

Nitrogenfjerning i et anaerobt/aerobt biorotor-system

Av Hallvard Ødegaard og Bjørn Rusten

Hallvard Ødegaard er dosent ved Institutt for vassbygging, NTH. Han er siv.ing. (Bygg) NTH 1969 og dr.ing. samme sted 1975.

Bjørn Rusten er siv.ing. (Bygg) 1979 og er nå dr.ing.-student ved Institutt for vassbygging, NTH.

INNLEDNING

Biorotorer har i stadig økende grad blitt brukt for rensing av avløpsvann i Norge. Institutt for vassbygging, NTH har drevet forskning med denne metoden både for å fjerne organisk stoff, fosfor og nitrogen. Forsøkene med nitrogenfjerning har foregått etter en metode som til nå ikke har vært rapportert i den internasjonale fagpresse. Forsøkene med metoden skal fortsette, men her rapporteres resultater fra forsøk gjort med syntetisk avløpsvann, kommunal kloakk og sigevann fra søppelfyllplass.

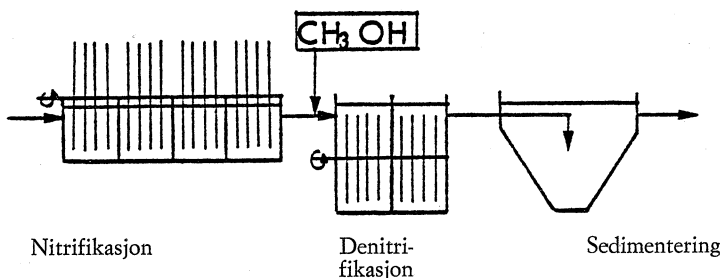
NITROGENFJERNING I BIOROTOR-SYSTEMER

Det flyteskjema en normalt ville bruke dersom man skulle bruke biorotorer til å fjerne nitrogen fra avløpsvann, er det som er vist i fig. 1. Avløpsvannet passerer en konvensjonell biorotor med nitrifikasjon og føres deretter inn i en dykket biorotor hvor anaerobe forhold eksisterer. For å oppnå denitrifikasjon i det andre trinnet, må det tilsettes en substratkilde, normalt metanol. Etter denitrifikasjon se-

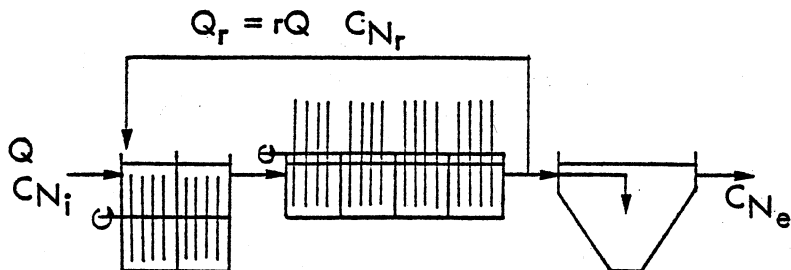
pareres slammet i en sedimenteringsenhet. Fordelen med dette systemet sammenlignet med system basert på aktivt slam er at bare en sedimenteringsenhet er nødvendig.

Den største ulempen med systemet, er at man trenger en karbonkilde, vanligvis metanol for å oppnå denitrifikasjon. Ulempene med metanoltilsetningen er som følger:

1. Metanoltilsetningen øker driftskostnadene. Metanolprisen har vist en ekstrem økning over de siste år slik at dette punktet blir svært viktig.
2. Metanoltilsetning øker også investeringskostnaden idet et avansert kontrollsystem er nødvendig for å sikre at man tilsetter den korrekte mengde metanol.
3. Overskudd av metanol som ikke blir brukt for denitrifikasjon vil øke organisk stoffinnhold i effluenten. Mengden av metanol som vanligvis tilsettes, tilsvarer en BOF-konsentrasjon i kommunal kloakk på 80—100 mgBOF/l. En slik økning i det organiske stoff kan gi en svært negativ innvirkning på resi-



Figur 1. Normal prosess for nitrogenfjerning i biorotoranlegg.



Figur 2. Foreslått prosess for nitrogenfjerning i biorotoranlegg. (NTH-prosessen)

pienten dersom denitrifikasjonen av en eller annen grunn ikke finner sted, eller dersom kontrollsystemet bryter sammen.

Målsettingen med den metoden som vi har valgt, er å overflødiggjøre en ekstern karbonkilde ved å bruke råvannet selv som karbonkilde. Dette system har blitt brukt med hell ved aktiv-slam-prosessen i den såkalte Bardenpho-prosessen som foreslått av Barnard i Sør-Afrika/1/.

Flyteskjema for den foreslåtte prosess er vist i fig. 2.

Det ammoniumrike innløpsvannet pas-

serer gjennom en tank med en neddykket biorotor hvor anaerobe forhold vil eksistere. Fra denne tanken går vannet til en konvensjonell aerob biorotor hvor nitrifikasjonen finner sted. Nitrifisert vann blir så resirkulert til innløpet av den anaerobe tanken hvor denitrifikasjonen finner sted og hvor råvann kan fungere som karbonkilde.

Den maksimalt mulige nitrogenfjerning som kan oppnås med denne prosessen kan beregnes ved hjelp av en massebalanse dersom man antar fullstendig nitrifikasjon og denitrifikasjon i de to stegene:

$$\begin{aligned}
 Q C_{N_i} &= rQC_{N_r} + QC_{N_e} \\
 &= rQC_{N_e} + QC_{N_e} = QC_{N_e}(1+r)
 \end{aligned}$$

renseeffekt:

$$\frac{C_{N_i} - C_{N_e}}{C_{N_i}} \cdot 100\% = \frac{C_{N_i} - \frac{C_{N_i}}{r+1}}{C_{N_i}} \cdot 100\% = \frac{r}{r+1} \cdot 100\%$$

hvor C_{N_i} , C_{N_e} og C_{N_r}

er nitrogenkonsentrasjonene henholdsvis i influenten, effluenten og i den resirkulerte vannmengde.

Fjerning av 90% nitrogen forlanger således en resirkulert vannmengde som er 9 ganger så stor som innløpsvannmengden, mens 80% nitrogenfjerning kan oppnås med et resirkulasjonsforhold på $r = 4$.

EKSPERIMENTELT OPPLÉGG

Forsøkene ble utført i 2 plexi-glass biotorer som var arrangert i parallell hver med en kapasitet på 1—10 l/t.

Det ble gjort forsøk med 3 forskjellige typer av råvann, nemlig:

1. Syntetisk avløpsvann
2. Kommunalt avløpsvann
3. Sigevann fra avfallsplass.

Årsaken til at man satte i gang forsøkene med syntetisk avløpsvann, var å få så stabile karakteristika på innløpsvannet som mulig for å undersøke om prosessen i det hele tatt hadde noe for seg. Sammensetningen av det syntetiske avløpsvannet var så lik kommunal kloakk som mulig, slik det fremgår av tabell 1.

Tabell 1. *Karakterisering av syntetisk avløpsvann.*

Total KOF (KOF _t)	: 400 mg O/l
Løst KOF (KOF _s)	: 300 »
Løst BOF ₅ (BOF _{5s})	: 188 »
Tot P	: 9 P/
Tot N	: 36 mg N/l
Suspendert stoff	: 90 mg/l
Alkalitet	: 130 mg CaCO ₃ /l

Det kommunale avløpsvann ble tatt fra avløpsledningen til en boligblokk i morgentimene fordi ammoniumkonsentrasjonene da er høyest. Vannet hadde imidlertid

på dette tidspunkt et lavt innhold av løst organisk stoff sammenlignet med ammoniumkonsentrasjonen, noe som gav oss visse problemer i enkelte av eksperimen-

tene. Dette vil bli kommentert senere. I en del av eksperimentene ble derfor den kommunal kloakk tilsatt tørrmelk for å øke konsentrasjonen av løst organisk stoff.

Sigevannet ble tatt fra avfallsplassen til Trondheim. Forsøkene ble utført i en

periode med mye regn, noe som førte til at sigevannet var relativt tynt. Tabell 2 viser sammensetningen av sigevannet i 1975 og 1976 sammenlignet med sammensetningen i vårt forsøk.

Tabell 2. *Sammensetning av sigevannet.*

Parameter	1975—76	Dette forsøket
COD mg/l	1975—76	400—800
Tot N	1250—1650	80—130
NH ₄ -N	80—100	70—125
Tot P	65—80	0.6
Fe	0.7—20.8	100—145
pH	105—140	7.0

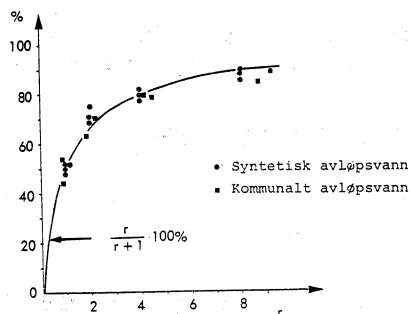
For å hindre at man fikk problemer med jernhydroksydutfelling på biofilmen, ble mesteparten av jernet felt ut på forhånd ved å justere pH til 8, deretter luftet og filtrerte.

RESULTATER

Nitrogenfjerning.

I fig. 3 er de eksperimentelle resultater fra situasjoner hvor nitrifikasjon og denitrifikasjon ikke var begrenset av noen faktor. Resultatene er sammenlignet med den teoretisk mulige fjerning som var vist tidligere, og som er angitt med den heltrukne linjen.

Figuren viser at resultatene er godt tilpasset den teoretisk mulige renseseffekt. Dette viser at prosessen går slik som antatt dersom ingen faktor (slik som pH, oksygenkonsentrasjonen, organisk stoffbelastning, giftige stoffer osv.) begrenser nitrifikasjon eller denitrifikasjon. Ut fra dette kan man si at prosessen er et interessant alternativ til de forskjellige nitrogenfjerningsmetodene som er i bruk idag.



Figur 3.
Nitrogenfjerning mot resirkulasjonsforhold.

Nitrifikasjon.

Det ble ved tidligere forsøk vist at det var nødvendig med et løst KOF-innhold på mindre enn 30 mg KOF/l for å ha fullstendig nitrifikasjon. Disse resultatene ble imidlertid oppnådd i et system av samme type som vist i fig. 1. I et system med resirkulering slik det vi undersøker er det vanskelig å angi direkte begrensning.

de KOF-belastning fordi den resirkulerte mengde bidrar til KOF-belastningen. Dette resirkulerte vannet inneholder imidlertid svært lite biologisk nedbrytbart organisk stoff. I kloakkeksperimentene som vi utførte inneholdt f.eks. den resirkulerte vannmengde bare 3.5 mg BOF₅/l, mens KOF-innholdet var 39 mg KOF/l. Det kan derfor sies at den organiske belastningen som det resirkulerte vannet representerer, ikke bidrar særlig mye til den totale biologiske nedbrytbare organiske belastningen som vil bestemme graden av nitrifikasjon. I de forsøkene som ble utført med sigevann ble f.eks. nitrifikasjon oppnådd selv om KOF-verdien var så høy som 100—200 mg KOF/l.

I fig. 4 er plottet nitrifikasjonshastigheten mot ammoniumbelastningen for situasjoner hvor nitrifikasjon ikke var begrenset av organisk belastning. Det er interessant å legge merke til at for alle råvannstypene som ble forsøkt, så det ut til å være en kritisk belastning på omkring 100—150 mg NH₄-N/m² · h. Over denne belastningen var nitrifikasjonshastigheten konstant og uavhengig av belastningen. Denne maksimale nitrifikasjonshastigheten var omkring 100—120 mg NH₄-N fjernet/m² · h både for det syntetiske avløpsvannet og for kloakken, mens den var betydelig lavere for sigevannet, rundt 40 mg NH₄-N fjernet/m² · h.

I fig. 5 er vist nitrifikasjonshastigheten i hvert steg av enheten som man kan anta å være ideelt blandet. Selv om det er stor spredning i resultatene synes figuren å antyde at nitrifikasjonsprosessen følger Monod kinetikk, med nullte ordens kinetikk ved høyere ammoniumkonsentrasjoner og første-orden ved lavere ammoniumkonsentrasjoner. Det ser ut som at nullte ordens reaksjon styrer prosessen ved kon-

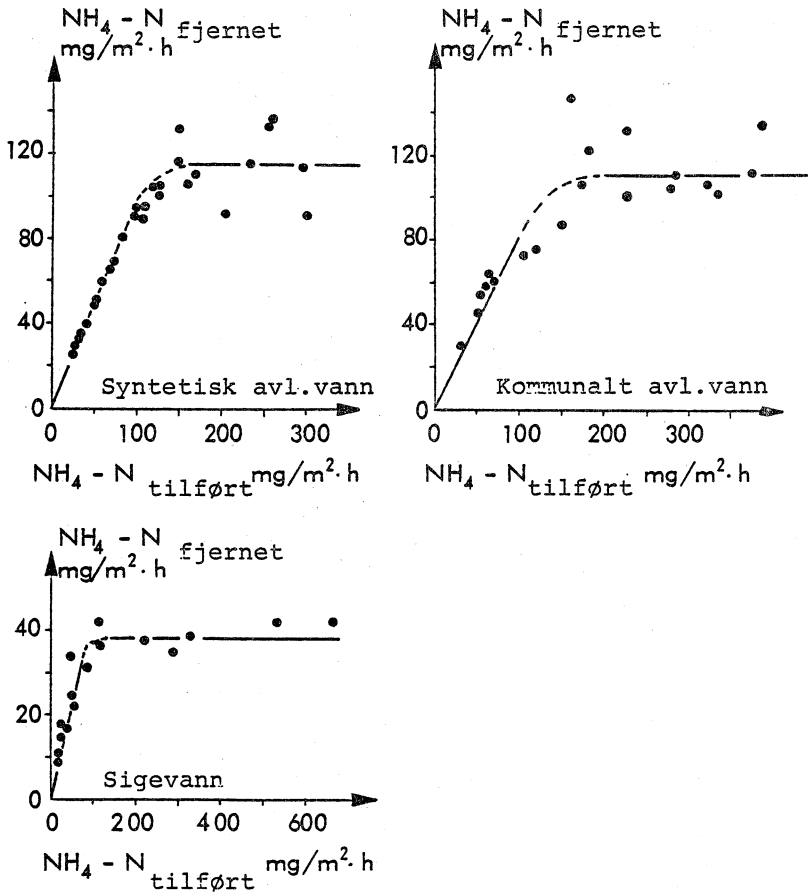
sentrasjoner høyere enn 4—6 mg NH₄-N/l i vanlig avløpsvann og høyere enn 20 mg NH₄-N i sigevann. Årsaken til forskjellen i de forskjellige vanntypene er uklar. Det er imidlertid mulig at nitrifikasjonshastigheten i alle forsøkene i mer eller mindre grad kan ha vært begrenset av oksygenkonsentrasjonen.

Denitrifikasjon.

For denitrifikasjon blir metanol vanligvis brukt som karbonkilde. Flere forskere har undersøkt nitrat/nitritt-fjerningen som funksjon av metanolforbruket ved biofilmsystemer. Christensen og Harremoes /2/ gikk igjennom de forskjellige undersøkelser, og de konkluderte med at et metanol til nitrogen forhold på 3 g CH₃OH/g NO₃-N, var nødvendig for å oppnå mer enn 90% nitratfjerning.

I suspenderte kulturer vil det teoretiske metanolforbruket være 2.47 g CH₃OH/g NO₃-N/3/, som er nær det man har målt i mange undersøkelser. Narkis, Rebhun og Sheindorf /4/ har nylig publisert resultater fra eksperimenter med suspenderte kulturer hvor forskjellige typer karbonkilder ble brukt. De konkluderte med at når man uttrykte det organiske stoff som løst BOF, fant man en kritisk verdi på 2.3 mg BOF₅/mg NO_x-N for forbruket av organisk stoff ved denitrifikasjon uansett hvilken karbonkilde som ble brukt. (NO_x-N er lik summen av nitrat (NO₃-N) og nitritt (NO₂-N)).

Det mest interessante alternativ til metanol er utvilsomt råkloakken selv. I de eksperimentene som er presentert her, ble løst KOF brukt som mål på organisk stoff. I de innledende eksperimenter med syntetisk avløpsvann, var ikke KOF-konsentrasjonen begrensende for denitrifika-



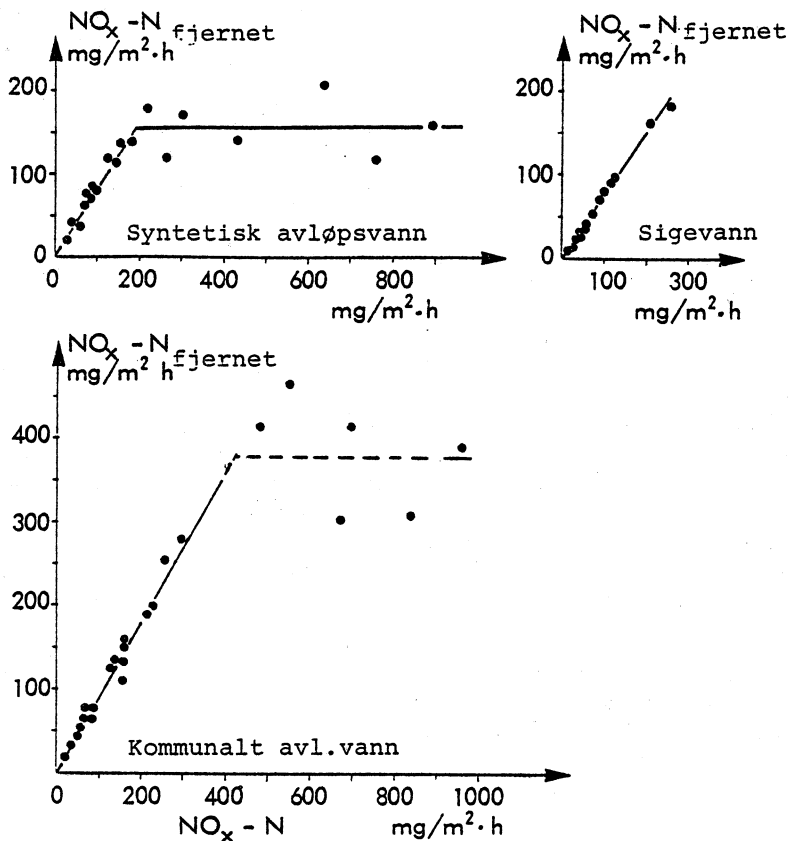
Figur 4. Nitrifikasjonsb hastighet mot ammoniumbelastning.

sjon. I kloakkeksperimentene viste det seg at vannet som ble tatt i morgentimene, hadde et unormalt høyt nitrogeninnhold sammenlignet med KOF-innholdet.

Innledningsvis ble derfor ikke fullstendig denitrifikasjon oppnådd. Etter en tid ble vi klar over at dette kunne skyldes at organisk stoff i råkloakken var begrensende faktor. Vi plottet derfor nitratfjer-

ningen som funksjon av forholdet mellom KOF og nitrat. (KOF i råvannet og total NO_x-N tilført).

Fig. 6 viser at tilnærmet fullstendig denitrifikasjon ble oppnådd dersom dette forholdet var høyere enn 7 i vannet som gikk inn i den anaerobe enheten. Figuren viser også at sammenhengen mellom denitrifikasjon og dette forholdet var lineært



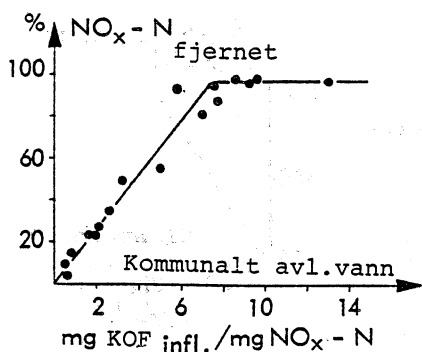
Figur 5. Nitrifikasjonsbæstighet mot ammoniumkonsentrasjon.

for forhold lavere enn 7, noe som indikerer at organisk stoff var begrensende faktor for denitrifikasjon.

I de eksperimentene som fulgte, tilsatte vi derfor tørrmelk tilsvarende en løst KOF-konsentrasjon på 100 mg KOF/l. Etter dette var organisk stoff ikke lenger begrensende faktor for denitrifikasjon. Det kan her nevnes at i normalt kommunalt avløpsvann vil man vanligvis ha et

forhold mellom løst KOF og nitrogen i innløpet som er over 6—7 slik at organisk stoff normalt ikke vil være begrensende for denitrifikasjon.

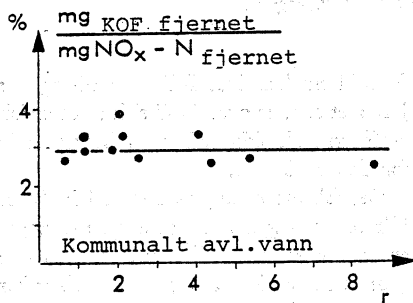
Det faktum at organisk stoff i innløpet blir redusert gjennom det anaerobe steget er en annen verdifull faktor med denne prosessen. Redusert organisk belastning på det aerobe steget gjør det mulig å redusere det nødvendige areal i dette steget for å oppnå nitrifikasjon. Totalt betyr



Figur 6.
Denitrifikasjonsgrad mot KOF/NO_x-N forhold.

dette at investeringskostnadene sammenlignet med en situasjon hvor denitrifikasjonsenheten kommer etter nitrifikasjonsenheten, blir lavere.

For å finne ut hvor mye organisk stoff som ble forbrukt ved denitrifikasjon, ble forholdet mellom forbrukt KOF og forbrukt nitrat/nitritt beregnet. Dette forholdet skulle man vente var konstant for



Figur 7.
Forbrukt KOF under denitrifikasjon.

de forskjellige forsøkene. For å visualisere resultatene er det beregnede forhold plottet mot resirkulasjonsforholdet i fig. 7.

Selv om det er en betydelig spredning i resultatene, viser fig. 7 at 2.5-3.5 mg KOF blir forbrukt for hvert mg av nitrat/nitritt som blir fjernet ved denitrifikasjon.

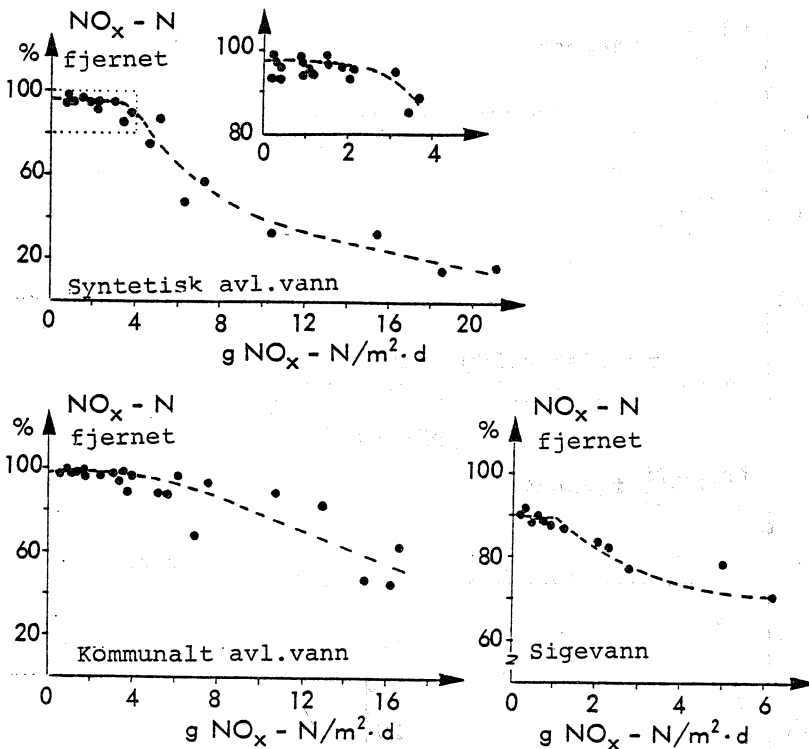
I fig. 8 har en plottet nitrat/nitrittfjerningen (%) mot nitrat/nitritt-belastningen for de ulike vanntypene.

I forsøkene med syntetisk avløpsvann, kunne en tolerere en maksimal belastning på 4 g NO_x-N/m²·d for å oppnå en renseeffekt på mer enn 90% denitrifikasjon. Den tilsvarende belastning i kloakkvannforsøkene syntes å være noe høyere, 6 g NO_x-N/m²·d.

I sigevannsforsøkene ble mer enn 90% denitrifikasjon vanskelig å oppnå. Dette kan være forårsaket av en eller annen ukjent begrensning. For å oppnå 80% denitrifikasjon kunne man maksimalt benytte en belastning på 2 g NO_x-N/m²·d.

I fig. 9 har man plottet denitrifikasjons-hastigheten (mg NO_x-N fjernet/m²·t) mot NO_x-N belastningen (mg NO_x-N tilført/m²·t). Vi ser at denitrifikasjons-hastigheten øker lineært med belastningen. I sigevannsforsøkene er det vanskelig å peke ut hva som er maksimal hastighet. I kloakkvannseksperimentene ser maksimal hastighet ut til å være i området 350—450 mg NO_x-N/m²·t, og i forsøkene med syntetisk avløpsvann er maksimalverdien ca. 150 mg NO_x-N/m²·t.

Årsaken til denne uoverensstemmelsen er vanskelig å finne, men vi tror at denitrifikasjons-hastigheten i forsøkene med syntetisk avløpsvann, ble begrenset av nitratkonsentrasjonen i forsøk med høy denitrifikasjons-hastighet.



Figur 8. Denitrifikasjonsgrad mot $\text{NO}_x\text{-N}$ -belastning.

DISKUSJON

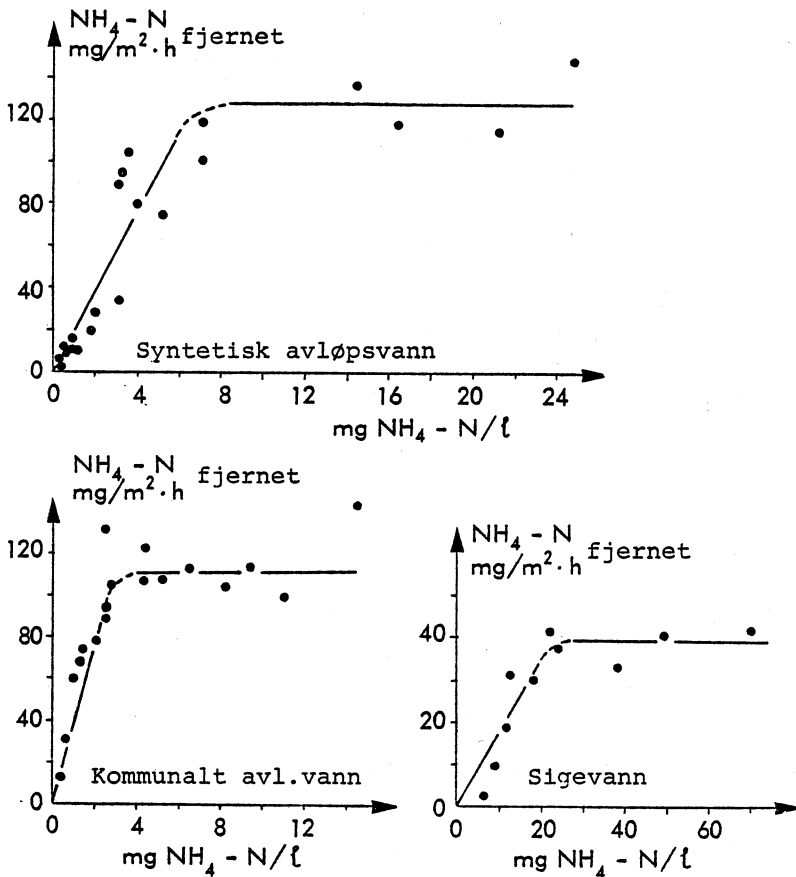
Resultatene fra disse forsøkene viser at den foreslåtte prosess vil være et interessant alternativ for fjerning av nitrogen av avløpsvann. Fordelene med prosessen er:

1. Lav driftskostnad idet ekstern karbonkilde er unødvendig.
2. Lav investeringskostnad idet bare en sedimenteringsenhet er nødvendig, og idet den aerobe biorotorens areal kan reduseres som følge av at organisk stoff fjernes ved denitrifikasjon i det foregående anaerobe steget.

3. Det er ingen fare for å ødelegge utløpsvannets BOF som følge av tilsetning av for mye metanol siden metanol ikke blir brukt.

De mulige ulempeene er:

1. Forholdet mellom løst KOF-belastning (g KOF₅/h) og nitrat/nitritbelastningen (g $\text{NO}_x\text{-N}/\text{h}$) på denitrifikasjonsenheten, bør være større eller lik 7.
2. Dersom høye nitrogenfjerninger (større enn 90%) er nødvendig, er det nødven-



Figur 9. Denitrifikasjonsb hastighet mot $\text{NO}_x\text{-N}$ belastning.

dig med et høyt resirkulasjonsforhold (r større enn 9).

80% fjerning oppnås imidlertid ved resirkulasjonsforhold så lavt som 4. Resirkulasjon kan imidlertid meget billig arrangeres ved biorotorer ved å bruke en øsepumpe montert på biorotorakslingen.

3. Dersom nitrifikasjonen av en eller annen grunn blir inhibert, vil ammonium-

belastningen på nitrifikasjonsenheten øke raskt som en følge av resirkuleringen. Dette akselererer reduksjonen av nitrifikasjon. Dersom man i et praktisk tilfelle ser at nitrifikasjonen begynner å reduseres, må resirkulasjonsforholdet raskt senkes inntil nitrifikasjonen har tatt seg opp igjen og bragt tilbake til normaltstanden før resirkulasjonen igjen bringes opp på det normale nivå.

Når man skal prosjektere et anlegg med den foreslåtte prosessen, er det 3 faktorer som må bestemmes, nemlig resirkulasjonsforholdet, biorotorarealet for nitrifikasjonsenheten og biorotorarealet for denitrifikasjonsenhetene.

Resirkulasjonsforholdet bestemmes av den prosentuelle renseseffekt av nitrogen som er nødvendig etter ligningen:

$$R_N = \frac{r}{r + 1} \cdot 100\%$$

Man bør selvsagt være konservativ og bruke noe høyere resirkulasjonsforhold enn det som kan finnes ut fra denne ligningen for å ta hensyn til muligheten av at nitrifikasjonen og denitrifikasjonen ikke er 100%.

Arealet av nitrifikasjonsenheten bør dimensjoneres etter normale dimensjoneringskriterier for å oppnå nitrifikasjon i biorotorer. (I Norge er denne grensen satt til 0.0075 kg BOF₇/m² · d.) Den organiske belastningen kan imidlertid reduseres med 2.5 g KOF for hvert gram NO_x-N som skal fjernes i denitrifikasjonsenheten. I normalt kommunalt avløpsvann vil dette bety en reduksjon i den organiske belastningen tilsvarende en reduksjon i konsentrasjonen av influenten på 70—80 g KOF/m³ eller 50—60 g BOF₅/m³ (løst organisk stoff). Det er derfor viktig at nitrifikasjonsenheten blir konservativt dimensjonert for å sørge for full nitrifikasjon. Det er ikke nødvendig å legge til noe for den organiske belastningen som stammer fra det resirkulerte vannet, fordi dette vannet har et svært lavt innhold av biologisk nedbrytbart organisk stoff i det vannet allerede har passert nitrifikasjonssteget.

Arealet på denitrifikasjonsenheten bør dimensjoneres for en nitrat/nitritt-belast-

ning på omkring 4 g NO_x-N/m² · d for å sikre full denitrifikasjon.

Når disse anbefalingene blir fulgt, vil man normalt finne at det nødvendige areal på denitrifikasjonsenheten er mindre enn halvparten av arealet for nitrifikasjonsenheten.

KONKLUSJONER

Forsøk med nitrifikasjon/denitrifikasjon med et system bestående av en anaerob biorotor med resirkulasjon har blitt utført med syntetisk avløpsvann, kommunalt avløpsvann og sigevann fra søppelfyllplass som råvann.

Følgende konklusjoner kan settes opp:

1. Man har demonstrert at den foreslåtte prosess (fig. 2) er i stand til å gi nitrogenfjerning i kloakkvann tilsvarende en renseseffekt på $R_N = (r / (r + 1)) \cdot 100\%$ (r = resirkulasjonsforholdet) uten bruk av en ekstern karbonkilde.
2. Nitrifikasjonshastigheter på 120, 110 og 40 mg NH₄-N/m² · h er blitt målt det syntetiske avløpsvannet, det kommunale avløpsvannet og i sigevannet.
3. Denitrifikasjonshastigheter på 150—200, 350—400 og 150—200 mg NO_x-N/m²·h har blitt målt for det syntetiske avløpsvannet, det kommunale avløpsvannet og sigevannet.
4. Man har funnet at forbruket av organisk stoff under denitrifikasjonen er tilnærmet 3 g KOF_s/g NO_x-N fjernet.
5. For å oppnå full denitrifikasjon med prosessen har man funnet at forholdet mellom løst KOF-belastning på denitrifikasjonsenheten fra influenten og NO_x-N belastningen på denitrifikasjonsenheten bør være større eller lik 7.

Dette tilsvarer et forhold mellom løst KOF og nitrogen i innløpsvannet på 6—7.

6. Forsøkene har også vist at prosessen kan rense sigevann fra avfallsplasser i tillegg til det å rense avløpsvann. I sigevann anbefales det imidlertid at jern fjernes før vannet ledes inn på biorotor-

anlegget for å hindre jernhydroksyduffelling på biofilmen.

7. Den viktigste fordelene med prosessen er at tilførsel av ekstern karbonkilde er unødvendig og at prosessen på grunn av dette vil være økonomisk fordelaktig, både ut fra et investeringssynspunkt og et driftssynspunkt.

LITTERATUR

- /1/ *Barnard, J. L.*: Biological denitrification. *Water Pollution Control*, Vol. 72, No. 6, pp. 705—720, 1973.
- /2/ *Christensen, M. H. and Harremöes, P.*: Biological denitrification of sewage: A literature review. *Progress of Water Technology*, Vol. 8, No. 4/5, pp. 509—555, 1977.
- /3/ *Mc Carty, P. L., Beck, L. and Amant, P. St.*: Biological denitrification of wastewaters by addition of organic materials. *Proc. of the 24'th Ind. Waste Conf.*, Purdue University, 1969.
- /4/ *Narkis, N., Rebbun, M. and Sheindorf, Ch.*: Denitrification at various carbon to nitrogen ratios. *Water research*, Vol. 13, No. 1, pp. 93—98, 1979.