslamsteget.

Enkätundersökningen visade att det finns ett antal olika driftsätt för att via primärslamhydrolys förbättra kvävereningen. Gemensamt för alla lösningarna är att det är förhållandevis enkla driftslösningar, men uppföljningen av vad hydrolysen ger i tillskott av kolkälla är ibland bristande. Dekantatet från primärslamförtjockare kan användas som kolkälla i anoxzonen i biosteget eller i separat rektvattenbehandling. Fördelarna med hydrolys är förbättrad denitrifikation och biologisk fosforering, att det är billigare än extern kolkälla och att processlösningen inte kräver några extra tillstånd från myndigheter. Nackdelarna är att processen innebär en minskad gasproduktion, kan vara svår att styra och är känslig för höga flöden om primärslammängden ökar i försedimenteringsbassängen jämfört med normaldrift. Används en separat hydrolystank finns möjligheten att ha en behovsstyrd hydrolys, som används då denitrifikationen är begränsad av mängden tillgänglig kolkälla.

Organiskt material i inkommande, ej försedimenterat vatten, kan även det användas som kolkälla i denitrifikationsprocessen. Nackdelen med detta är att luftförbrukningen ökar i biosteget, vilket ger ökade energikostnader. I fallet då slammet stabiliseras i en anaerob röt-kammare medför avsaknaden av primärslam från försedimenteringen även minskad gasproduktion.

Framtida krav på kvävereduktion

Enligt gällande EU-krav ska kväverening finnas vid samtliga avloppsreningsverk i känsliga områden med en anslutning av 10 000 pe och uppåt, och biologisk rening vid samtliga avloppsreningsverk med en anslutning mellan 2 000 och 10 000 pe. Under 1994 klassades alla Sveriges vatten som känsliga områden för fosfor medan bara områden från norska gränsen till och med Norrtälje

klassades som känsliga för kväve (Commission of the European communities, 2004; Naturvårdsverket, 2006). Som en följd av denna klassificering har kväverenkingskrav införts i dessa områden varpå kväverening implementerats i stor skala på många av reningsverken.

Under 2005 tillsatte Naturvårdsverket en internationell expertgrupp för att utvärdera övergödningssituationen i Sveriges hav eftersom det råder delade meningar om vilken effekt kvävereningen har haft i Sveriges kustvatten och hav (Naturvårdsverket, 2006). Expertgruppens utlåtande pekar på att man måste minska belastningen av fosfor till öppna Östersjön, och minska tillförseln av kväve till Västerhavet. Enligt Naturvårdsverkets slutsatser kommer kraven på kväverening längs ostkusten generellt inte att förändrats i dagsläget, vilket innebär att de reningsverk som har kväverening kommer att fortsätta med det i samma utsträckning som idag.

Om strängare krav på kväverening skulle införas vid reningsverk med känsliga recipienter i framtiden, finns tekniker för att nå betydligt högre reduktionsgrader än vad dagens gränsvärden på utgående totalkväve kräver. I delar av USA har USEPA infört mycket hårda kväverenkingskrav, med gränsvärden under 5 mg N/l, och det finns föreslagna utsläppskrav på lägre än 2 mg N/l (Paggilla et al., 2005). Det finns således tekniska möjligheter att nå dessa reduktionsgrader, det är bara en fråga om teknikval och kostnader.

Tillerkännande

Denna rapport hade inte kunnat genomföras utan stöd av ett flertal personer. Stöd för att skicka ut enkäter om kvävereduktion erhöles av Anders Lind på Svenskt Vatten. Stort tack även till de kommuner som besvarade enkäterna och tog sig tid att komplettera uppgifter utifrån telefonkontakter och e-mail. Författarna beklagar eventuella missförstånd som uppstått då vi analyserat enkätsvaren.

Stort tack till Bengt Hultman (KTH) och Torsten Palmgren (Käppalaförbundet) som gett värdefulla synpunkter på arbetet och artikeln.

Referenser

- Borglund A-M. (2006) Hydrolys av slam för produktion av intern kolkälla. *Intern rapport, Käppalaförbundet*.
- Commission of the European communities. The third implementation report. (2004) Report from the commission to the council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions. *Brussels, COM (2004) 248 final*.
- Naturvårdsverket (1994) *Statens naturvårdsverks författningssamling*. SNFS 1994:7. ISSN 0347-5301.
- Naturvårdsverket (2006) *Övergödningen av Sveriges kuster och hav. Naturvårdsverkets ställningstaganden med anledning av en internationell expertutvärdering av kvävefosfor-problematiken i våra omgivande hav*. Rapport 5587, ISSN 0282-7298.
- Nikolić A. och Hultman B. (2006) Förstudie om metoder för förbättrad kväverening på Käppalaverket. *Intern rapport, Käppalaförbundet*.
- Nivert E. (2005) Slamhydrolys på Ryaverket – fullskaleförsök sommaren 2005. *Gryaab rapport 2005:9*.
- Pagilla K.R., Urgan-Demirtas M. och Ramani R. (2005) Achieving limit of treatment effluent nutrient levels. In: *Proceedings of the IWA Specialized Conference, Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams*. Krakow, Poland, 19–21 September 2005.
- Särner E., Jonasson C. och Petersson M. (2004) Hydrolys av returslam för förbättrad biologisk fosforavskiljning, *Vatten*, 60, 231–238.
- Vollertsen J., Petersen G. och Borregaard V. (2005) Hydrolysis and fermentation of activated sludge to enhance biological phosphorus removal. In: *Proceedings of the IWA Specialized Conference, Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams*. Krakow, Poland, 19–21 September 2005.