

Biologische defosfatering onder denitrificerende condities

1. Inleiding

Conventionele N- en P-eliminatie

Biologische fosfaatverwijdering uit afvalwater is een al op ruime schaal in de praktijk toegepast proces. Al deze processen zijn gebaseerd op het onderwerpen van het slib aan anaërobe en aërobe periodes. De anaërobe periode dient voornamelijk als selectiecriterium voor defosfaterende bacteriën, terwijl de aërobe periode dient voor de uiteindelijke fosfaatverwijdering en CZV-eliminatie.

de zuivering zodanig te bedrijven dat het aanwezige CZV optimaal wordt benut voor de nutriënteneliminatie, en zo min mogelijk aëroob wordt verbrand tot CO_2 .

N- en P-eliminatie onder denitrificerende condities

Een mogelijkheid om de CZV optimaal te benutten is het gebruikmaken van bacteriën die fosfaat ophopen onder denitrificerende condities. Theoretisch is er geen bezwaar tegen het bestaan van



MARK C. M. VAN
LOOSDRECHT
Kluyverlaboratorium
voor biotechnologie
TU-Delft



GERT JAN SMOLDERS
Kluyverlaboratorium
voor biotechnologie
TU-Delft



TAKAHIRO KUBA
Dept. Civil engineering
Kyushu university
Fukuoka 812, Japan



SEIF J. HEIJNEN
Kluyverlaboratorium
voor biotechnologie
TU-Delft

Conventionele biologische defosfatering berust op de eigenschap van *Acinetobacter* sp. om onder aërobe condities fosfaat op te hopen. Voor dit proces is een hoeveelheid CZV (zowel voor de groei als voor de energielevering voor de vorming van polyfosfaat) noodzakelijk. Exacte getallen hierover zijn niet voorhanden maar een indicatie afkomstig uit eigen onderzoek in sequencing batch reactoren is ca. 15 mg CZV/mgP.

Voor de stikstofeliminatie uit afvalwater wordt in het algemeen ook gebruik gemaakt van afwisselende aërobe (nitrificerende) en anaërobe (denitrificerende) zones in de installatie. Ook voor stikstofeliminatie is een hoeveelheid CZV nodig, 4,35 mg CZV/mgN.

Wanneer er gestreefd wordt naar vergaande P- en N-eliminatie ontstaat er een conflict met betrekking tot de CZV-beschikbaarheid. Als het afvalwater 70 mgN/l en 8 mgP/l bevat is er ongeveer 450 mgCZV/l nodig voor de N- en P-eliminatie. Daarnaast zal er altijd een deel van de CZV door normale aërobe heterotrofe organismen worden verademd. Dit betekent dat er met Nederlands afvalwater het risico bestaat dat een tekort aan CZV aanwezig is om een optimale biologische N- en P-eliminatie te bewerkstelligen. Gezien deze beperkte beschikbaarheid van CZV in afvalwater en de hoge eisen die (vermoedelijk) aan P- en N-eliminatie zullen worden gesteld is het raadzaam om

organismen die groeien en fosfaat ophopen onder denitrificerende condities. Een dergelijke bacterie zou zich (analoog aan *Acinetobacter*) op kunnen hopen in een reactorsysteem dat bestaat uit een anaërobe (fermentatieve) zone en een anoxische (denitrificerende) zone. In een aparte aërobe zone zou dan nog alleen ammonium moeten worden geoxydeerd tot nitraat, voor de denitrificatie. Zo'n organisme zou eenzelfde competitief voordeel van een anaërobe zone hebben als aërobe defosfateerders. Een dergelijk systeem kan de volgende potentiële voordelen hebben:

1. De aanwezige CZV wordt maximaal benut voor nutriënteneliminatie.
2. Er is voornamelijk één type bacteriën betrokken bij de N- en P-eliminatie. Het systeem hoeft dus niet geoptimaliseerd te worden voor twee bacteriegroepen, maar voor slechts een. Dit leidt in het algemeen tot betere processen.
3. Een minimaal energieverbruik voor aëratie.

Vanuit deze achtergrond is in het laboratorium voor bioprocestechnologie in Delft een jaar lang onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden om onder een anaëroob-anoxisch regime biologisch defosfaterend/denitrificerend slib op te hopen.

Effect nitraat op defosfatering

In veel voorgaande onderzoeken is

Samenvatting

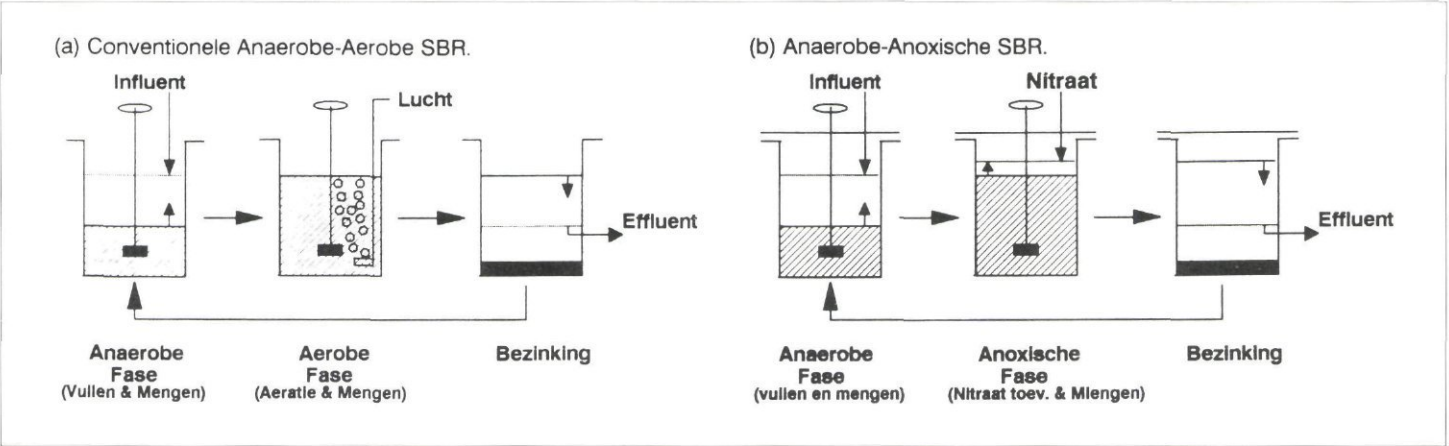
De mogelijkheid om fosfaatverwijdering door denitrificerende organismen te laten plaatsvinden is onderzocht. Hiertoe zijn twee sequencing batch reactoren bedreven: met een conventioneel anaëroob-aëroob regime en met een te beproeven anaëroob-denitrificerend regime. De reactoren werden gevoed met synthetisch afvalwater met 400 mg acetaat-COD/l en 15 mg P/l. De slibbelasting bedroeg 0,2 gCOD/gSS-dag.

Beide reactoren vertoonden een stabiele biologische defosfatering. Onder deze condities werd het toegevoerde COD tijdens de anaërobe fase geheel opgenomen door het slib, wat gepaard ging met een fosfaatafgifte van 90-120 mgP/l. Tijdens de aërobe cq. anoxische periode werd alle fosfaat weer opgenomen door het slib, resulterend in 100% fosfaat-eliminatie. Vergelijking van beide systemen toont aan dat de stoichiometrie en de kinetiek van de fosfaateliminatie met zuurstof danwel nitraat als electron-acceptor niet wezenlijk verschilt. De resultaten laten zien dat fosfaat-accumulatie in actief slib onder denitrificerende condities goed mogelijk is.

Dit onderzoek laat zien dat men bij het ontwerp van biologische defosfateringsprocessen geen angst voor nitraat hoeft te hebben. Nitraat kan integendeel juist bijdragen aan een beter zuiveringsresultaat.

gewezen op een remmend effect van de vorming van nitraat op de fosfaatverwijdering in actief-slibsystemen. Hierbij kunnen twee effecten worden onderscheiden:

1. Een lange-termijneffect ten gevolge van substraatconcurrentie. In aanwezigheid van nitraat zullen denitrificeerders een deel van het substraat verademen, waardoor er minder substraat beschikbaar is voor defosfateerders. Dit leidt op de lange termijn tot uitspoeling van defosfateerders.
2. Een korte-termijneffect. Veelal wordt in fosfaatafgifte-experimenten waargenomen dat aanwezigheid van nitraat de afgifte van fosfaat remt, hoewel er voldoende substraat aanwezig is. Hiervoor kunnen twee mogelijke oorzaken worden aangegeven:



Afb. 1 - Schematische weergave van de sequencing batch operaties.

– Een toxisch effect van nitraat of één van de intermediären van de denitrificatie op de defosfateerders.
– Een deel van de defosfateerders kan denitrificeren. Dit zal leiden tot een fosfaatopname door deze groep, en een verminderde netto fosfaatafgifte. Beide verklaringen missen een goede experimentele verificatie, hoewel diverse publikaties in de richting van het bestaan van denitrificerende defosfateerders wijzen [3,4,5,6,7,8,11]. In enkele gevallen rapporteren deze auteurs dat ook expliciet; in andere gevallen is het af te leiden uit de gepubliceerde data. Denitrificerende fosfaataccumulatie treedt op in aanwezigheid van nitraat gecombineerd met een beperkte aanwezigheid van extracellulair CZV.

De waargenomen fosfaatopnamesnelheden (2-5 mgP/g slib.uur) tijdens denitrificatie in normaal defosfaterend slib zijn groot genoeg om te verwachten dat met een speciaal geadapteerd slib een efficiënte fosfaateliminatie is te bereiken. In de literatuur hebben wij twee referenties kunnen vinden van onderzoek naar de mogelijkheid van P-eliminatie onder denitrificerende condities [10,12]. In beide gevallen betreft het anaëroob/anoxisch bedreven sequencing batch reactoren. Beide onderzoeken laten een volledige P-eliminatie zien. Het gebruikte synthetische afvalwater had echter in beide gevallen een bijzonder hoge COD/P-verhouding van 60 à 80 mgCOD/mgP. Dit leidt ertoe dat een groot deel van het fosfaat verwijderd wordt door de normale slibproductie. De bijdrage van biologische P-eliminatie in deze studies is dan ook marginaal.

2. Materiaal en methoden

Proefopstelling

Het onderzoek is uitgevoerd bij kamertemperatuur in twee 2,5 liter sequencing

TABEL I - Regime van de sequencing batch processen. De tijden zijn weergegeven als processtijden.

	Anaëroob-aëroob SBR	Anaëroob-anoxisch SBR
Influenttoevoer	0'-10''	0''-10''
Anaërobe periode	0''-2'30''	0''-2'15''
Nitraatadditie	2'30''-4'30'' (periode 1) 2'30''-5'15'' (periode 2)	
Beluchten		2'15''-5'30''
Bezinking	5'30''-5'50''	5'30''-5'50''
Effluentafvoer	5'50''-6'00'	5'50''-6'00''

TABEL II - Procescondities van de sequencing batch processen

Samenstelling afvalwater:		
Azijnzuur	0,375 g/l	400 mgCZV/l
K ₂ HPO ₄	0,049 g/l	
KH ₂ PO ₄	0,027 g/l	15 mgP/l
NH ₄ Cl	0,227 g/l	60 mgN/l
Mg, Ca, SO ₄ , sporenelementen		
Aan het anoxisch systeem werd gedurende de cyclus 44,2 mg NO ₃ -N/l toegevoerd.		
Operationele condities:		
Slibbelasting	0,2 gCZV/l.dag	
Volumebelasting	0,8 gCZV/l.dag	
Slibgehalte	4,0 g/l	
HRT	12,0 uur	
pH	7,1	
Temperatuur	15-20 °C	

batch reactoren (2 liter werkvolume). Behalve gedurende de bezinkfase werd het systeem mechanisch geroerd. Het verloop van de sequencing batch operatie is weergegeven in afb. 1 en tabel I.

De samenstelling van het synthetische afvalwater en de operationele condities zijn weergegeven in tabel II. Om er voor te zorgen dat in het anaëroob/anoxisch bedreven systeem geen zuurstof binnen kwam werd continu stikstofgas doorgeleid. De pH werd in beide systemen gecontroleerd op 7,0-7,3, door dosering van loog of zuur.

In beide werd het slibgehalte op 4 gr droge stof/liter gehouden. Dit gebeurde door een dagelijkse handmatige verwijdering van surplusslib.

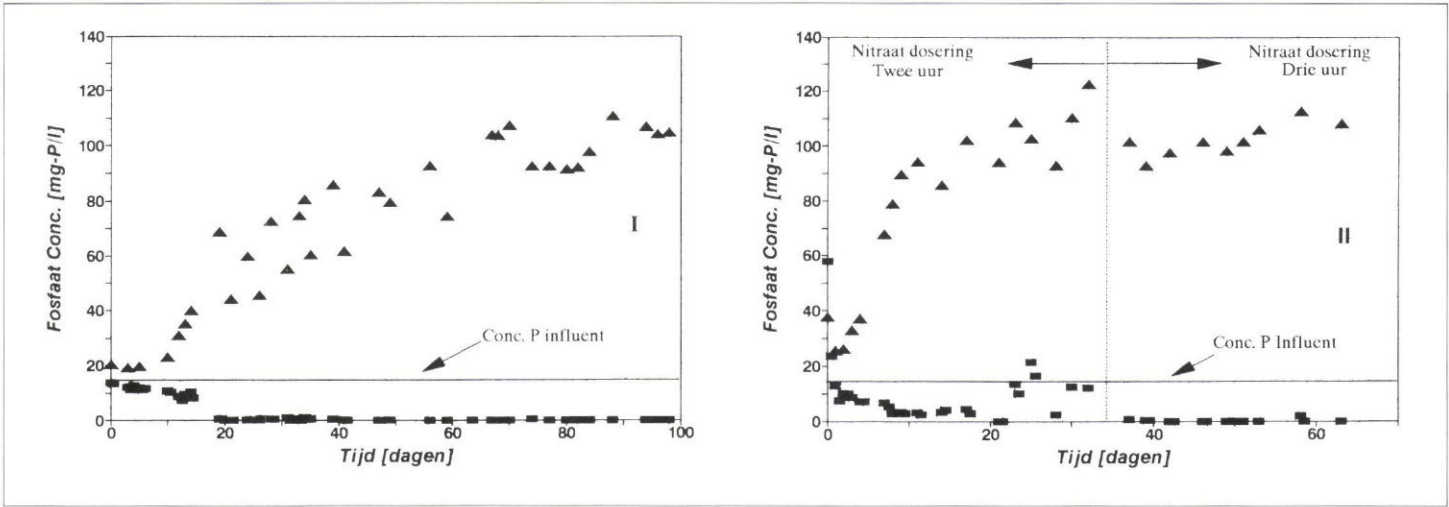
Methodes

Na enkele inleidende proeven zijn beide systemen gedurende een periode van enkele maanden onafgebroken bedreven. Fosfaat, TOC, Acetaat, Nitraat, Nitriet, Ammonium, MLSS, en MLVSS werden routinematig, met standaardanalyses, bepaald. Het fosfaatgehalte in het slib werd berekend door de netto verwijderde hoeveelheid fosfaat per dag te delen door de slibproductie per dag.

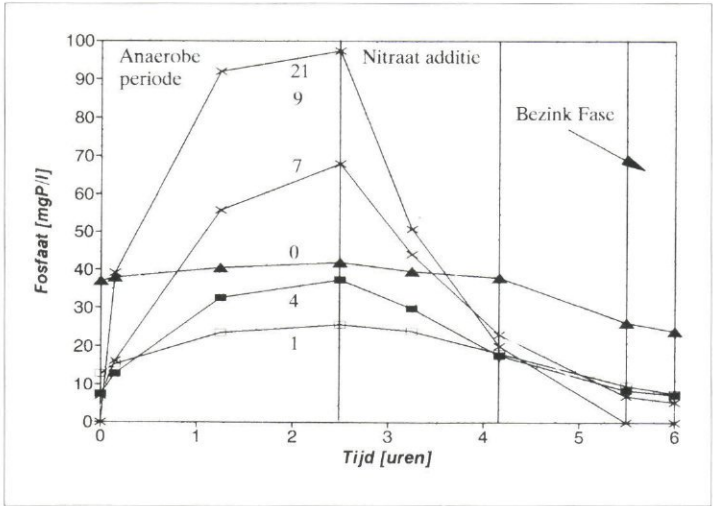
3. Resultaten

Opstartfase

Beide reactoren werden beënt met slib afkomstig uit de pilot plant van de vakgroep milieutechnologie (LUW) die wordt gevoed met afvalwater van de gemeente Bennekom. In deze installatie was een denitrificatiezone opgenomen om te voorkomen dat nitraat in de anaërobe fase terechtkomt. Onmiddellijk na opstarten van het systeem met 4 g/l entslib, vertoonden beide systemen activiteit die in de daaropvolgende dagen snel toenam (afb. 2). De uiteindelijke fosfaateliminatie bedroeg nagenoeg 100% (P-effluent < 0,1 mgP/l). In afbeelding 3 is de activiteitstoename in het anaëroob/anoxische systeem nader weergegeven. De directe opname van fosfaat onder denitrificerende condities (dag 0) wijst erop dat in het oorspronkelijke slib al denitrificerende bacteriën aanwezig waren. In de loop van de tijd neemt de mate van anaërobe fosfaatafgifte toe evenals de snelheid van



Afb. 2 - Toename van de fosfaateliminatie en fosfaatafgifte tijdens de anaërobe periode na opstarten van een anaëroob/aëroob (I) en een anaëroob/denitrificerend (II) systeem met entslib uit een pilot plant reactor voor biologische defosfatering.
(▲) Fosfaatconcentratie aan het eind van de anaërobe fase;
(■) Fosfaatconcentratie in het effluent.



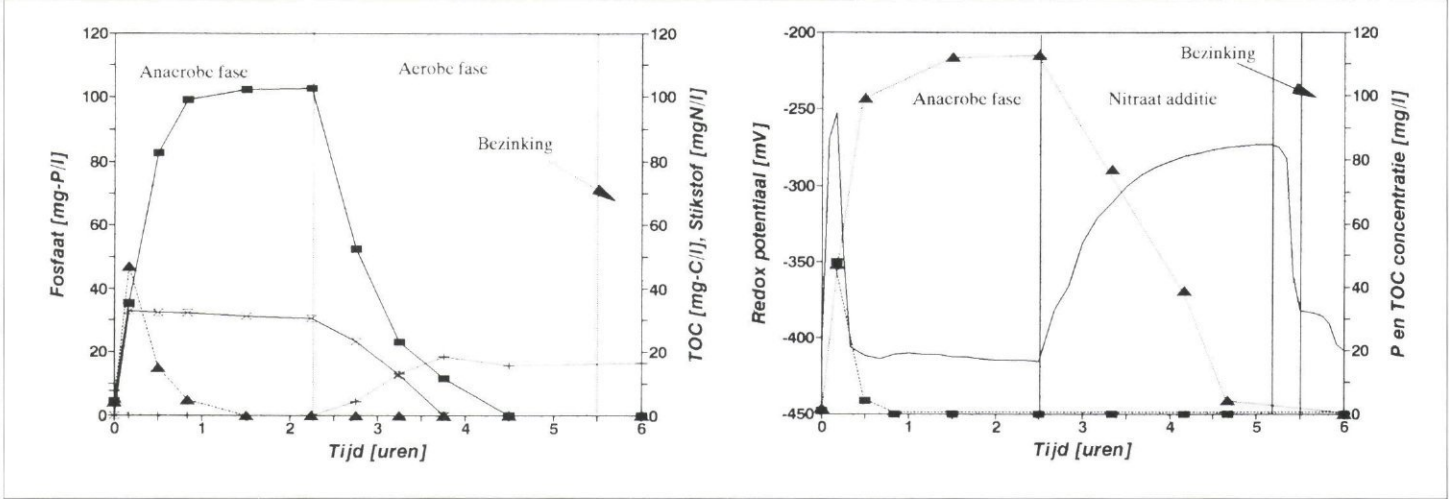
Afb. 3 - Toename van de biologische defosfaterings-activiteit in het anaëroob/anoxisch sequencing batch systeem. De getallen bij de curves duiden het aantal dagen na de opstart van het systeem aan.

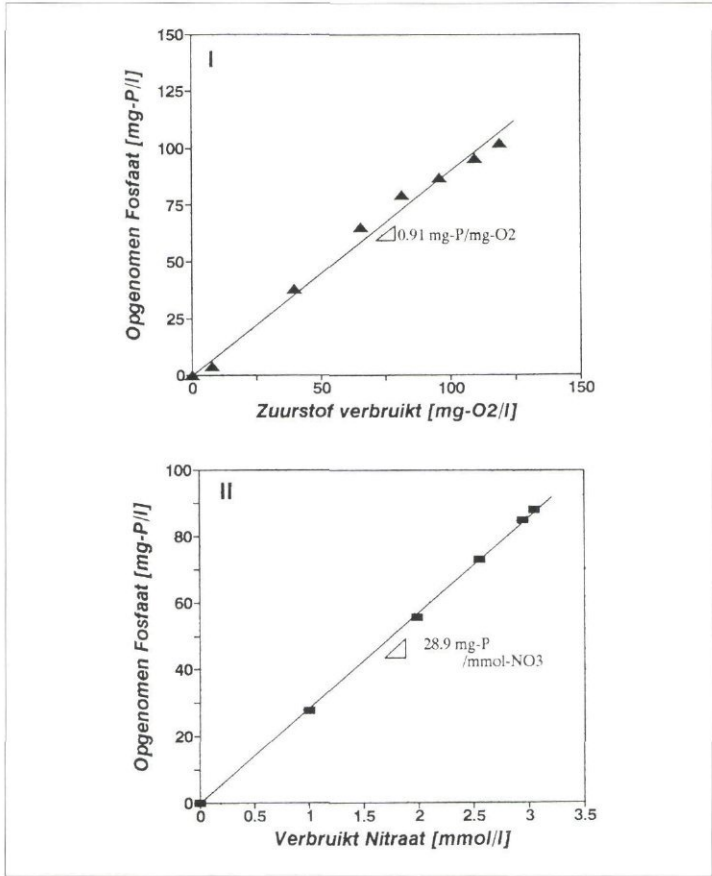
fosfaatopname. Na ongeveer 9 dagen wordt de fosfaatopnamesnelheid bepaald door de toevoersnelheid van nitraat. Vanaf dat moment is er ook geen nitraat meer

meetbaar tijdens de anoxische fase. De hoge fosfaatconcentratie op dag 0 wordt veroorzaakt doordat dit de eerste cyclus is direct na het toevoeren van entslib (4 g/l).

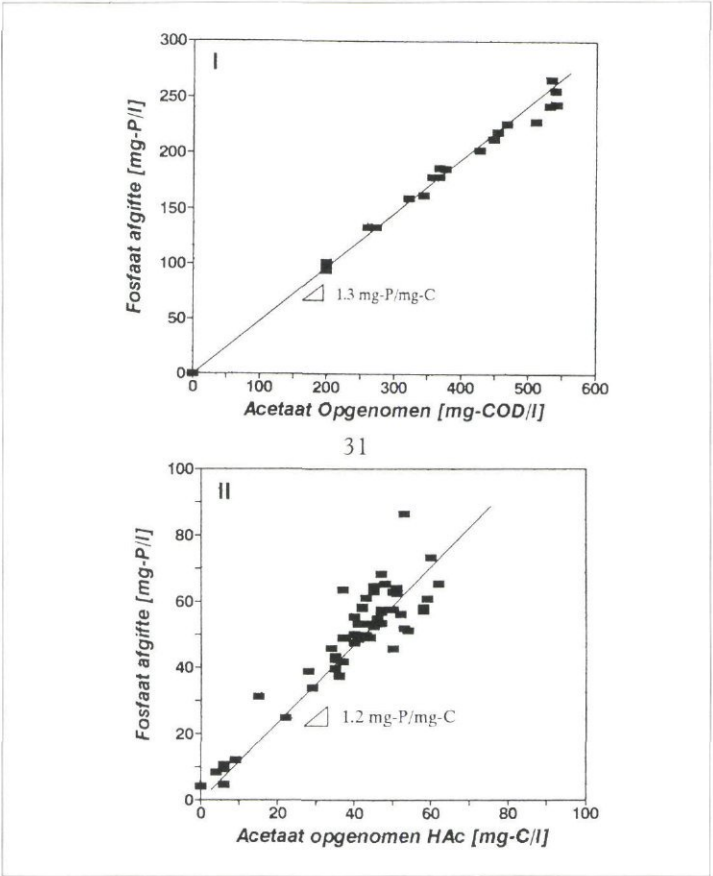
Aangezien dit enige tijd onder anaërobe condities was bewaard was hier al een volledige fosfaatafgifte opgetreden. De MLVSS/MLSS-ratio van het entslib bedroeg 87%. Deze verhouding nam na het opstarten in beide systemen af tot 65-70%. Dit weerspiegelt de accumulatie van polyfosfaat in het slib, en indirect de toename van defosfaterende organismen. Na enige tijd bleek dat in het anaëroob/anoxische systeem in afwezigheid van nitraat aan het eind van de cyclus fosfaat-afgifte optrad. Dat leidde tot een verslechtering van het zuiveringsrendement. Dit is analoog aan een conventioneel defosfaterend systeem waarbij tussen de aërietank en de bezinking een anaërobe fase zit. Er is besloten om vanaf dag 34 de tijd van de nitraatadditie te verlengen, zonder overigens de totale nitraatdosering te veranderen. Dit leidde tot een stabiel zuiveringsrendement van meer dan 99% eliminatie (afb. 2).

Afb. 4 - 1. Verloop van de Fosfaat- (▲), en TOC- (■) concentratie en de redoxpotentiaal () tijdens een cyclus van het anaëroob/anoxisch sequencing batch systeem op dag 68.





Afb. 5 - Relatie tussen fosfaatopname en electronendonorverbruik voor fosfaatopname met zuurstof (I) en nitraat. (II).



Afb. 6 - Relatie tussen anaërobe acetaatconsumptie en fosfaatafgifte voor anaëroob/aëroob (I) en een anaëroob/denitrificerend (II) defosfaterend slib.

Gedrag tijdens een cyclus

In afbeelding 4 is het verloop van diverse parameters gegeven tijdens een cyclus van beide sequencing batch systemen. Deze voldoet voor het anaëroob/aëroob systeem volledig aan de verwachting. Er vindt een geringe nitrificatie plaats in het systeem; dit heeft echter onder deze omstandigheden geen nadelig effect op de defosfatering. Enerzijds omdat de concentraties Nitraat en nitriet laag blijven en anderzijds omdat een groot gedeelte van het nitriet in de bezinkfase alsnog wordt omgezet.

In het anaëroob/denitrificerend systeem wordt volgens verwachting tijdens de anaërobe periode fosfaat afgegeven terwijl acetaat wordt geaccumuleerd in het slib. Tijdens de anoxische fase wordt het fosfaat opgenomen; de snelheid van dit proces wordt bepaald door de additiesnelheid van nitraat. Omdat de nitraat-additie geleidelijk plaatsvindt en is afgesteld op de toegediende hoeveelheid COD vindt geen accumulatie van nitraat of nitriet plaats. In feite wijkt het A2-systeem alleen van het A/O systeem af op het punt van de electronacceptor (nitraat in plaats van zuurstof). In beide systemen wordt onder anaërobe condities acetaat opgenomen en omgezet

in PHB. De hiervoor benodigde energie wordt geleverd door de hydrolyse van polyfosfaat. PHB- en CO₂-metingen ondersteunen deze hypothese. In aanwezigheid van een electronacceptor (zuurstof of nitraat) wordt het opgeslagen PHB omgezet. De daarbij vrijkomende energie wordt gebruikt voor de opslag van polyfosfaat en de groei van het actief slib.

Kinetiek en stoichiometrie van de biologische defosfatering

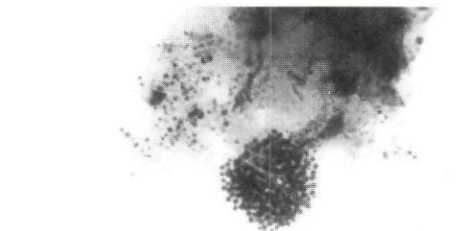
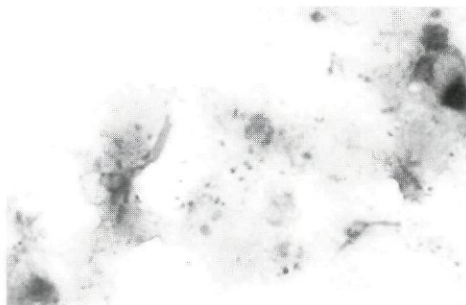
De specifieke fosfaatopname- en -afgifte-snelheden zijn in afzonderlijke

experimenten bepaald. In de meeste gevallen komen deze overeen met de snelheden zoals die ook tijdens een cyclus zijn te bepalen. Ook is in afzonderlijke batchexperimenten met het slib de stoichiometrie van de fosfaatopname en -afgifte bepaald (afb. 5 en 6). Er blijken lineaire verbanden te bestaan tussen (1) de acetaatdosering en de fosfaatafgifte en (2) de fosfaatopname en de opname van zuurstof c.q. nitraat.

Een samenvatting van de resultaten staat in tabel III. Het blijkt dat er geen wezenlijk verschil is in de metingen aan het

TABEL III - Vergelijking van de aërobe en anoxische defosfatering

	Anaëroob-anoxische Seq. batch reactor		Anaëroob-aërobe Seq. batch reactor	
Algemeen				
Slibleeftijd	20	dagen	20	dagen
Slibproductie	0,27	gVSS/gCOD	0,35	gVSS/gCOD
P-gehalte slib	120	mgP/gVSS	120	mgP/gVSS
SVI	< 50		100	
Stoichiometrie				
P-afgifte/HAc opname	0,47	mgP/mgCOD	0,45	mgP/mgCOD
P-opname/electronendonor	0,47	mgP/mg NO ₃ -N	0,91	mgP/mg O ₂
	0,19	molP/mol e ⁻	0,23	molP/mol e ⁻
Kinetiek				
Spec. P-afgiftesnelheid	35	mgP/gVSS-uur	50	mgP/gVSS-uur
Spec. P-opnamesnelheid	40	mgP/gVSS-uur	40	mgP/gVSS-uur
Spec. substraatopnamesnelheid	80	mgHAc/gVSS-uur	104	mgHAc/gVSS-uur
Electronenacceptoropnamesnelheid	85	mgNO ₃ -N/gVSS-uur	44	mgO ₂ /gVSS-uur



Afb. 7- Neisser-kleuring van polyfosfaat in denitrificerend defosfaterend slib (a) eind anaërobe fase, (b) eind anoxische fase.

anaëroob-anoxisch of anaëroob-aëroob systeem. De verschillen die optreden zijn analoog aan gebruikelijke verschillen tussen aërobe en denitrificerende systemen.

4. Discussie

Denitrificerende defosfatering

Aangezien het bestaan van denitrificerende defosfateerders bij de aanvang van dit onderzoek nog ter discussie stond is extra aandacht besteed aan het aantonen dat het hier een biologisch fenomeen betreft. De volgende waarnemingen bevestigen het beeld van een biologisch proces:

- Met de Neisser-kleuring zijn grote hoeveelheden fosfaatgranules in het slib zichtbaar; deze verdwijnen grotendeels tijdens de anaërobe periode (afb. 7).
- Elektronenmicroscopische waarneming van de fosfaatgranules in de cellen (afb. 8). EDAX-analyse van deze korrels laat zien dat ze hoofdzakelijk uit fosfaat en magnesium bestaan, analoog aan conventioneel defosfaterend slib.
- Fosfaatprecipitatie is onwaarschijnlijk aangezien er geen fosfaat in oplossing komt als het slib wordt aangezuurd tot pH 1.
- De pH van het systeem is geregeld op 7,0, wat normaal geen aanleiding geeft tot fosfaatprecipitatie.
- Er is een lineair verband tussen de fosfaatafgifte en de acetaatdosering tijdens een anaërobe periode.
- Er is een lineair verband tussen de fosfaatopname en de nitraatdosering

TABEL IV – Vergelijking met literatuurwaarden

	Dit onderzoek	Vlekke <i>et al.</i>	Wanner <i>et al.</i>
P-influent (mgP/L)	15	3,5	15
COD/P ratio	27	60	80
HRT (dag)	0,5	0,7	1,0
SRT (dag)	20	30	20
SS (mg/l)	4.000	1.890	?
P-afgiftesnelheid (mgP/gVSS.uur)	35	1	?
Conc. fosfaat eind anaer. per. (mgP/l)	110	7	25
P-opnamesnelheid (mgP/gVSS.uur)	40	2	?

?: Gegevens onbekend

tijdens de anoxische periode. In tabel IV is tenslotte nog een vergelijking gemaakt tussen de hier gegeven resultaten en de literatuur. Het moge duidelijk zijn dat de omzetsnelheden en verwijderingscapaciteiten die gehaald kunnen worden duidelijk hoger zijn dan in de literatuur tot nog toe werd aangenomen.

Vergelijking tussen anoxische en aërobe fosfaatverwijdering

Het blijkt dat fosfaatophoping door denitrificerende organismen volledig analoog aan die door aërobe organismen verloopt. Voor het ontwerpen van processen kan dus gebruik worden gemaakt van al beschikbare kennis over de defosfatering. Uiteraard moet er bij het ontwerp nog steeds rekening mee worden gehouden dat nitraat pas in contact met het slib komt wanneer het grootste deel van het CZV is opgenomen door het slib. Dit om de competitie tussen normale denitrificeerders en defosfaterende denitrificeerders in het voordeel van de laatsten te beslissen.

De veelal waargenomen remming van fosfaatafgifte in aanwezigheid van nitraat wordt op basis van dit onderzoek onzes inziens vooral veroorzaakt doordat denitrificerende defosfateerders onder deze condities fosfaat opnemen. Dit leidt dan tot een schijnbare verminderde fosfaatafgifte van de normale defosfateerders.

Afb. 8- EM-foto van denitrificerend defosfaterend slib. De fosfaatkorrels zijn zichtbaar als zwarte bollen.



Enkele verschillen tussen beide systemen zijn verder:

1. De denitrificerende organismen lijken gevoeliger voor P-release onder anaërobe condities. Dit is echter meer een gevolg van de procescondities dan van het slib zelf; ook conventioneel defosfaterend slib laat onder anaërobe condities fosfaat los. Dit betekent dat een goede controle op de aanwezigheid van nitraat noodzakelijk is. Vooral om een release tijdens de bezink-fase te voorkomen. Hiertoe kan een eenvoudige redoxmeting uitkomst bieden.
2. In vergelijking met het aërobe slib heeft het denitrificerende slib een duidelijk betere SVI wat de bezinking sterk bevordert. Of dit met praktijkafval-water ook zo is zou een punt van nader onderzoek kunnen zijn. Een betere bezinking leidt in ieder geval tot minder P-release tijdens de bezinkfase. Een inherent betere SVI van denitrificerend slib zou de hierboven opgemerkte versnelde P-release kunnen compenseren.

5. Conclusie

Als algemene conclusie van het onderzoek kan gesteld worden dat een combinatie van denitrificatie met biologische defosfatering in een actief-slibstelsel zeer wel mogelijk is. Defosfatering onder deze condities lijkt analoog te verlopen aan defosfatering onder aërobe condities. In vervolgonderzoek zal dan ook voornamelijk aandacht worden gegeven aan de implementatie van denitrificerende defosfatering in een compleet zuiveringsproces.

Verantwoording

Dit onderzoek is mede mogelijk gemaakt dankzij de financiële steun van het NOVEM-stimuleringsprogramma milieutechnologie. De vele analyses zijn op accurate wijze uitgevoerd door Dick Reuvers en Gert van der Steen.

Literatuur

1. Arvin E. (1982). *Observations supporting phosphate removal by biological mediated chemical precipitation.* Proc. IAWPRC seminar April 1982 Pretoria.
2. Barnard J. L. (1975). *Biological nutrient removal*

without the addition of chemicals. Water Res. 9: 485-490.

3. Florentz M. et al. (1984). *Aspect biochimique de l'élimination biologique du phosphore des eaux usées*. Proc. IAWPRC post conference September 1984, Paris.

4. Comeau Y. (1984). PhD thesis university of British Columbia, Canada.

5. Gerber A. et al. (1987). *The phenomenon of simultaneous phosphate uptake and release, and its importance in biological nutrient removal*. Adv. Water pollution control, Italy, pp 123-134.

6. Groenestein J. van. (1983). *Biologisch defosfateren*. Doctoraal verslag LH Wageningen, vakgroep waterzuivering.

7. Iwema A. and Meunier, A. (1984). *Influence of nitrate on acetic acid induced phosphate removal*. Proc IAWPRC post conference September 1984, Paris.

8. Loosdrecht M. C. M. van (1985). *Biologische defosfatering en denitrificering in een laagbelaste actief-slibinstallatie*. Doctoraal verslag LH-Wageningen, vakgroep waterzuivering.

9. Loosdrecht M. C. M. van, Heijnen, J. J. en Zehnder, A. J. B. (1989). *Modelvorming en optimalisatie van de biologische fosfaatverwijdering uit afvalwater als integraal onderdeel van simultane P-, N-en COD-eliminatie*. Projectaanvraag RWZI-2000 programma.

10. Vlekke G. J. F. M., Comeau, Y. and Oldham, W. K. (1988). *Biological phosphate removal from waste water with oxygen or nitrate in sequencing batch reactors*. Env. Techn. Lett. 9:791-796.

11. Vries, H. P., Loosdrecht, M. C. M. van en Rensink, J. H. (1985). *Nieuwste ontwikkelingen met betrekking tot de biologische defosfatering H₂O 18*, 1985.

12. Wanner J., J. Cech, S. and Kos, M. (1991). *New process design for biological nutrient removal*. Proc. 6th IAWPRC conf. 'Design and operation of large waste water treatment plants'. Prague.

● ● ●

CUWVO-rapport Overstortingen rioolstelsels verschenen

Recent heeft de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) een rapport uitgebracht met aanbeveling om de vuiluitworp bij overstortingen uit rioolstelsels te verminderen.

Overstortingen uit rioolstelsels kunnen de waterkwaliteit nadelig beïnvloeden.

Naast de samenstelling van het overstortende rioolwater wordt dit veroorzaakt door de discontinue piekbelasting die ontstaat en het feit dat deze lozingen veelal op kleine (semi)stagnante wateren plaatsvinden.

Geconstateerd is dat de saneringsmaatregelen aan rioolstelsels enerzijds een reductie van de stootlozingen teweeg zullen moeten brengen en anderzijds de emissie van rioolslib moeten beperken. Het vaststellen van algemene aanbevelingen voor overstortemissies wordt bemoeilijkt doordat de omstandigheden en randvoorwaarden per lokatie sterk verschillend kunnen zijn. Om de voorwaarden te scheppen om per lokatie de meest kosteneffectieve saneringsmaatregelen toe te passen is het noodzakelijk dat de aanbevelingen ruimte laten

voor een nadere invulling van het beleid per lokatie.

Om toch op korte termijn de overlast van lozingen uit rioolstelsels terug te dringen, mede rekening houdend met het in de Derde Nota Waterhuishouding gepresenteerde beleid, adviseert de CUWVO een basisinspanning als referentie te gebruiken, die in principe voor elk rioolstelsel geldt. Deze basisinspanning is gebaseerd op het principe best uitvoerbare technieken.

De basisinspanning is uitdrukkelijk bedoeld als een referentie voor een bepaalde vuiluitworp en niet als middelvoorschrift. Dit betekent dat, afhankelijk van de lokale omstandigheden, op grond van technische of financiële overwegingen kan worden gekozen voor een combinatie van alternatieve maatregelen aan het afvalwatersysteem. Uitgangspunt moet zijn dat bij deze maatregelen zowel de jaar- als de piekemissies overeenkomen met, of kleiner zijn dan de emissies van de gedefinieerde basisinspanning.

Voor het realiseren van de basisinspanning wordt een termijn van 7 jaar acceptabel geacht, zodat in 1998 alle rioolstelsels in principe aan de basisinspanning dienen te voldoen.

Wanneer het toepassen van de basisinspanning niet leidt tot de na te streven waterkwaliteit, kunnen aanvullende maatregelen worden voorgeschreven. De CUWVO beveelt verder aan dat de planvorming van gemeenten voor beheer en renovatie van riolering goed wordt afgestemd met waterkwaliteitsplannen van de waterkwaliteitsbeheerders, om tot de vanuit waterkwaliteits- en rioleringsoptiek gezien meest optimale situatie te komen. De CUWVO adviseert de waterkwaliteitsbeheerders en gemeenten dit rapport te hanteren als leidraad bij de WVO-vergunningverlening voor overstortingen. Nadere informatie bij het CUWVO-secretariaat, Den Haag, tel. 070-374 4138.

Eerste Curaçaose NVA-diploma's

Op 28 juli 1992 werden op de rioolwaterzuiveringsinrichting Klein Hofje op Curaçao aan de heren P. Oleana, H. Obispo en O. Josepa het diploma en het getuigenschrift Inleiding Techniek Afvalwaterzuivering uitgereikt. Het was voor het eerst dat een NVA-cursus met afsluitende examens werd gegeven buiten

Nederland. De cursus werd gevolgd door zeven medewerkers van de Dienst Openbare Werken. Docent bij de cursus was ir. M. van der Molen, hoofd van de Afdeling Gezondheidstechniek bij de Dienst Openbare Werken. Op de foto van links naar rechts de heren Obispo, Josepa, Oleana en Van der Molen.



Ontwerp NEN 26579 ter kritiek gepubliceerd

Het Nederlands Normalisatie-instituut heeft de ontwerp-NEN 26579 - Bacteriologisch onderzoek van water en slib - Algemene methode voor de bepaling van *Salmonella* ter kritiek gepubliceerd. Kritiek op de ontwerp-NEN 26579 wordt verwacht vóór 1 december 1992. Exemplaren van de ontwerp-NEN 26579 zijn te bestellen bij het Nederlands Normalisatie-instituut, Postbus 5059, 2600 GB Delft, telefoon 015-69 03 90.