

# FULLSKALEFÖRSÖK MED NITRIFIERING AV REJEKTVATTEN FRÅN CENTRIFUGERING AV RÖTSLAM VID BROMMA AVLOPPSVERK

## Full-Scale Experiments of Nitrification of Sidestreams from Centrifugation of Digested Sludge at Bromma Municipal Wastewater Treatment Plant

av MARTA TENDA J-XAVIER, Avd. för va-teknik, Kungl. Tekniska Högskolan, S-100 44 Stockholm, Sverige

### Abstract

Bromma municipal wastewater treatment plant is the second largest plant in Stockholm with a design flow of 160,000 m<sup>3</sup>/day. Decisions were made in 1982 to study nitrification of sidestreams from the dewatering of digested sludge in full-scale at Bromma in order to improve the overall nitrification capacity of the plant. The investigation is jointly financed by Stockholm Water and Wastewater Works and the National Swedish Environment Protection Board with a total budget of about 2,200,000 SEK.

The studies were performed in a rebuilt primary sedimentation basin and consisted of an anoxic zone with mixing devices for denitrification, an aerobic zone with diffused aerators for nitrification and a sedimentation zone. The rebuilt primary sedimentation basin was supplied with sidestream water from a centrifugation unit for dewatering of digested sludge. The nitrification facility has been in operation for about six months.

This study is a continuation of studies conducted in the laboratory on the nitrification of sidestreams from the dewatering of digested sludge (Hultgren and Stenlycke 1982) and studies of methods to upgrade Bromma (earlier called Åkeshov-Nockeby) wastewater treatment plant (Hultgren and Hultman 1984). The study reviews the theoretical basis for nitrification-denitrification of side-stream water as well as results from the full-scale experiments. Chemical analyses have been performed on suspended solids, biochemical and chemical oxygen demand, alkalinity and different nitrogen fractions. Different operational problems such as low pH-values and foaming are reported.

### Sammanfattning

Fullskaleförsök har pågått med behandling av rejektivatten från centrifuger för avvattning av rötslam vid Bromma avloppsverk sedan maj 1984. Behandlingsanläggningen består av en denitrifikations-, nitrifikations- och sedimenteringsdel. Försöksresultaten kan sammanfattas i följande punkter:

1. Minskningen av inkommande ammoniumhalt uppgick till ca 60—65 %. Denna minskning berodde i huvudsak på oxidation av ammonium till nitrit. Fortsatt oxidation av nitrit till nitrat hämmades sannolikt av det låga pH-värdet (ca 5,5—6) och den därvid erhållna höga halten av salpetersyrighet (HNO<sub>2</sub>). Hämming kan även ha berott på bildning av fri ammoniak.
2. Vid nitrifiering av rejektivatten förbrukas alkalitet. Den alkalitetsmängd, som finns i inkommande rejektivatten, räcker endast till för ca 50—60 % nitrifikation. För att en fullständig nitrifikation skall kunna ske erfordras därför alkalitetshöjande åtgärder (tillsats av alkalitetshöjande ämnen eller denitrifikation). På grund av att alkaliteten till stor del förbrukas vid nitrifikation av rejektivatten erhålls ett lågt pH-värde och därmed ett korrosivt vatten.
3. I denitrifikationszonen sker en relativt måttlig denitrifikation (ca 10—20 %). Denitrifikation erfordrar tillgång till organiskt material och begränsas av inkommande halt av BOD<sub>7</sub> och den mängd organiskt material i slammet som är biologiskt nedbrytbart. För att höja denitrifikationsgraden erfordras tillsats av organiskt material. På grund av den låga denitrifikationsgraden blir även alkalitetstillskottet lågt.
4. På grund av kraftig skumbildning måste ett skumbekämpningsmedel doseras. Slammet i försöksanläggningen hade dåliga separeringsegenskaper även om uppmätta slamindex var låga.

## Bakgrund

I Bromma reningsverk, som ligger i västra Stockholm, behandlas avloppsvatten från Stockholms västra förorter och från grannkommunerna Sundbyberg och Järfälla. Verket består av två anläggningsdelar. I Åkeshov renas avloppsvattnet mekaniskt och kemiskt. Den kemiska reningen är utformad som förfällning med tvåvärt järn (heptahydrat) som fällningskemikalie. Biologisk rening äger rum i Nockeby som ligger ca 500 m från Åkeshov. Efter en utbyggnad av eftersedimenteringsbassängerna i det biologiska steget uppgår verkets kapacitet till 160.000 m<sup>3</sup>/dygn. Allt slam tas ut från försedimenteringsbassängerna och efter rötning avvattnas slammet med hjälp av centrifuger. Sedan 1984 sker avvattningen i Åkeshov.

I april 1980 ålades kommunen att undersöka möjligheterna att driva verket så att nitrifikation kan erhållas under den varma årstiden. Enligt sista delbeslut skall resultat av en sådan försöksverksamhet redovisas i mars 1986. För att förbättra reningsresultaten vid Bromma avloppswerk och för att åstadkomma nitrifikation har en aktiv utrednings- och experimentell verksamhet ägt rum sedan 1980. En bedömning av möjligheter att förbättra reningsresultaten har nyligen redovisats av Hultgren och Hultman (1984).

Som ett led för att förbättra reningen byggdes ytterligare eftersedimenteringsbassänger i Nockeby. En annan förbättring var att installera en ny doser- och upplösningsutrustning för heptahydrat i Åkeshov. För att ytterligare förstärka reningen undersöktes förutsättningar för att separat behandla rejektvattnet från centrifugerna med nitrifikation. Detta kommer att redovisas i denna artikel. Efter en inledande studie av nitrifiering av rejektvatten i laboratorieskala (Hultgren och Stenlycke 1982) ansöktes om nyteknikbidrag från Statens naturvårdsverk (SNV). Ansökan beviljades och totalt avsattes ca 2,2 miljoner kronor för studier i full skala av nitrifiering av rejektvattnet efter centrifugering av rötslam i Åkeshov.

## Teoretiskt underlag

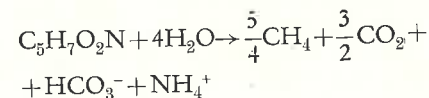
### Allmänt

Reaktionsförlopp, dimensioneringsunderlag och processutformningar är relativt välkända för biologisk kvävereduktion även om erfarenheter från Sverige är begränsade på grund av att krav på kvävereduktion inte ställts på svenska kommunala avloppswerk. Beträffande nitrifikation av koncentrerade ammoniumhaltiga avloppsvatten är kunskaperna mer begränsade och reaktionsför-

loppen mer komplicerade på grund av hämning av reaktionsförloppen för olika ämnen och av problem med att alkaliteten ofta inte räcker till för fullständig nitrifikation. Det är därför motiverat med en översikt av reaktionsförlopp vid nitrifikation och denitrifikation vid behandling av höga inkommande halter av ammonium- och organiskt kväve.

### Stökiometriska samband och alkalitetsfrågor

Vid rötning av primärt och biologiskt slam bildas metan och koldioxid som huvudsakliga gasformiga produkter. Om slammet antas ha sammansättningen C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N kan rötningen approximativt beskrivas av formeln:



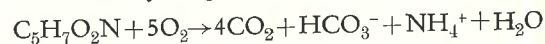
I rötslamvattnet bildas en mol vätekarbonat per bildad mol ammonium. För att erhålla en fullständig nitrifikation erfordras att molförhållandet vätekarbonat till ammonium är 2. Rötslamvattnet har därför ett alkalitetsunderskott. Detta underskott kan kompenseras genom tillskott av alkalitetshöjande ämnen (t ex vätekarbonat och kalk) eller reaktioner (främst denitrifikation).

Efter centrifugering av rötslam erhålls ett rejektvatten med följande komponenter:

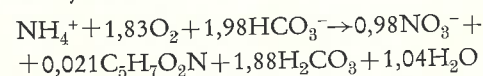
- Ammonium
- Alkalitet främst som vätekarbonat och i mindre grad t ex av vätefosfat
- Lösta organiska ämnen främst bildade vid anaerob nedbrytning av slam
- Suspenderat material som inte avskilts vid centrifugering

Om dessa föroreningar tillförs en anläggning med en syrefri zon för denitrifikation och en syrerik zon för nitrifikation kommer ett flertal reaktioner att ske. Sammansättningen för slam antas vara C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N.

### Aerob nedbrytning av slam:



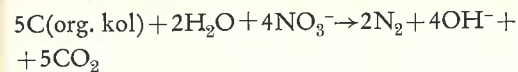
### Nitrifikation:



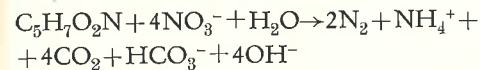
### eller förenklat



### Denitrifikation av organiskt kol:



### Denitrifikation av slam:



För att erhålla en fullständig oxidation av ammonium i inkommande rejektvatten och bildad ammonium vid nedbrytning av slam erfordras följande villkor med hänsyn till alkaliteten:

Inkommande alkalitet i rejektvatten + bildad alkalitet vid denitrifikation av organiskt material och slam = förbrukning av alkalitet vid oxidation av ammonium (erhållet från rejektvattnet och från nedbrutet slam).

Om denitrifikationen inte ger ett tillräckligt alkalitetstillskott finns det möjligheter att tillsätta alkalitetshöjande medel.

## Nitrifikation

### Cellsyntes

Med nitrifikation menas bakteriell oxidation av ammonium via nitrit till nitrat. Nitrifikation ombesörjs av autotrofa bakterier som utnyttjar ammonium och nitrit som energikälla och är en tvåstegsprocess. Först oxideras ammonium till nitrit (av *Nitrosomonas*) och därefter nitrit till nitrat (av *Nitrobacter*). Oxidationen förutsätter närvaro av syre. För cellsyntesen och energiförsörjningen erfordras ammonium, syre och oorganiskt kol (vätekarbonat) och alla dessa komponenter kan begränsa tillväxthastigheten vid nitrifikationen enligt ett modifierat Monod-samband:

$$\mu = \mu_{\max} \left( \frac{S_N}{K_N + S_N} \right) \left( \frac{S_0}{K_0 + S_0} \right) \left( \frac{S_C}{K_C + S_C} \right) \quad (1)$$

där S<sub>N</sub>, S<sub>0</sub> och S<sub>C</sub> = koncentration av ammonium, löst syre respektive oorganiskt kol

K<sub>N</sub>, K<sub>0</sub> och K<sub>C</sub> = koncentration av ammonium, löst syre respektive oorganiskt kol, vilka medför en halvering av tillväxthastigheten

μ<sub>max</sub> = maximal tillväxthastighet

Värden för K<sub>N</sub> uppgår till ca 1 mg/l N och för K<sub>0</sub> till 0,2—1 mg/l O<sub>2</sub> (Barnes och Bliss 1982). För koncentrationer av ammoniumkväve och syre över ca 2 mg/l erhålls ingen betydelsefull påverkan på nitrifikationshastigheten. Vätekarbonathalter över ca 150 mg/l anses inte påverka nitrifikationshastigheten (Randall och Buth 1984).

För ett rejektvatten efter centrifugering av röt-

slam är halterna av alkalitet och ammonium mycket höga (t ex för rejektvattnet i Åkeshov ca 4000 mg/l HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> och 800 mg/l NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) och vid uppstartning av nitrifikationen vid rejektvattenbehandling kommer nitrifikationshastigheten vid riklig luftning (syrehalter över ca 2 mg/l O<sub>2</sub>) att kunna skrivas:

$$\mu = \mu_{\max} \quad (2)$$

Vid nitrifiering av rejektvatten kan det vara önskvärt att nå relativt låga ammoniumhalter (t ex under 50 mg/l N) och vid dessa halter är ammonium inte hastighetsbegränsande. Det är lätt att upprätthålla syrehalter över ca 2 mg/l O<sub>2</sub>. En begränsande faktor för nitrifikationshastigheten blir däremot alkaliteten om inte alkalitetshöjande åtgärder vidtas. Även temperaturen och närvaro av hämmande ämnen har en stor påverkan på nitrifikationen.

### Inverkan av temperatur, pH och hämmande ämnen

På grund av den förhållandevis höga temperaturen i en röt-kammare kommer rejektvattnets temperatur att vara betydligt högre än inkommande avloppsvattens. Inom temperaturintervallet 5—30°C kan temperaturberoendet för den maximala tillväxthastigheten skrivas för nitrifikations- och denitrifikationsbakterier:

$$\mu_{\max} = \mu_{\max, 20^\circ\text{C}} \cdot \theta^{(t-20)} \quad (3)$$

där t = temperatur, °C

θ = temperaturkoefficient

En temperaturhöjning på 10°C i intervallet 5—30°C medför vanligen en 2—3 gånger högre nitrifikations- eller denitrifikationshastighet.

På grund av underskott på alkalitet i rejektvattnet vid nitrifikation är pH-värdets inverkan på tillväxthastigheten av intresse. Från studier av pH-värdets effekt på mikrobiell aktivitet av Hartmann och Laubenberg (1968) har följande samband utnyttjats av Hultman (1971) för nitrifikationsbakterier och av Timmermans och van Haute (1983) för denitrifikationsbakterier:

$$A = 100 \frac{1}{1 + k(10^{|pH_{\text{opt}} - \text{pH}}| - 1)} \quad (4)$$

där A = procent av maximal aktivitet

k = konstant

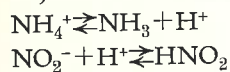
pH = aktuellt pH-värde

pH<sub>opt</sub> = pH-värde vid vilket maximal aktivitet äger rum

Optimalt pH-värde ligger vanligen i intervallet 8—8,5 (Barnes och Bliss 1982) och med en tendens

att minskas vid ökande ammoniumkoncentrationer (Quinlan 1984). I allmänhet är det optimala pH-värdet för denitrifikation ca 7–8 (Winkler 1984).

Rejktvattnet innehåller höga halter av olika ämnen, som kan hämma nitrifikationen. I vissa fall kan halterna av metaller vara höga och vid minskande pH-värden kan dessa delvis lösas upp och medföra hämning. Av största betydelse för hämning av nitrifikationen av rejktvatten torde dock vara förekomst av fri ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) och fri salpetersyrighet ( $\text{HNO}_2$ ) bildade enligt följande reaktionsformler:



Anthonisen et al. (1976) har genomfört en noggrann studie av hämning av nitrifikationen orsakad av fri ammoniak och fri salpetersyrighet. En hämning av tillväxten för *Nitrobacter* erhålls vid fria ammoniakhalter på 0,1–1 mg/l  $\text{NH}_3$  och av fria halter salpetersyrighet på 0,22–2,8 mg/l  $\text{HNO}_2$ . Vid högre ammoniakhalter (10–150 mg/l  $\text{NH}_3$ ) kan även tillväxten för *Nitrosomonas* hämmas.

Eftersom *Nitrobacter* är mycket mer känslig än *Nitrosomonas* för fri salpetersyrighet eller fri ammoniak finns det en risk att andra steget vid nitrifikation uteblir så att nitrit blir slutprodukt. Ju högre halter av ammonium som tillförs ett nitrifikationssteg desto större är risken för hämning orsakad av fri ammoniak eller salpetersyrighet.

#### Slamålder

Slamåldern ( $\theta_d$ ) vid nitrifikation kan skrivas:

$$\theta_d = \frac{\text{slammängd i luftningsbassängen}}{\text{uttagna slammängd per tidsenhet}} \quad (5)$$

Vid behandling av rejktvatten kommer en betydande del av den uttagna slammängden att motsvara icke nedbrytbart suspenderat material i inkommande rejktvattenflöde. Vid en dålig avskiljning av suspenderat material kan det vara svårt att uppnå en tillräckligt hög slamålder vid nitrifiering av rejktvattnet.

#### Denitrifikation

Det rejktvatten som erhålls vid avvattning av rötslam skulle förväntas innehålla en mycket låg halt av löst och suspenderat biologiskt nedbrytbart material. Torpey et al. (1984) har emellertid visat att aeroba bakterier klarar av att bryta ned en viss andel av anaerobt stabiliserat slam. En viss grad av denitrifikation bör därför erhållas vid behandling av rejktvatten i en kompletterande syrefri zon till en nitrifikationsdel.

## Försöksuppläggning

### Försöksanläggning

För att genomföra försöken ombyggdes en av de 24 försedimenteringsbassängerna i Åkeshov. Bassängen har följande dimensioner: Längd 45 m, bredd 5 m och djup 3,4 m. Processen utformades med en denitrifikationszon och en sedimenteringszon (figur 1).

Sedimenteringszonen (5×5×3,4 m) är utrustad med en slamskrapa och en pump, som återför slammet till den anoxiska zonen. Denna är lika stor som sedimenteringsdelen och har två skärmar för att öka graden av pluggflöde. Slammet hålls svävande i denitrifikationszonen. I början användes två pumpar som senare ersattes av propelleromrörare. Luftningsdelen (35×5×3,4 m) har bottenluftsarsystem med Nokia tallriksluftare jämnt fördelade på bassängens botten. För lufttillförseln finns två blåsmaskiner med ett luftflöde på 2000 m<sup>3</sup>/h respektive 3000 m<sup>3</sup>/h och blåsmaskinerna kan användas separat eller samtidigt.

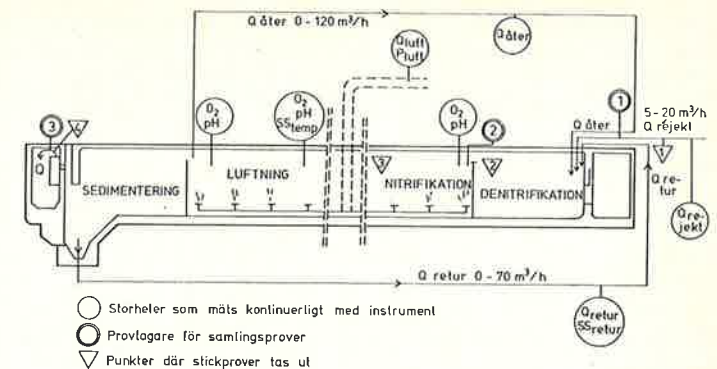
### Analys-, mät- och försöksmetodik

Vid försöken skedde en kontinuerlig registrering av följande parametrar: pH (PAAB AT 125 elektroder), temperatur, syrehalt (PHOX syreelektroder serie 65), halt suspenderade ämnen i retur-slammet och luftningsbassängen (Eur-control slammhaltsmätare) samt luftflöde, rejktvattenflöde, flöde vid återföring av slam från luftningsbassängen och returslamflöde. En mikrodator (ABC 80) användes för att registrera mätvärden från instrumenten med 10 s intervall och med 6 min uppdatering. Placeringen av mätgivarna framgår av figur 1.

Utöver de kontinuerligt uppmätta storheterna gjordes en del analyser på bland- och stickprov. Provtagarnas placering och stickprovspunkter är markerade i figur 1. Genomförda analyser beskrivs i tabell 1.

Använda analysmetoder vid Åkeshovslaboratoriet var:

- Ammoniumkväve enligt Nessler's metod och användning av HACH spektrofotometer
- Summa nitrit och nitrat enligt en modifierad kadmiumreduktionsmetod och användning av HACH spektrofotometer
- Suspenderade ämnen och alkalitet enligt Standard Methods
- Nitrit enligt ferrosulfatmetod och användning av HACH spektrofotometer



Figur 1. Principskiss av den använda anläggningen för nitrifiering av rejktvatten i full skala.

Tabell 1. Analysprogram för försöksanläggningen.

Parameter	Provtagningsplats			
	In	Anox.-zon	Luftn.-bass.	Ut
Suspenderade ämnen				
* (SS) . . . . .	A,B,C	A	A,B,C	A,B,C
Alkalitet . . . . .	A,B	A	A,B	A,B
Ammoniumkväve ..	A,B	A	A,B,C	A,B,C
Nitratkväve (analyserat sedan vecka 39) . . . . .	—	A	A,B	A,B
Summa nitrit- och nitratkväve . . . . .	—	A	A,B,C	A,B,C
Biokemisk syreförbrukn. (BOD <sub>7</sub> ) (F)	C	—	C	C
Kemisk syreförbrukn. (COD) (F)	C	—	C	C
Kjeldahlkväve . . . . .	C	—	C	C
Torrsubstans (TS) ..	C	—	C	C
Totalfosfor . . . . .	C	—	D	D

Beteckningar:  
 A=Analys 3 ggr/vecka på stickprov (Åkeshovslaboratoriet)  
 B=Analys 2 ggr/vecka på samlingsprov (Åkeshovslaboratoriet)  
 C=Analys 1 ggr/vecka på samlingsprov (Va-verkets laboratorium)  
 D=Analys 1 ggr/månad på samlingsprov (Va-verkets laboratorium)

Vid va-verkets laboratorium utnyttjades följande analysmetoder:

- Kjeldahlkväve, torrsubstans, suspenderade ämnen, totalfosfor enligt SIS-metoder
- COD enligt en modifierad SIS-metod och BOD<sub>7</sub> enligt SIS-metoden bortsett från att 10 mg/l ATU utnyttjades
- Ammoniumhalt med METROHM jonaktivitetsmätare
- Summa nitrit- och nitrat enligt Kungliga Medicinalstyrelsen nr 112

Tabell 2. Genomsnittliga halter i inkommande och utgående avloppsvatten för organiskt kväve och löst COD, BOD<sub>7</sub> och totalfosfor.

Parameter	Ink. avloppsvatten	Utg. avloppsvatten
Organiskt kväve, N mg/l . . . . .	210	120
Löst COD, mg/l . . . . .	1130	1130
Löst BOD <sub>7</sub> , mg/l . . . . .	400	150
Löst totalfosfor, P mg/l . . . . .	14	14

## Försöksresultat

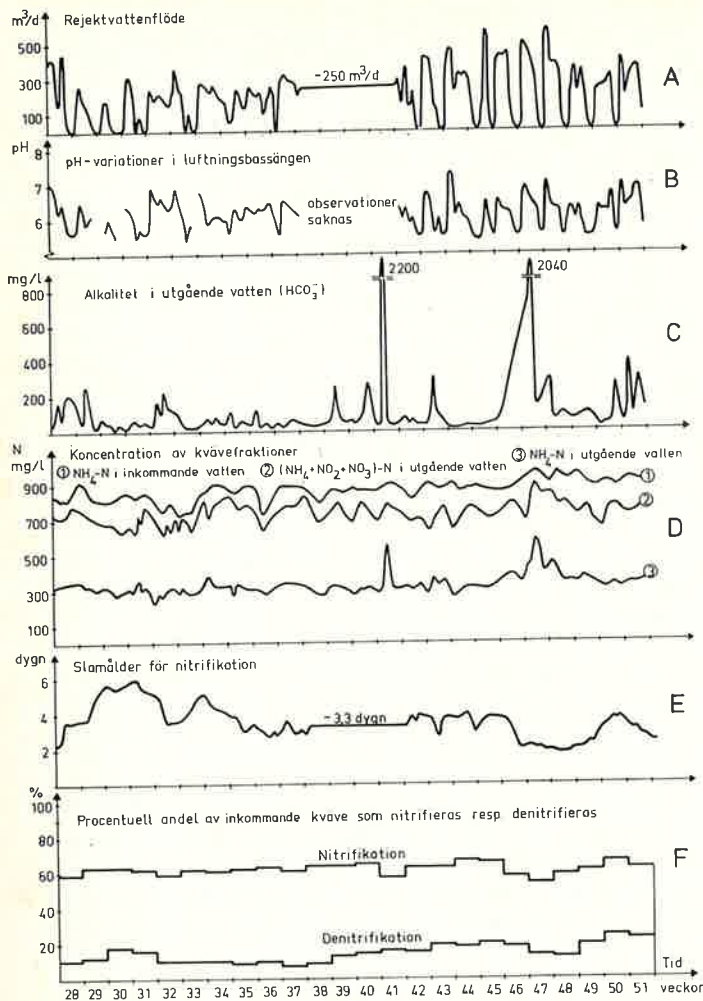
### Redovisning av resultaten

Försöket startades genom att anläggningen fylldes med försedimenterat avloppsvatten och ympades med överskottsslam från Nockeby. Därefter tillfördes successivt rejktvatten. Efter ca två veckor (från vecka 18 till 20) uppgick halten av suspenderade ämnen till ca 2000 mg/l och summan av nitrit- och nitralhalten ökade från 9 till 200 mg/l N. Resultat från de första veckorna (vecka 20–27) redovisas inte eftersom stora och varierande mängder av spritsvatten tillsattes för att bekämpa skumbildning (se avsnittet om driftproblem). Den mer noggrant uppföljda försöksperioden omfattar vecka 28 till 51.

Rejktvattnets sammansättning var relativt konstant med följande halter:

- Alkalitet: 3500–4800 mg/l  $\text{HCO}_3^-$  (57–78 mekv/l)
- Ammoniakkväve: 750–950 mg/l N (54–68 mekv/l)
- Organiskt kväve: 150–300 mg/l N
- Löst COD: 800–1400 mg/l
- Löst BOD<sub>7</sub>: ca 400 mg/l
- Löst totalfosfor: 10–20 mg/l P

Genomsnittliga halter i inkommande och utgående avloppsvatten under försöksperioden redo-



Figur 2. Försöksresultat från fullskaleförsöken med nitrifiering av rejeckt-vatten.

visas i tabell 2 för organiskt kväve samt löst COD, BOD<sub>7</sub> och totalfosfor.

Följande betingelser rådde i försöksanläggningen:

- Temperatur: 25—29°C
- Syrehalt i den luftade delen: 4—9 mg/l O<sub>2</sub>
- Slamhalt i luftningsbassängen: 1500—2500 mg/l
- Slamindex: 43—54 ml/g
- Recirkulationsflöde mellan luftad del och anoxisk zon: ca 13 gånger inkommande rejeckt-vattenflöde under vecka 28—40 och avstängt efter vecka 40
- Returslamflöde: 2—6 gånger inkommande rejeckt-vattenflöde
- Uppehållstid i den luftade zonen: 1,4—2,4 dygn
- Uppehållstid i den anoxiska zonen räknat på

totalt flöde: 0,4 h under vecka 28—40 och 1,5 h under vecka 40—51

Tidsvariationer för olika parametrar redovisas i figur 2. Slamavvattning pågår under ca 4,5 dygn av veckan. Centrifugerna stängs av på fredag eftermiddag och startas åter på måndag morgon. Därför tillförs rejeckt-vattnet diskontinuerligt (figur 2 A). pH-värdets variation i luftningsbassängen beskrivs i figur 2 B. Även om luftningsbassängen är kraftigt omblandad skilde sig pH-värdena något för de tre pH-mätarna. Därför beräknades medelvärdet för vätejonkoncentrationen och från detta värde ett genomsnittligt pH-värde. Alkaliteten i utgående avloppsvatten redovisas i figur 2 C.

Variationer för inkommande ammoniumhalter och utgående ammoniumhalter och halter av summa nitrit och nitrat visas i figur 2 D. Inget

överskottsslam togs ut från anläggningen och slam-åldern för nitrifikationen kunde därför beräknas som kvoten av slammängd i den luftade bassängdelen och slammängd per tidsenhet i utgående flöde (jfr formel 5; se figur 2 E). Den procentuella nitrifikationen och denitrifikationen presenteras som veckomedelvärden (se figur 2 F). Den assimilatiska kvävereduktionen och omvandlingen av organiskt kväve till ammonium är förhållandevis låga och därför har mängd nitrifierat kväve beräknats som skillnaden mellan inkommande och utgående ammoniumhalter. Beräkningen av denitrifierat kväve har baserats på skillnaden mellan inkommande halt ammonium och summan av ammonium, nitrit och nitrat i utgående vatten.

#### Utvärdering av resultaten

Vid försöken uppgick rejeckt-vattnets alkalitet till 57—79 mekv/l och ammoniumhalten till 54—68 mekv/l. Vid nitrifikation förbrukas 2 mekv alkalitet per mekv ammoniumkväve som oxideras till nitrit eller nitrat. Rejeckt-vattnets alkalitet räcker därför till endast för oxidation av 53—58 % av inkommande ammonium. Denitrifikationen uppgick till 10—20 % under försöket. Varje mekv nitrat- eller nitritkväve som denitrifieras till kvävgas ger en ökning av alkaliteten med 1 mekv. Alkaliteten som bildas vid denitrifikation skulle därmed kunna öka nitrifikationsgraden med 5—10 % eller totalt till 63—68 %. Under den största delen av försökstiden har nitrifikationen uppgått till 59—65 % och nära det teoretiska värdet med hänsyn till små resthalter alkalitet i utgående vatten. Denna är vanligen 50—100 mg/l HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (0,8—1,6 mekv/l) och vid några tillfällen något över 200 mg/l HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (3,3 mekv/l).

Processen är stabil och utgående ammoniumhalter uppgår vanligen till 250—350 mg/l N. Två tydliga ammonium- och alkalitetstoppar erhöles dock under vecka 41 och 47. Vid dessa två tillfällen tillfördes ingen luft under cirka 15 timmar på grund av problem med blåsmaskinerna. Ammoniumhalten och alkaliteten steg till 540—560 mg/l N respektive 2040—2200 mg/l HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>. När luft tillfördes igen återhämtade sig processen snabbt.

Slamålderns variation under försöket redovisas i figur 2 E. Under veckorna 46—48 uppgick slam-åldern till ca 2 dygn och graden av nitrifikation blev lägre under denna period (figur 2 D och 2 F). Alkaliteten i utgående rejeckt-vatten blev något högre (figur 2 C). Detta tyder på att processens stabilitet försämrades vid slamåldrar ned mot 2 dygn.

Figur 2 A och 2 B illustrerar hur pH-värdet

samvarierar med rejeckt-vattenflödet. När rejeckt inte tillförs kan pH-värdet nå så låga värden som 5,5. När pH-värdena minskar hämmas nitrifikationen alltmer och syrehalterna ökar. Hämmningen synes vara reversibel eftersom syreförbrukningen snabbt ökar när alkaliteten åter ökar. Detta stöds också av att utgående halt av ammonium var relativt konstant under försöksperioden (figur 2 D).

Halt oxiderat kväve bestämdes i början som summa av nitrit- och nitratkväve. F o m vecka 39 analyserades halten nitrit separat och nitrathalten erhöles som skillnad mellan summa nitrit- och nitratkvävehalt och nitritkvävehalt. Det visade sig härvid att nästan allt (90—100 %) av det oxiderade kvävet utgjordes av nitritkväve. Nitritackumuleringen visar att tillväxten för *Nitrobacter* hämmades kraftigt.

Vid försöken rådde följande förhållanden i luftningsbassängen:

- Ammoniumhalt: 250—350 mg/l N
- Nitrithalt: 350—500 mg/l N
- pH: 5,5—7,5
- Temperatur: 25—29°C

Vid dessa betingelser kan halten fri ammoniak och fri salpetersyrighet nå upp till högst ca 5—10 mg/l NH<sub>3</sub> respektive 10—15 mg/l HNO<sub>2</sub>. Som tidigare redovisats erhöles en hämning för tillväxt av *Nitrobacter* för halter av fri ammoniak på 0,1—1 mg/l NH<sub>3</sub> och 0,22—2,8 mg/l HNO<sub>2</sub>. Det är därför troligt att hämning på grund av fri ammoniak eller fri salpetersyrighet medfört att oxidation av nitrit till nitrat inte skett i betydelsefull grad.

Under försöket har ca 75—180 mg/l N avlägsnats på grund av denitrifikation motsvarande 10—20 % av inkommande ammoniumkväve. Denitrifikation förutsätter närvaro av organiskt material. Vid rejeckt-vattenbehandlingen uppgick BOD<sub>7</sub>-reduktionen till ca 300 mg/l. Med antagandet att 2 mg BOD<sub>7</sub> avlägsnas per mg nitritkväve som reduceras till kvävgas skulle maximalt 150 mg/l N avlägsnas på grund av denitrifikation vid reduktion av BOD. En betydande del av det organiska materialet torde emellertid ha brutits ned i närvaro av luft. Därför är det sannolikt att denitrifikation även skett genom biologisk nedbrytning av suspenderat material.

F o m vecka 40 utnyttjades inget recirkulationsflöde mellan den anoxiska och aeroba zonen. Därmed ändrades uppehållstiden räknat på totalt flöde i den anoxiska zonen från ca 25 till 90 min och en viss ökning erhöles av denitrifikationsgraden (figur 2 F).

## Diskussion

De erhållna försöksresultaten från fullskalestudien i Bromma reningsverk stämmer väl överens med tidigare genomförda laboratorieförsök vid Stockholms va-verk med behandling av rejektvatten erhållet vid avvattning av rötslam. Försöksresultaten har redovisats av Hultgren och Stenlycke (1982). Inkommande rejektvatten hade en alkalitet på 3000—3500 mg/l  $\text{HCO}_3^-$  och en ammoniumkvävehalt på ca 700 mg/l N. Vid kontinuerlig drift utan tillsats av kalciumkarbonat oxiderades ca 60 % av ammoniumkvävet och utgående ammoniumkvävehalt uppgick till 300 mg/l N. Som tidigare redovisats var för försöken i Bromma inkommande alkalitet ca 3500—4800 mg/l  $\text{HCO}_3^-$  och ammoniumkvävehalt ca 750—950 mg/l N. Utgående ammoniumhalt uppgick till ca 250—350 mg/l N motsvarande en oxidationsgrad på ca 58—62 %. Vid försöken i Bromma var således inkommande rejektvatten något mer koncentrerat än vid laboratorieförsöken och detta resulterade i något högre utgående ammoniumhalter. Reduktionen av ammonium var dock ungefär densamma i de båda försöken.

Nitrifikationen av rejektvatten är ofullständig eftersom ammoniumkväve endast oxideras till nitrit, medan oxidationen av nitrit till nitrat i huvudsak uteblir. Nitritkvävehalten i utgående vatten från försöksanläggningen uppgick till ca 500 mg/l N. Av intresse är om denna nitrithalt kan orsaka negativa miljöeffekter. Rejektvattenflödet är dock litet (0,3—0,5 %) i förhållande till totala flödet till avloppsverket. Vid ett tillfälle studerades hur nitritkvävehalten förändrades i Bromma avloppsverk och därvid erhöles följande resultat:

- Nitrithalt ut från försöksanläggningen: 510 mg/l N
- Nitrithalt ut från Åkeshovsdelen, varvid rejektvatten tillförts efter försedimenteringsbassängerna: 2,9 mg/l N
- Nitrithalt in till Nockebydelen, varvid avloppsvattnet passerat en 500 m lång tunnel: 1,4 mg/l N
- Nitrithalt ut från Nockebydelen: 0,4 mg/l N

Tillförsel av nitritkväve från rejektvattnet motsvarar halten ca 3 mg/l N räknat på hela flödet. När rejektvattnet tillförs efter försedimenteringsbassängerna erhålls en nitritreduktion på ca 85 %. Om rejektvattnet tillförs en punkt före försedimenteringsbassängerna skulle sannolikt en förbättrad reduktion ha erhållits av nitrithalten. Reduktionen av nitrit kan dels bero på denitrifikation dels på nitrifikation så att nitrit oxideras till nitrat i aktivslamsteget.

Bildande av skum innebär ett betydande driftproblem. Ur processteknisk synvinkel medför skummet dock sannolikt att syreöverföringen förbättras (Wolinski och Postings 1984). Vid försöken i Bromma tillsattes 5—6 l dygn av skumdämpningsmedel (Mobil Par) efter vecka 28.

Slammet i luftningsbassängen hade ett lågt slamindex (ca 50 ml/g) men var mycket svårt att separera och huvuddelen av slammet avlägsnades med utgående rejektvattenflöde. Inget överskottsslam uttogs från återgångsslamflödet.

Maximala tillväxthastigheten för *Nitrosomonas* vid 15°C i aktivt slam uppgår till ca 0,4—0,5 dygn<sup>-1</sup> (Barnes och Bliss 1982). Med en ökning av tillväxthastigheten med faktorn 2,59 för en temperaturökning på 10°C skulle maximala tillväxthastigheten vid 25°C vara ca 1,0—1,3 dygn<sup>-1</sup>. Vid försöken i Bromma märktes en svag försämring av nitrifikationsgraden vid en slamålder på 2 dygn motsvarande en tillväxthastighet på 0,5 dygn<sup>-1</sup>. Även om temperaturen något överskred 25°C (25—29°C) är det låga och varierande pH-värdet (5,5—7,5) den sannolika orsaken till lägre tillväxthastigheter för *Nitrosomonas* i försöksanläggningen än enligt litteraturuppgifter för tillväxt i aktivt slam. Inga försök gjordes för att minska slamåldern till värden under 2 dygn och detta innebar att en viss andel av erhållet rejektvatten inte tillfördes försöksanläggningen (ca 75—250 m<sup>3</sup>/dygn jämfört med tillfört rejektvattenflöde till anläggningen på ca 250 m<sup>3</sup>/dygn).

De genomförda försöken med rejektvattenbehandling i Bromma kan ses som en partiell behandlingsteknik eftersom ammonium endast oxiderades till ca 60 % och att oxidationen av nitrit till nitrat hämmades. För en mer långtgående behandling av rejektvattnet är främst följande metoder av intresse:

- Vidarebehandling av rejektvattnet i nya reningssteg
- Tillsats av alkalitetshöjande ämnen för att öka nitrifikationsgraden
- Denitrifikation för att avlägsna kväve och öka alkaliteten

Alkaliteten begränsade nitrifikationen vid försöken i Bromma. Om nitrifikationen skall drivas längre än till ca 60—65 % måste alkalitetshöjande kemikalier tillsättas som släckt kalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), natriumvätekarbonat ( $\text{NaHCO}_3$ ), natriumhydroxid ( $\text{NaOH}$ ) eller soda ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ).

Vid laboratorieförsök av Hultgren och Stenlycke (1982) med nitrifiering av rejektvatten från avvattnat rötslam gjordes försök med att tillsätta kalciumkarbonat för alkalitetshöjning. En svag förbättring erhöles av nitrifikationen, från ca 60

till 70 %. Tillsatsen skedde satsvis och det är möjligt att upplösning av kalciumkarbonat blockerades alltmer och att en viss förbättring hade skett om tillförsel av kalciumkarbonat skett kontinuerligt.

Denitrifikation har två fördelar vid behandling av rejektvatten, dels avlägsnas nitrit som i form av salpetersyrighet kan hämma *Nitrobacter*, dels tillförs alkalitet. Som kolkälla kan utnyttjas t ex vassle från något mejeri eller metanol. Vassle innehåller ca 35.000—40.000 mg/l  $\text{BOD}_7$  och erforderlig dos skulle för Bromma avloppsverk uppgå till ca 5—10 m<sup>3</sup>/dygn för fullständig denitrifikation av rejektvattnet.

Vid denitrifikation skulle alternativt försedimenterat eller biologiskt slam kunna tillsättas. Om det biologiska slammet innehåller nitrifikationsbakterier skulle detta slam även kunna förbättra nitrifikationen av rejektvattnet. Vid tillsats av försedimenterat eller biologiskt slam till en rejektvattenanläggning är det av vikt att slamets organiska innehåll bryts ned i närvaro av nitrat och inte i närvaro av luft. I det sistnämnda fallet erhålls i stället en försämring av möjligheterna att erhalla en hög nitrifikationsgrad. Detta kan medföra att diskontinuerlig tillförsel av slam eller ett diskontinuerligt driftsätt kan vara fördelaktigt.

Denna studie har finansierats med medel från Stockholms va-verk och Statens naturvårdsverk (Ny-teknikbidrag). Värdefulla insatser har gjorts av va-verkets laboratoriebyrå för genomförande av analyser och av driftpersonalen vid Åkeshovanläggningen för att driva fullskaleanläggningen. Vid försöksplanering, under arbetets gång och vid utarbetande av denna artikel har Bengt Hultman, VAV, och Jan Hultgren, Stockholms va-verk varit till stor hjälp.

## Referenser

- Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Praksam, T. B. S. & Srinath, E. G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. — *J. Water Pollut. Control Fed.* 48 (5): 835—852.
- Barnes, D. & Bliss, P. J. 1982. Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment. — E. & F. N. Spon, London, New York.
- Hartmann, L. & Laubensberger, G. 1968. Toxicity measurements in activated sludge. — *Proc. Am. Soc. Civ. Eng. Sanit. Eng. Div.* 94 (SA2): 247—256.
- Hultgren, J. & Hultman, B. 1984. Experimental and theoretical basis for expanding and upgrading the Åkeshov-Nockeby plant. — *Water Sci. Technol.* 16: 635—647.
- Hultgren, J. & Stenlycke, J. 1982. Nitrifiering av rejektvatten. Försök i laboratorieskala. — Stockholms va-verk, VAV-projekt nr 7.
- Hultman, B. 1971. Studies of biological nitrogen reduction. — *Scand. Congr. Chem. Eng. KEM-TEK 2*, Session 4, Part 2, Nov 2—4 1971, Copenhagen, Denmark.
- Quinlan, A. V. 1984. Prediction of the optimum pH for ammonia-N oxidation by *Nitrosomonas europaea* in well-aerated natural and domestic-waste waters. — *Water Res.* 18 (5): 561—566.
- Randall, C. W. & Buth, D. 1984. Nitrite build-up in activated sludge resulting from temperature effects. — *J. Water Pollut. Control Fed.* 56 (9): 1039—1044.
- Timmermans, P. & van Haute, A. 1983. Denitrification with methanol. Fundamental study of the growth and denitrification of *Hyphomicrobium* sp. — *Water Res.* 17 (10): 1249—1255.
- Torpey, W. N., Andrews, J. & Basilio, J. V. 1984. Effects of multiple digestion on sludge. — *J. Water Pollut. Control Fed.* 56 (1): 62—68.
- Winkler, M. 1984. Biological control of nitrogenous pollution in wastewater. — *Topics in Enzyme and Fermentation Biotechnology* 8: 31—124.
- Wolinski, W. K. & Postings, I. 1984. The effect of foam on sewage sludge aeration. — *Effluent Water Treat. J.* 25 (2): 49—51.