

Biologisk fosforfjerning på et eksisterende kloakkrenseanlegg

Av Bjørn Rusten og Arne Lundar.

Dr. ing. Bjørn Rusten og ing. Arne Lundar er begge ansatt i Aquateam — Norsk vannteknologisk senter A/S.

Sammendrag

Forsøk med biologisk fosforfjerning i fullskala har blitt utført ved Sylling renseanlegg. Anlegget ble modifisert for biologisk fosforfjerning ved at avløpsvannet først gikk gjennom en anaerob tank og deretter en aerob tank. En omrører holdt slamm i den anaerobe tanken i suspensjon. Returslam ble ført til innløpet av den anaerobe tanken.

I forsøksperioden mottok renseanlegget et avløpsvann med svært lave konsentrasjoner av løst organisk stoff og fosfat, samtidig som innholdet av oksygen og nitrat var relativt høyt. En slik sammensetning av avløpsvannet er svært ugunstig for biologisk fosforfjerning. Det var umulig å oppnå stabile anaerobe forhold i den anaerobe tanken, noe som er en forutsetning for biologisk fosforfjerning. Over det biologiske rensesettrinnet ble det likevel registrert en gjennomsnittlig reduksjon av totalfosfor på 43%. Denne fosforfjerningen skyldes stort sett fysiske/kjemiske prosesser, og ikke vekst av polyfosfatakkumulerende bakterier.

Sannsynligvis er sammensetning og konsentrasjoner av innløpsvannet til Sylling renseanlegg representativt for mange norske renseanlegg. Dette betyr at forholdene ikke ligger til rette for å

innføre biologisk fosforfjerning på norske kommunale renseanlegg i dag.

1. Innledning

I Norge har vi lange tradisjoner med fjerning av fosfor fra avløpsvann ved hjelp av kjemisk felling. I en rekke andre land har man i de senere årene i stadig sterkere grad interessert seg for biologisk fosforfjerning. Grunnen til dette er dels at disse landene ikke har hatt noen tradisjon med hensyn til kjemisk fosforfjerning og dels at man har funnet at det blir billigere å fjerne fosfor biologisk enn ved tilsetning av kjemikalier.

De grunnleggende mekanismene for biologisk fosforfjerning begynner etter hvert å bli godt kjent (1), og de har også vært utførlig beskrevet i norsk faglitteratur (2, 3).

Prinsippet går ut på at man dyrker frem spesielle bakterier som kan lagre store mengder fosfat. Dette oppnås ved å utsette bakteriene i et aktivslam for vekselvis anaerobe og aerobe forhold. Noen bakterier har den egenskapen at de kan absorbere lavmolekylært organisk materiale (f.eks. fettsyrer) under anaerobe forhold. Den energien de trenger til dette skaffes ved å frigjøre

ortofosfat, som har vært bundet som polyfosfat i bakterienes protoplasma. Når bakteriene deretter kommer i et aerobt miljø, bryter de ned det absorberte organiske materialet. Dermed produseres energi, som brukes til vekst og til å ta opp ortofosfat fra vannet og lagre dette som polyfosfat i bakteriene. Resultatet blir at disse bakteriene får et høyt fosforinnhold. På grunn av at de kan absorbere lett nedbrytbart organisk materiale under anaerobe forhold, vil de også utkonkurrere bakterier som ikke har denne egenskapen (1).

Det finnes flere patenterte utforminger av renseanlegg beregnet på biologisk fosforfjerning. Erfaringer fra utenlandske fullskala anlegg har imidlertid vist at enkle forandringer på eksisterende aktivslamanlegg kan gi vel så gode resultater som de patenterte prosessene (4, 5). Dersom det er enkelt å oppnå biologisk fosforfjerning på eksisterende aktivslamanlegg vil denne prosessen være ideell for små renseanlegg, hvor dosering av fellingskjemikalier er et problem. Små biosorpsjonsanlegg med lav belastning kan f.eks. oppnå fosforfjerning ved å bruke aktiveringstanken som et anaerobt trinn. På store anlegg kan biologisk fosforfjerning redusere driftskostnadene.

På denne bakgrunn tok Aquateam initiativet til et fullskala demonstrasjonsforsøk med biologisk fosforfjerning, finansiert av NTNFs Program for VAR-teknikk. Hovedhensikten med prosjektet var å se om biologisk fosforfjerning egner seg under norske forhold, hvor vi har lavere temperaturer og tynnere avløpsvann enn i de landene hvor biologisk fosforfjerning er tatt i bruk.

2. Valg av renseanlegg

Vi ønsket å kjøre demonstrasjonsforsøket på et renseanlegg med et tilrenningsmønster og innløpskonsentrasjoner som ville være representative for små norske renseanlegg. Samtidig skulle det være et veldrevet anlegg. Etter å ha vurdert data fra utslippskontrollen for flere aktuelle renseanlegg, falt valget på Sylling renseanlegg i Lier kommune. Dette er et biosorpsjonsanlegg med etterfelling. Renseanlegget er dimensjonert for 1900 P.E., mens tilrenningen i 1987 ble beregnet til ca. 700 P.E. (6).

Tabell 1 viser innløps- og utløpskonsentrasjoner basert på ukeblandprøver fra 1987 (6). Medianverdiene og variasjonene i innløpskonsentrasjonene må sies å være typiske for et lite renseanlegg, med unntak av de unormalt høye verdiene i den første prøven fra november. Utløpskonsentrasjonene viser at anlegget fungerer bra.

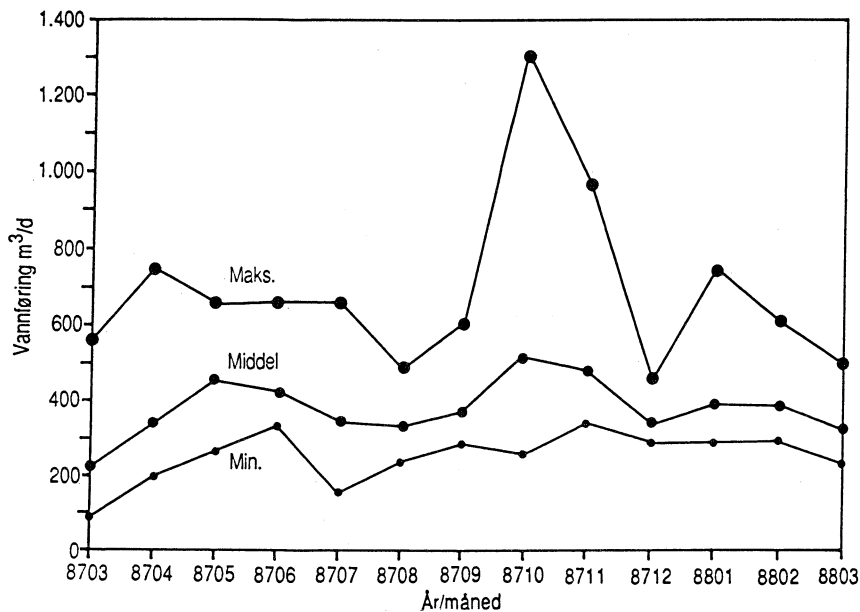
Figur 1 viser maksimal, midlere og minste døgnvannføring for hver måned fra mars 1987 til mars 1988. Betydelige mengder infiltrasjons- og overvann har gått gjennom renseanlegget i nedbørsperioder. Dette er også en relativt vanlig situasjon ved mange norske renseanlegg.

3. Forsøksopplegg

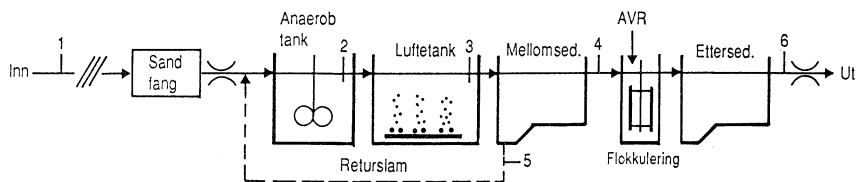
For å oppnå biologisk fosforfjerning må vi ha både en anaerob og en aerob sone. På Sylling ble aktiveringstanken bygd om til en anaerob tank ved at lufttilførselen ble slått av og det ble montert et røreverk for å holde slammet i suspensjon. Bassengene på anlegget er overdekket og størrelsen på røreverket ble derfor begrenset av åpningen i luka ned til bassenget. Det ble benyttet en omrører av typen Flygt 4400.

Tabell 1. *Innløps- og utløpskonsentrasjoner målt på ukeblandprøver fra Sylling renseanlegg i 1987 (6).*

Inn- sendt Dato	Konsentrasjoner i mg/l					
	Innløp			Utløp		
	KOF	Tot.P.	Tot.N.	KOF	BOF ₇	Tot.P.
26.01	260	5.7	25	<15	<10	0.16
09.02	220	4.7	25	18	<10	0.18
16.03	210	6.5	31	33	<10	0.09
27.04	90	2.8	11	15	<10	0.14
18.05	130	3.6	20	35	<10	0.09
15.06	170	3.5	25	15	<10	0.12
13.07	210	6.4	31	15	<10	0.07
24.08	200	6.3	29	65	<10	0.08
21.09	130	4.6	23	20	<10	0.07
09.11	840	21	53	35	<10	0.08
23.11	270	6.8	21	30	<10	0.11
Median	210	5.7	25	20	<10	0.09



Figur 1. *Maksimal, midlere og minste døgnvannføring for hver måned fra mars 1987 til mars 1988 for Sylling renseanlegg.*



Prøvetakingspunkter:
 1, 4, 6: Døgnprøver
 2, 3, 5: Stikkprøver

Dimensjoner:
 Anaerob tank: 55 m³
 Aerob tank: 61 m³
 Mellomsed.: 52 m²
 Ettersed.: 52 m²

Figur 2. Flyteskjema med prøvetakingspunkter og dimensjoner for anlegget.

Figur 2 viser flyteskjema, dimensjoner og prøvetakingspunkter for Sylinder renseanlegg, slik det ble drevet i forsøksperioden. I innløpet og ut fra henholdsvis mellomsedimentering og ettersedimentering (prøvepunkt 1, 4 og 6) var det montert prøvetakere som tok ut vannmengdeproporsjonale døgnprøver. Disse ble tatt fra kl. 0900 om morgenen til kl. 0900 neste dag. I de andre prøvetakingspunktene ble det tatt stikkprøver på dagtid.

Forsøkene ble delt inn i en innkjøringsperiode på 2 mnd, fulgt av en intensiv måleperiode over 1 uke. I innkjøringsperioden ble temperatur, oksygeninnhold, NO₃-N, PO₄-P og slamvolum målt daglig i både anaerob tank og luftetank. Alkalitet, pH, NO₃-N og PO₄-P ble målt daglig i innløpet og ut fra henholdsvis mellomsedimentering og ettersedimentering (prøvepunktene 1, 4 og 6).

I intensivperioden ble programmet utvidet med analyser av total COD, filtrert COD og total-P på alle døgnblandprøver. Total BOD₇ og filtrert BOD₇ ble målt på innløpsprøvene.

Slamvolum og konsentrasjon av NO₃-N på returslamstrømmen ble sjekket regelmessig.

4. Resultater

4.1 Innkjøringsperiode

I innkjøringsperioden ble det lagt vekt på å legge forholdene til rette for biologisk fosforfjerning. Renseanlegget ble drevet med en slamkonsentrasjon i luftetanken på 2–3 kg TS/m³. Med en antatt tilknytning på 710 P.E. (6) tilsvarte dette en aerob slambelastning på 0,3–0,4 kg BOD₇/kg TS · d. Dette belastningsområdet er velegnet for biologisk fosforfjerning (1), samtidig som det forhindrer nitrifikasjon. Nitrifikasjon er uønsket fordi resirkulering av nitratholdig returslam til den anaerobe tanken gjør det vanskelig å oppnå anaerobe forhold, samtidig som en eventuell denitrifikasjon vil forbruke noe av det lett nedbrytbare organiske stoffet som trengs til fosforfjerning.

Tabell 2 viser noen driftsdata fra innkjøringsperioden. Det ble tidlig klart at det ville bli vanskelig å oppnå biologisk

fosforfjerning. Innløpsvannet inneholdt til sine tider mye nitrat. Den høyeste døgnverdien var 8,7 g NO₃-N/m³. Dessuten var det vanskelig å oppnå oksygenfrie forhold i den

anaerobe tanken. Målingene i den anaerobe tanken er stikkprøver, og ved kraftige regnskyll er det sannsynlig at oksygenkonsentrasjonene har vært høyere enn vist i tabell 2.

Tabell 2. *Vannføring gjennom rensanlegget og driftsdata for anaerob tank i innkjøringsperioden.*

	Vannføring m ³ /d	Anaerob tank			
		NO ₃ -N, g/m ³	O ₂ , g/m ³	pH	Temp., °C
Middel	415	1,6	0,6	7,1	6,1
Maksimum	625	3,0	0,9	7,3	6,7
Minimum	295	<0,01	0,3	6,9	5,6

Målinger av PO₄-P på filtrerte prøver viste stort sett de samme konsentrasjonene i anaerob tank og luftetank, hvilket betyr at vi ikke fikk den tilsktede frigjøringen av fosfat i den anaerobe tanken. I forbindelse med biologisk fosforfjerning har i praksis anaerobe forhold blitt definert som et miljø med mindre enn 0,2 g/m³ av både oksygen og NO₃-N (4). Ut fra dette kriteriet oppnådde vi ikke anaerobe forhold i vårt anlegg.

4.2 Intensivperioden

Hydraulisk belastning, innløpskonsentrasjoner og konsentrasjoner ut fra mellomsedimentering (dvs. etter biologisk rensing) er vist i tabell 3. Innløpsvannet inneholdt lite løste forurensninger og mye partikulære forurensninger. Tabell 4 viser driftsdata for den anaerobe tanken i intensivperioden.

Tabell 3. *Hydraulisk belastning, innløpskonsentrasjoner (prøvetakingspunkt 1) og utløpskonsentrasjoner fra biologisk rensetrinn (prøvetakingspunkt 4) i intensivperioden.*

	Innløp			Utløp biotritt		
	Median	Maks.	Min.	Median	Maks.	Min.
Hydr. belastn., m ³ /d	468	654	371			
Total BOD ₇ , g/m ³	107	144	51			
Filtrert BOD ₇ , g/m ³	16	37	12			
Total COD, g/m ³	200	460	130	140	200	140
Filtrert COD, g/m ³	50	100	40	45	70	30
Total-P, g/m ³	3,2	10,0	1,9	2,9	4,8	0,68
PO ₄ -P, g/m ³	0,32	1,6	0,23	0,13	0,38	0,10
NO ₃ -N, g/m ³	3,7	5,2	2,8	3,9	5,5	2,2

Tabell 4. Driftsdata for anaerob tank i intensivperioden, basert på daglige stikkprøver.

	Anaerob tank			
	NO_3-N , g/m ³	O_2 , g/m ³	pH	Temp., °C
Middel	4,1	2,4	7,1	6,0
Maksimum	6,2	6,4	7,3	6,8
Minimum	1,8	0,9	7,0	5,5

Aerob slambelastning, basert på slamkonsentrasjonen i luftetanken og innløpskonsentrasjonen av total BOD₇, varierte fra ca. 0,15 til 0,70 kg BOD₇/kg TS · d. Denne belastningen er for høy til at man kan få nitrifisering ved den aktuelle temperaturen på ca. 6°C.

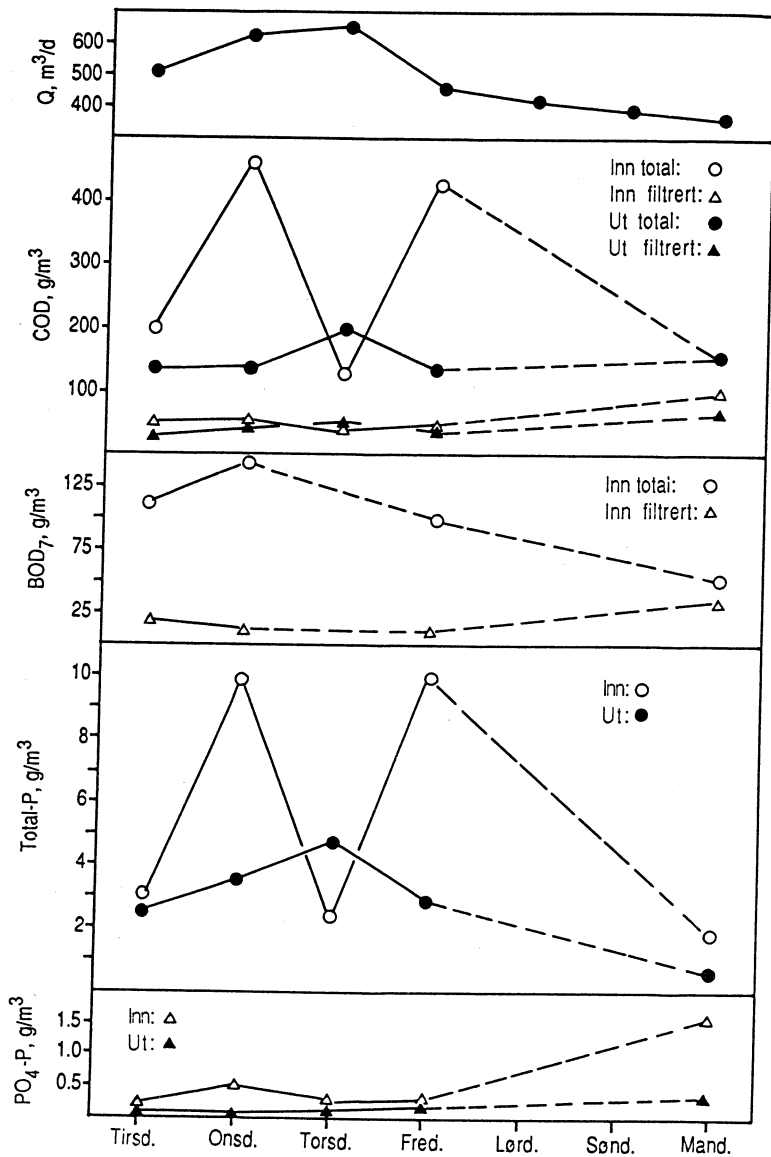
Konsentrasjonene av fosfat-fosfor i anaerob tank og luftetank, basert på stikkprøver fra prøvetakingspunktene 2 og 3, er vist i tabell 5. Konsentrasjonene i de to tankene har stort sett vært like.

Tabell 5. Konsentrasjonene av PO₄-P basert på stikkprøver fra henholdsvis anaerob tank og luftetank i intensivperioden.

	PO ₄ -P, g/m ³	
	Anaerob tank	Luftetank
Middel	0,23	0,27
Maksimum	0,43	0,38
Minimum	0,15	0,15

Daglige variasjoner i vannføring og konsentrasjoner inn og ut av biologisk rensetrinn er framstilt grafisk i figur 3. Innløpskonsentrasjonene av totalt organisk stoff og totalt fosfor varierte kraftig. Utløpsverdiene viser at det biologiske rensetrinnet stort sett jevnet ut disse variasjonene, men det var en

tendens til at utløpskonsentrasjonene av total COD og totalt fosfor økte dagen etter en ekstra høy belastning. Innløpskonsentrasjonene av PO₄-P og organisk stoff målt på filtrerte prøver var generelt meget lave, med med en viss økning på mandag hvor vannføringen var lavere enn tidligere i måleperioden.



Figur 3. Daglige variasjoner i vannføringer og i konsentrasjoner inn (prøvepkt. 1) og ut (prøvepkt. 4) av biologisk rensetrinn i intensivperioden. Basert på døgnprøver som ertatt ut kl. 0900 på vist ukedag.

Midlere renseseffekter over det biologiske trinnet, basert på døgnprøvene fra intensivperioden, var henholdsvis 44% for total COD, 14% for filtrert COD, 43% for total P og 68% for PO₄-P.

5. Diskusjon

Innløpsvannet til Sylling rensaanlegg var i forsøksperioden karakterisert ved et høyt og variabelt innhold av partikulære forurensninger. Innholdet av løste forurensninger var svært lavt. Ved nedbør kunne f.eks. konsentrasjonene av filtrert BOD₇ og filtrert COD være ca. 10% av totalkonsentrasjonene målt på ufiltrerte prøver. I disse periodene fantes fosfor nesten bare på partikulær form. Sammen med høye innløpskonsentrasjoner av nitrat tyder dette på at ledningsnettet tok inn store mengder fremmedvann fra jordbruksarealer. Rent visuelt så innløpsprøvene ut til å inneholde store mengder silt og leire. Dette er forøvrig i overensstemmelse med analyser av aktivslammet, som viste at 45—50% av tørrstoffet bestod av inert materiale. Ved tørrvær økte konsentrasjonene av løst fosfor og løst organisk stoff, selv om verdiene fremdeles var lave. Innholdet av partikulære forurensninger ble imidlertid redusert ved tørrvær, slik at totalkonsentrasjonene også ble noe redusert. For å oppnå best mulig biologisk fosforfjerning ønsker vi et avløpsvann uten nitrat og med et høyt innhold av løst, lett nedbrytbart organisk stoff. Dette betyr at sammensetningen av det avløpsvannet som ble tilført Sylling rensaanlegg var lite gunstig.

De biologiske rensetrinnet ble drevet under forhold som var tilnærmet optimale med hensyn på pH, aerob slambelastning og hydraulisk oppholdstid

(1). Temperaturen var bare ca. 6°C og dette er lavere enn ønskelig. Laboratorieforsøk har vist at biologisk fosfatoptak blir kraftig hemmet ved temperaturer under 10°C (7). I et fullskala anlegg har man imidlertid oppnådd biologisk fosforfjerning ved 8°C (8). Biologisk fosforfjerning ved 5°C er også rapportert (9, 10).

Tabellene 2 og 4 viser at vi aldri oppnådde stabile anaerobe forhold i den anaerobe tanken, ut fra et kriterium om mindre enn 0,2 g/m³ av både oksygen og NO₃-N. I forbindelse med et kraftig regnskyll i intensivperioden ble det målt helt opp i 6 g O₂/m³ i den såkalte anaerobe tanken. Middelverdiene av nitrat og oksygen var så høye i både innkjøringsperioden og intensivperioden at vi ikke kunne forvente å få utløsning av fosfat i den anaerobe tanken. Et rensaanlegg hvor man har biologisk fosforfjerning kjennetegnes ved en høy fosfatkonsentrasjon ut fra den anaerobe tanken og en lav fosfatkonsentrasjon ut fra luftetanken. Vi registrerte (se tabell 5) samme fosfatkonsentrasjoner i både anaerob og luftet tank. Dette viser at vi ikke hadde biologisk fosforfjerning.

Et vanlig kriterium for å oppnå biologisk fosforfjerning er at forholdet mellom avløpsvannets innhold av løst BOD₅ og løst P skal være større enn 10 (1). Dette kriteriet ble oppfylt i våre forsøk, på grunn av de ekstremt lave innløpskonsentrasjonene av PO₄-P. Det er imidlertid slik at lett nedbrytbart organisk stoff i innløpsvannet først og fremst brukes til å redusere innholdet av oksygen og nitrat i den anaerobe tanken. Konsentrasjonen av løst BOD₇ må derfor være så stor at man har nok av lett nedbrytbart organisk stoff til de fosfatakkumulerende bakteriene, etter at oksygen og nitrat har blitt fjernet. Vi

målte innløpskonsentrasjoner fra 12 til 37 g/m³ som løst BOD₇, og dette var ikke engang nok til å fjerne oksygen og nitrat fra den anaerobe tanken.

I forsøksperioden var Sylling renseanlegg ikke optimalt utformet med tanke på biologisk fosforfjerning. Vi hadde bare én stor anaerob tank, mens det ideelle er å dele denne opp i flere reaktorer i serie for å oppnå en tilnærmet stempelstrømning. Av bygningstekniske årsaker måtte vi bruke en hurtiggående omrører med relativt liten diameter i den anaerobe tanken. Dette er uheldig fordi det skaper store lokale skjærkrefter som slår istykker aktivslamfnokkene, slik at disse sedimenterer dårlig i mellomsedimenteringsbassenget. Med en stor saktegående omrører ville vi sannsynligvis fått en bedre partikkelseparasjon og dermed en bedre renseeffekt med hensyn på total COD og total P.

Over det biologiske rensetrinnet ble det observert en gjennomsnittlig reduksjon på 43% total P og 68% PO₄-P. Vi tolker resultatene slik at denne reduksjonen stort sett skyldes fysisk/kjemiske prosesser, og ikke vekst av polyfosfatakkumulerende mikroorganismer. Reduksjonen av partikulært bundet fosfor skyldes at fosforpartiklene sedimenterer sammen med aktivslamfnokkene. Innløpskonsentrasjonene av PO₄-P var svært lave i intensivperioden. Selv med en renseeffekt på 68% var det derfor svært små mengder PO₄-P som ble fjernet i det biologiske rensetrinnet. Ved omsetning av organisk stoff produseres

det mikroorganismer som tas ut som overskuddsslam. Disse mikroorganismene trenger fosfat og overskuddsslammet vil normalt inneholde 1–3% fosfor, uten at det er snakk om polyfosfatakkumulerende bakterier og biologisk fosforfjerning ?). Noe fosfat fjernes derfor sammen med overflødig biomasse. Det er også mulig at noe fosfat adsorberes til f.eks. leirpartikler i aktivslammet og deretter fjernes som partikulært bundet fosfor.

6. Konklusjon

Forsøksanlegget mottok et avløpsvann med en sammensetning som gjorde det umulig å oppnå stabile anaerobe forhold i den anaerobe tanken, noe som er en forutsetning for biologisk fosforfjerning. Ledningsnettet tok inn store mengder fremmedvann. Avløpsvannet inneholdt svært lave konsentrasjoner av løst organisk stoff og fosfat. Konsentrasjonene av partikulært organisk stoff og fosfor varierte kraftig og var periodevis relativt høye. Dessuten inneholdt avløpsvannet relativt mye nitrat.

Erfaringsmessig er det svært mange norske renseanlegg som har dårlig ledningsnett og dermed blir tilført et avløpsvann som beskrevet ovenfor. På disse anleggene vil det være tilnærmet umulig å etablere en god og stabil biologisk fosforfjerning. Forholdene ligger derfor ikke til rette for å innføre biologisk fosforfjerning på norske kommunale renseanlegg idag.

REFERANSER:

1. Arvin, E.: Biological removal of phosphorus from wastewater. *CRC Critical Review Journal*, 15, pp 25—64, 1985.
2. Ødegaard, H. og Arvin, E.: Biologisk fosforfjerning. Prosjektrapport 62/87, NTNFs Program for VAR-teknikk, 1987.
3. Rusten, B.: Bruk av biologiske rensemetoder for fjerning av nitrogen og fosfor fra avløpsvann. *VANN*, 22, pp. 297—304, 1987.
4. Tetreault, M. J. et al.: Biological phosphorus removal: A technology evaluation. *Journal WPCF*, 58, pp. 823—837, 1986.
5. Environment Canada: Retrofitting municipal wastewater treatment plants for enhanced biological phosphorus removal. Report EPS 3/VP/3, 1986.
6. Driftsassistansen i Buskerud: Årsrapport for avløpsanleggene i Buskerud 1987. April 1988.
7. Fuhs, G. W. and Chen, M.: Microbial basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. *Microbial Ecology*, 2, 119—138, 1975.
8. Barnard, J. L. et al.: Design strategies for nutrient removal plant. *Wat. Sci. Tech.*, 17, no. 11/12, 233—242, 1985.
9. Hong, S. N. et al.: A biological wastewater treatment system for nutrient removal. Paper presented at EPA workshop on Biological Phosphorus Removal, Annapolis, MD., June, 1982.
10. Sell, R. L. et al.: Low temperature biological phosphorus removal. Presented at 54th WPCF Conference, Detroit, 1981.