

# Nieuwste ontwikkelingen met betrekking tot biologische defosfatering

## Inleiding

De beleidsvoornemens van de rijksoverheid betreffende de eutrofiëringsproblematiek zijn vastgelegd in de fosfatennota [1] en het IMP '80-'84 [22]. Het beleid richt zich op een viertal sporen om de fosfaatbelasting tot een aanvaardbaar niveau terug te dringen.

1. Fosfaatverwijdering uit wasmiddelen. In overleg met de zeepmiddelenindustrie is voor een gefaseerde aanpak gekozen: 50% reductie in 1983 en 100% in 1985. De eerste fase is inmiddels gerealiseerd. De streefdatum voor de tweede fase is naar 1987 verschoven [2, 3].



IR. H. P. DE VRIES



M. VAN LOOSDRECHT



IR. J. H. RENSINK

2. Defosfatering op rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi). In de fosfatennota wordt aangegeven dat er in 1985 op ca.  $\frac{1}{3}$  van alle rwzi's gedefosfateerd zou moeten worden. Momenteel wordt er slechts op ca. 10 van de ruim 500 installaties gedefosfateerd. De Ruiters [4] stelt op het symposium 'Analyse van het fosfaatbeleid' dat de terughoudendheid van de waterkwaliteitsbeheerders vooral wordt ingegeven door het geringe te verwachten effect van defosfatering als eenzijdige maatregel op het terugdringen van eutrofiëring en de hoge kosten die chemische defosfatering met zich mee brengt. Hij stelt een 'speerpunt' beleid voor waar door middel van een geïntegreerde aanpak eutrofiëring van bepaalde oppervlaktewateren wordt bestreden.

3. Aanpak van de fosfaatbelasting door de landbouw. Uit fosfaatbalansen is gebleken dat op sommige plaatsen de fosfaatbelasting in hoge mate wordt bepaald door diffuse bijdragen uit de landbouw. Het beleid om deze diffuse bronnen aan te pakken is eigenlijk nog in ontwikkeling. Mogelijk zijn deze diffuse bronnen er mede oorzaak van dat in een

aantal gevallen nauwelijks positieve effecten zijn waargenomen bij defosfatering op rwzi's.

4. Terugdringen van de fosfaatbelasting van de Rijn. In internationaal verband wordt overleg gepleegd om de fosfaatbelasting van de Rijn terug te dringen. Met de Rijn komt jaarlijks bijna 50% van de totale fosfaatlast Nederland binnen.

Beydorff et al. [2] stellen: 'Een effectieve aanpak van de eutrofiëring vergt een beleid op lange termijn, dat uitgaat van een samenhangend pakket van maatregelen die zijn afgestemd op regionale situaties' en 'Het zal steeds moeilijker worden de financiële middelen ervoor op te brengen en de publieke opinie te overtuigen van de effectiviteit en de noodzaak van maatregelen'. Hoewel er nog maar summiere kostenanalyses beschikbaar zijn, lijkt de economische haalbaarheid van biologische defosfatering op rwzi's een belangrijk alternatief voor de conventionele chemische precipitatie van fosfaat [26]. In dit artikel wordt nader ingegaan op de mogelijke toepasbaarheid van biologische fosfaatverwijdering in Nederland.

## Literatuur

Biologische defosfatering is een microbiologische methode om grote hoeveelheden fosfaat uit afvalwater te verwijderen. De methode berust op het verschijnsel dat bepaalde micro-organismen in staat zijn om fosfaat in overmaat op te nemen, 'luxury uptake', om daarmee polyfosfaatreserves op te bouwen in de cel. Uit publikaties [5, 6, 7] blijkt dat afwisseling van een anaëroob en aëroob milieu als noodzakelijke voorwaarde voor het proces van biologische defosfatering wordt gezien. *Acinetobacter*, die verantwoordelijk wordt geacht voor de 'luxury uptake' van fosfaat, kan zich dan preferent ontwikkelen. In defosfaterend actief slib vindt onder anaëroobe omstandigheden fosfaatafgifte plaats, terwijl in een anaëroob milieu fosfaat wordt opgenomen [9]. Van het energierijke polyfosfaat worden ortho-P ionen afgesplitst die in de waterfase vrijkomen. Hierdoor komt er onder anaëroobe omstandigheden energie beschikbaar voor de opslag van reservemateriaal. Comeau [14] dicht in dit verband PHB een cruciale rol toe. Mogelijk dat ook opslag van andere vetten als reservemateriaal een rol speelt [21]. Volgens Wentzel [10] bestaat er een éénduidig lineair verband tussen de mate van fosfaat-afgifte en fosfaat-opname. Duidelijk is dat P-afgifte een actief biologisch proces is, waarbij de aanwezigheid van gemakkelijk biodegradeerbaar substraat (bijv. acetaat) een rol speelt [10, 11, 12]. De aanwezigheid

van nitraat in de 'anaëroobe' periode remt in het algemeen de fosfaatafgifte [5, 9], waardoor het fosfaatverwijderingsrendement negatief wordt beïnvloed. Rensink [7, 9] geeft hiervoor als verklaring, dat zolang er nitraat aanwezig is de redoxpotentiaal niet laag genoeg kan worden, zodat facultatieve micro-organismen geen lagere vetzuren kunnen vormen. Shapiro [15] geeft aan dat de redoxpotentiaal  $< -150$  mV moet zijn wil P-afgifte kunnen optreden. Mogelijk treedt er ook substraatconcurrentie met denitrificerende micro-organismen op. Levin gaat er van uit dat biologische defosfatering alleen optimaal kan optreden wanneer het afgestane fosfaat continu met behulp van chemicaliën uit het systeem wordt verwijderd. Hij heeft daar het zogenaamde 'phostripproces' voor ontwikkeld. Hierbij wordt een deelstroom van het retourslib door een anaëroobe strippertank geleid. Het fosfaat uit het supernatant wordt geprecipiteerd met behulp van kalkmelk, terwijl het fosfaatarme slib in de aërietank wordt teruggebracht. Voor nitrificatie- en denitrificatieprocessen met behulp van een één slibsoorten systeem wordt ook veelal gebruikgemaakt van een zone van 'anaërobie' waar nitraat kan worden omgezet in stikstofgas [8]. Barnard [5] heeft het zogenaamde 'Bardenpho' proces ontwikkeld, waarbij denitrificatie en fosfaateliminatie in één zuiveringsinstallatie worden verenigd. Aanvankelijk was de doelstelling van Barnard een proces te ontwikkelen om stikstof biologisch uit het afvalwater te verwijderen. De daarbij optredende P-eliminatie was daarbij een welkome bijkomstigheid. In Nederland is ook een dergelijk voorbeeld bekend. Op Texel is in een onderbelaste oxydatiesloot een anaëroobe zone gecreëerd om denitrificatieprocessen in de nabezinktank te onderdrukken [17]. Als neveneffect trad ook hier een vergaande fosfaatverwijdering op [18].

## Onderzoek aan de LH Wageningen

Volgens Rensink [9] bestaat er een verband tussen slibbelasting en P-eliminatie. Naarmate de slibbelasting hoger is, kan meer fosfaat met het spuislib worden afgevoerd. Enerzijds wordt dit veroorzaakt door een verhoogd substraataanbod, anderzijds loopt de nitraatbelasting in de anaëroobe ruimte terug ten gevolge van verminderde nitraatproductie. In tabel I zijn resultaten van voorbezonken huishoudelijk afvalwater samengevat. In Nederland zijn de meeste installaties van het laagbelaste type. Uitgaande van bovenstaande resultaten zou men kunnen concluderen, dat biologische defosfatering onder Nederlandse omstandigheden niet altijd tot het gewenste resultaat zal leiden. Uit nader onderzoek naar de rol van azijnzuur [19] bleek, dat indien er voldoende azijnzuur



TABEL I – Fosfaatverwijdering bij verschillende slibbelastingen.

S <sub>b</sub> g CZV/kg slib · d	P-eliminatie %	Slibaanwas g slib/g CZV <sub>verw</sub>	Slib- leeftijd d	P-droge stof %
140	40	0,24	30	
280	50	0,33	17	5,0
400	87,5	0,48	5,3	6,8
600	91	0,58	4,0	6,5

TABEL II – Procesomstandigheden.

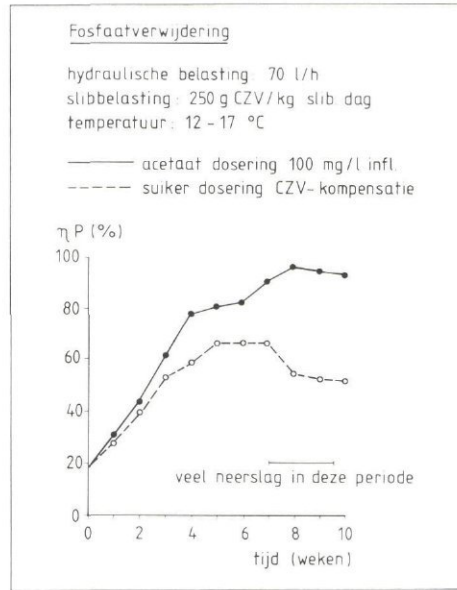
	Winter	zomer
Reactor	1.000 l	1.000 l
Nabezinker	150 l	150 l
Gemengde striptank	300 l	300 l
Nabezinker striptank	60 l	60 l
Influent debiet	70 l/h	70 l/h
Effluent 1	61 l/h	63,5 l/h
Slib retour	25 l/h	25 l/h
Slib retour 2	5 l/h	7,5 l/h
Effluent 2	5 l/h	2,5 l/h
Slibgehalte installatie	3 g/l	3 g/l
Slibgehalte striptank	9 g/l	10 g/l

in het influent aanwezig is, ook bij relatief lage slibbelastingen een fosfaateliminatie van > 90% kan worden verkregen. Hiertoe is 100 mg azijnzuur-CZV/l influent gedoseerd, terwijl aan een identieke referentie-installatie suiker ter CZV-compensatie is toegevoegd. In afb. 1 zijn de resultaten van dit onderzoek weergegeven. Opvallend hierbij is dat de P-verwijdering niet wordt beïnvloed door hevige regenval. Het blijkt dat de aanwezigheid van azijnzuur een stabiel systeem waarborgt. Bovenstaand onderzoek is uitgevoerd in een tweetal identieke in 10 compartimenten verdeelde propstroom-installaties elk met een nuttige inhoud van 1.000 l (zie afb. 2). De eerste 5 compartimenten werden geroerd, terwijl de overige 5 werden belucht.

De slibconcentratie was steeds ca. 3 g/l. Het slibretourdebiet was 50% van het influentdebiet.

Naast de invloed van acetaat is ook het verloop van een aantal kationen bestudeerd. In afb. 3 is het verloop van fosfaat, calcium, kalium en magnesium weergegeven. Hieruit blijkt, dat Ca<sup>2+</sup> geen rol van enige betekenis speelt bij de fosfaatopname. Mg<sup>2+</sup> en K<sup>+</sup> blijken sterk gecorreleerd aan het fosfaatprofiel. In reïncultures van *Acinetobacter* is een verband gevonden tussen fosfaatopname en Mg<sup>2+</sup> en K<sup>+</sup> [20]. Beide kationen hebben een functie bij het handhaven van de elektro-neutraliteit in de cel.

Uit balansen is vast komen te staan, dat het in de praktijk welhaast onmogelijk zal zijn om – bij laag belaste actief-slibsystemen – de totale hoeveelheid fosfaat met het spuislib af te voeren. Daarom hebben wij onderzoek verricht naar de mogelijkheid het fosfaat gedeeltelijk uit het slib te strippen.



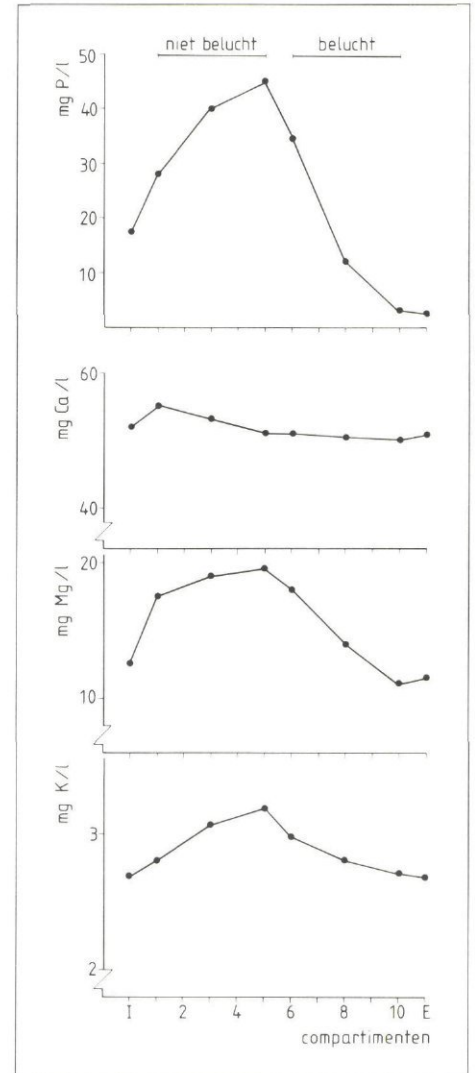
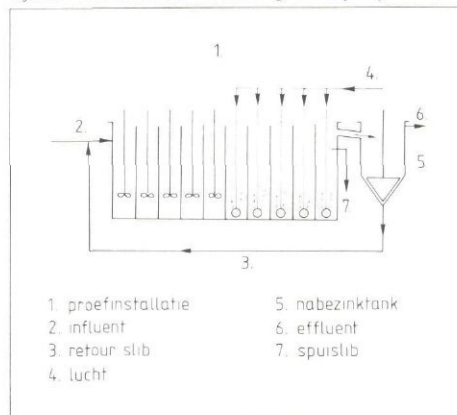
Afb. 1 - De invloed van azijnzuur en suiker op de biologische defosfatering, bij een slibbelasting van 250 g CZV/kg slib · dag.

De proefinstallatie is daartoe uitgebreid met een compleet gemengde anaërobe striptank (300 l) en een nabezinker (afb. 4). Een deel van de slibretourstroom werd in de striptank geleid. Het P-rijke supernatant kan met chemicaliën worden behandeld. Het P-arme slib werd in het eerste geaëreerde compartiment teruggevoerd. Het onderzoek is in twee fasen verricht: de winterperiode en de zomerperiode. Het systeem is in de wintermaanden met conventioneel actief slib opgestart. De lage temperaturen waren er debet aan dat nitrificatie in deze periode niet optrad. In het voorjaar en gedurende de zomermaanden is de nitrificatie goed op gang gekomen. De procesomstandigheden zijn samengevat in tabel II.

**Resultaten**

Het verloop van fosfaatverwijdering en slibbelasting in de wintermaanden is weergegeven in afb. 5. In deze afb. komt duidelijk tot uitdrukking dat na de

Afb. 2 - Schematische voorstelling van de proefinstallatie.

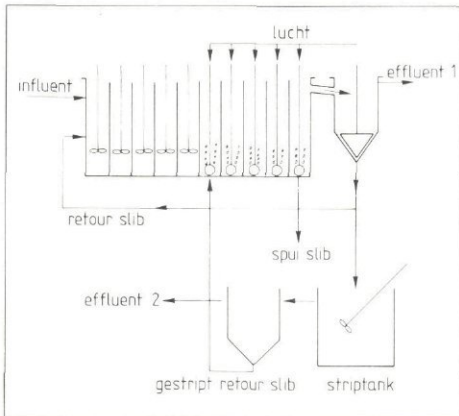


Afb. 3 - Verloop van P, Ca, Mg en K in de verschillende compartimenten.

opstartperiode van enkele weken het effluent continu < 0,5 mg P/l bevat, ondanks schommelingen in slibbelasting. De gewijzigde procesvoering heeft niet geleid tot verslechtering van de organische zuivering. Opgemerkt zij, dat er in deze periode echter nauwelijks nitrificatie optrad (zie afb. 6). Enkele slibparameters, gedurende DWA, zijn weergegeven in tabel III. Ten gevolge van de hoge anaërobe verblijftijd trad cellysis op in de striptank. Dit resulteerde in een verhoging van de CZV van 60 naar

TABEL III – Slibparameters.

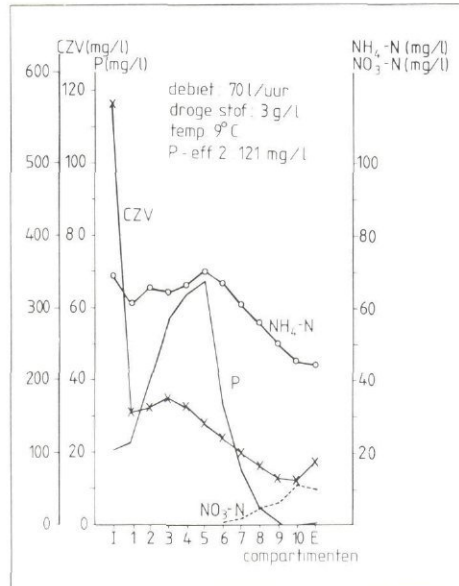
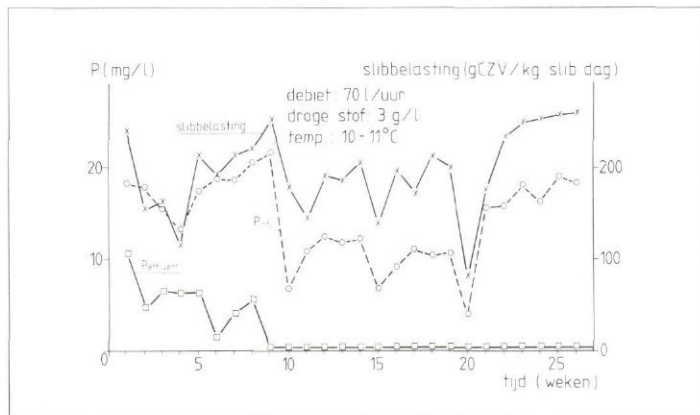
	Winter	Zomer
SVI (ml/g)	70	100
Gloeirest	19,8	20,1
% P in slib	6,1	6,2
Slibaanwas (g slib/g CZV <sub>verw</sub> )	0,35	0,30
Microscopisch beeld	Compacte slibvlokken met zeer veel <i>Acinetobacter</i> -cellen. Enige draadvormigen en protozoa, zoals <i>Opercularia</i> , <i>Vorticella</i> en <i>Aspidisca</i> .	



Afb. 4 - Schematische voorstelling van de proefinstallatie uitgebreid met de stripeenheid.

150 mg/l. De fosfaatconcentratie liep in de stripper op van 0,05 tot 120 mg P/l. Uit batchproeven is gebleken dat het slib uit de stripper na enkele uren reageren de totale hoeveelheid aan fosfaat volledig opgenomen had zonder dat substraat behoefde te worden toegevoegd. De activiteit van de defosfateringsbacteriën was kennelijk niet aantoonbaar teruggelopen. Voor de zomerperiode zijn de procescondities enigszins gewijzigd. De volumestroom gestript retour slib is van 5 naar 7,5 l/h gebracht (zie tabel II). Hiermee wordt de totale hoeveelheid fosfaat die via de stripper wordt afgevoerd gehalveerd. In afb. 7 is het verloop van slibbelasting en P-verwijdering gedurende de zomermaanden weergegeven. Uit deze afb. blijkt dat de effluent P-waarde gemiddeld op 1 mg P/l ligt. De gemiddelde temperatuur is ca. 17 °C. Bij deze temperatuur treedt nagenoeg volledige nitrificatie op. Uit profielmetingen (afb. 8) blijkt een nagenoeg volledige  $\text{NH}_4^+$  en P-eliminatie. Het nitraatgehalte van het effluent bedraagt 20 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$ . Dit hoge nitraatgehalte heeft geen merkbare invloed op de defosfateringsgraad gehad. De bezinkbaarheid van het slib is voor zowel de zomer- als de winterperiode goed te noemen: SVI 70-100 ml/g.

Afb. 5 - Het verloop van fosfaatverwijdering en slibbelasting gedurende de wintermaanden.



Afb. 6 - Een momentopname van het verloop van CZV,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  en P gedurende de wintermaanden.

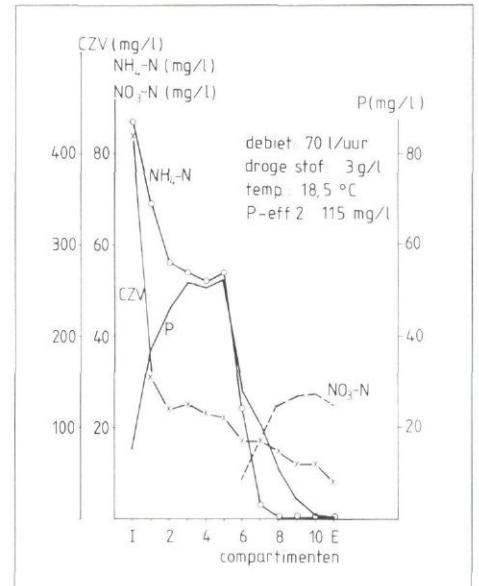
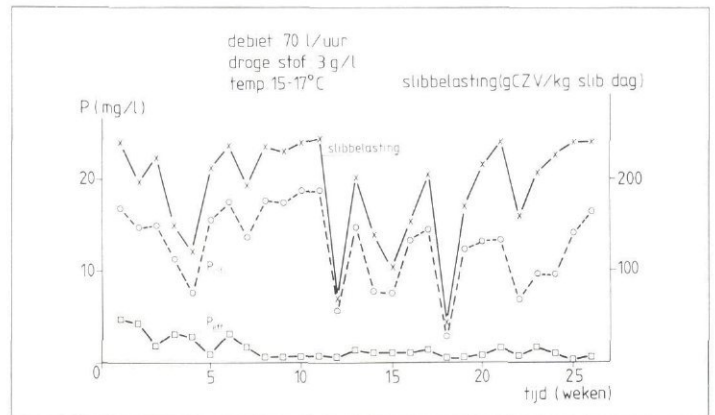
### Batch-experimenten

Om de kinetiek van de fosfaatafgifte beter te begrijpen zijn enkele batch-experimenten uitgevoerd, waarbij de invloed van verschillende substraten is bestudeerd. Daarnaast is de invloed van nitraat op de fosfaatafgifte nader onderzocht.

*De invloed van verschillende laag-moleculaire koolstofverbindingen in afwezigheid van nitraat.*

In afb. 9 wordt de afgiftesnelheid bij verschillende ethanolconcentraties weergegeven. Uit deze afb. blijkt, dat de afgiftesnelheid onafhankelijk is van de initiële substraatconcentratie, terwijl de fosfaatafgifte evenredig is met de substraatdoserings. In afb. 10 is het effect van verschillende substraten op de fosfaatafgifte weergegeven. Hieruit blijkt dat acetaat een aanzienlijk snellere afgifte te zien geeft dan ethanol. De afgiftesnelheid bij acetaat en influent is in het begin identiek, daarna verloopt de afgifte met influent trager. Dit wordt veroorzaakt doordat een gedeelte

Afb. 7 - Het verloop van fosfaatverwijdering en slibbelasting gedurende de zomermaanden.



Afb. 8 - Momentopname van het verloop van CZV,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  en P in de verschillende compartimenten gedurende de zomermaanden.

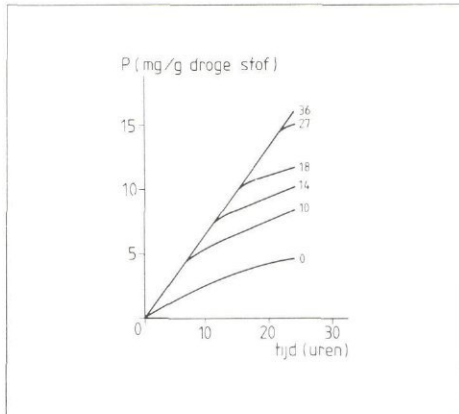
van de influent-CZV eerst moet worden gehydrolyseerd. Opvallend is het effect van mierzuur en het verschil met methanol. Er zijn geen *Acinetobacters* bekend die mierzuur als groeisubstraat kunnen gebruiken. Toch stimuleert mierzuur de P-afgifte aanzienlijk. Methanol heeft geen invloed op de P-afgifte.

Afb. 11 demonstreert de P-afgifte per eenheid van substraat. Het blijkt dat er een lineair verband bestaat tussen de fosfaatafgifte en de hoeveelheid beschikbaar substraat. De curve van mierzuur is samengesteld uit twee gedeeltes. Het eerste is lineair totdat geen P-afgifte meer optreedt.

TABEL IV - P-afgifte per eenheid van substraat.

Substraat	mg P/mg substraat CZV	mmol P/mmol substraat
Acetaat	0,26	0,5
Ethanol	0,19	0,8
Mierzuur	1,25	0,6
Methanol	0	0
Influent (DWA)	0,14	-





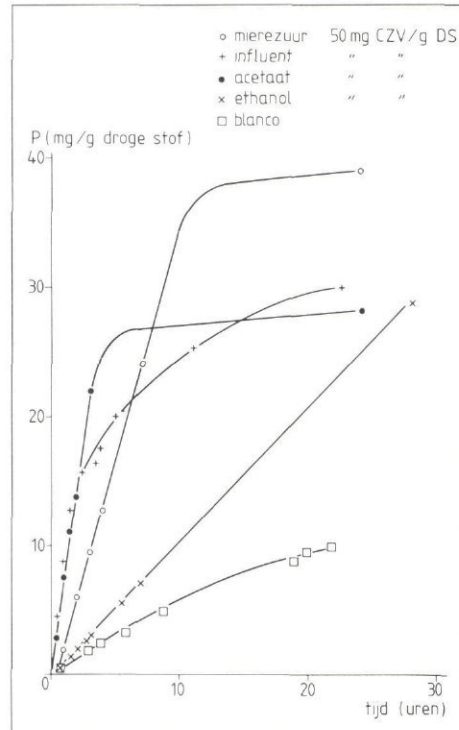
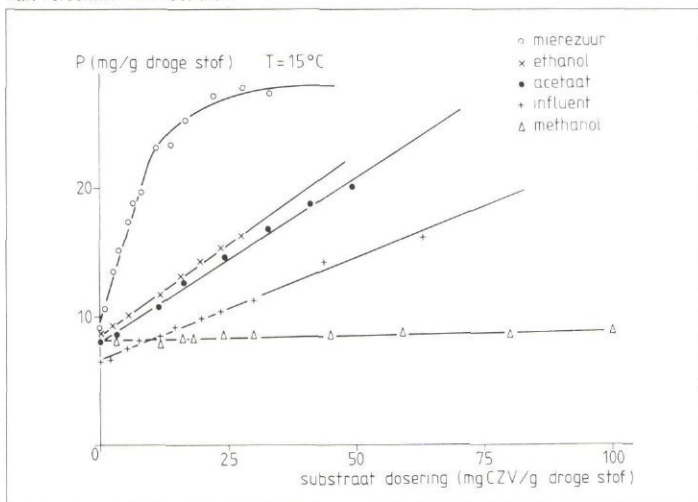
Afb. 9 - Fosfaatafgifte in de tijd bij verschillende ethanol doseringen in mg CZV/g droge stof onder anaërobe omstandigheden.

Het tweede gedeelte vormt een plateau. Waarschijnlijk is de poly-P reserve in het beschouwde traject op dat niveau uitgeput. Bij de andere substraten wordt dit niveau niet bereikt. In tabel IV is de P-afgifte per eenheid van substraat weergegeven. Hieruit blijkt dat de molaire verhoudingen in dezelfde orde van grootte liggen.

**Invloed van nitraat op de P-afgifte**

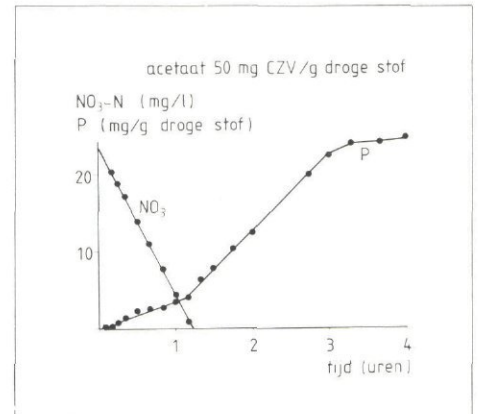
Zoals reeds in de literatuursamenvatting is weergegeven, wordt door verschillende auteurs gemeld dat de fosfaat-afgifte in anoxisch milieu wordt geremd. De invloed van nitraat is met behulp van batch-experimenten onderzocht. Hiervoor is slib uit het laatste anaërobe compartiment gebruikt. Nitraat werd als NaNO<sub>3</sub> toegevoegd. Afb. 12 en 13 geven het verloop van nitraat en fosfaat weer onder anoxische omstandigheden. Uit afb. 12 blijkt de remming van fosfaatafgifte door nitraat in aanwezigheid van 50 mg acetaat-COD/g · ds als substraat. Uit afb. 13 blijkt echter een fosfaatopname indien geen substraat aanwezig is. De P-opname die uit afb. 13 blijkt, is vele malen hoger dan op grond van normale

Afb. 11 - Fosfaatafgifte tijdens 24 uren van anaërobie in aanwezigheid van verschillende substraten.



Afb. 10 - Verband tussen substraat dosering en fosfaat-afgifte onder anaërobe omstandigheden.

assimilatie van denitrificeerders kan worden verwacht. Mogelijk vinden er onder anoxische omstandigheden omzettingen plaats met behulp van de in de cel opgeslagen lipiden, waarbij NO<sub>3</sub> als terminale elektronen acceptor fungeert. Dit zou de remming van NO<sub>3</sub> in aanwezigheid van substraat kunnen verklaren. Er treedt dan opname van fosfaat op ten gevolge van de groei van denitrificerende *Acinetobacters*. Het gevonden verband (afb. 12) is dan het gevolg van beide processen. De bovenstaande verklaring wordt ondersteund door bevindingen van Lötter [23] en Hascoët [24]. Lötter heeft een 100-tal defosfaterende *Acinetobacters* geïsoleerd uit actief slib waarvan er ruim



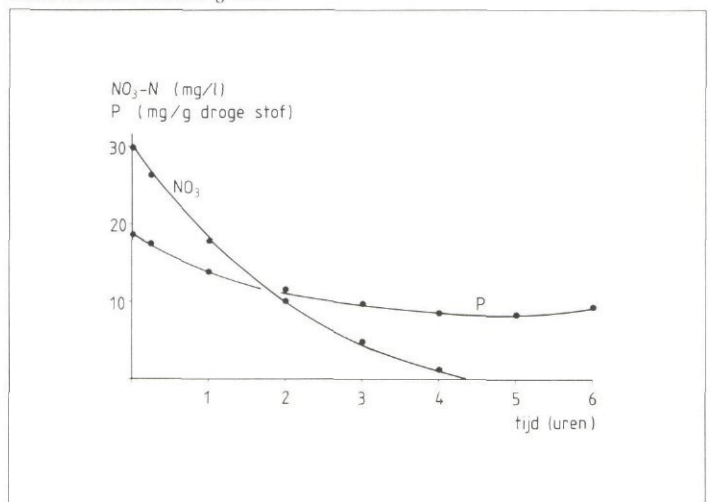
Afb. 12 - Invloed van nitraat op de fosfaatafgifte in aanwezigheid van extern substraat onder anaërobe omstandigheden.

50% over denitrificerende eigenschappen zouden beschikken. Hascoët [24] geeft aan dat P-opname onder anoxische omstandigheden kan plaatsvinden. Ook zij suggereert een biologische oorzaak. Arvin [25] vindt eveneens P-opname onder denitrificerende omstandigheden. Hij geeft echter een fysisch-chemische verklaring: Door denitrificatie ontstaat een hoge pH (pH 8,5-9) rond de slibvlok, waardoor er met de aanwezige Ca-ionen fosfaatprecipitatie op de vlok zou kunnen plaatsvinden. De hoge ΔP/ΔN-verhouding, een factor 10 à 15 hoger dan die bij Arvin, wijst erop dat hier geen grote invloed van precipitatie hoeft te worden verwacht.

**Conclusies**

- Azijnzuur heeft een positief effect op het fosfaatverwijderingsrendement (> 90%) bij lage belastingen. De stabiliteit van het proces bleek door azijnzuurdosering gehandhaafd, ook gedurende perioden van langdurige regenval.
- Magnesium en kalium spelen een belangrijke rol bij de elektroneutraliteit van polyfosfaten in *Acinetobacter*.

Afb. 13 - Invloed van nitraat op de fosfaatafgifte in afwezigheid van extern substraat onder anaërobe omstandigheden.





- Hoge fosfaatverwijderingsrendementen (> 95%) kunnen worden verkregen indien naast de bekende biologische fosfaatverwijdering [21] een deelstroom van het retourslib wordt gestript.
- Nitrificatie en biologische P-verwijdering kunnen naast elkaar optreden, zonder dat P-eliminatie wordt beïnvloed.
- Er is een groep defosfateerders, die nitraat als terminale elektronenacceptor kunnen gebruiken.
- Er bestaat een lineair verband tussen P-afgifte en de aanwezigheid van acetaat, mierzuur en ethanol.

### Discussie

Uit het onderzoek aan de Landbouwhogeschool komt naar voren, dat biologische defosfatering ook bij lage slibbelastingen tot de reële mogelijkheden behoort. Toevoeging van azijnzuur aan het influent garandeert een goed werkend en stabiel systeem. P-verwijderingsrendementen > 90% zijn haalbaar. Bij zeer laag belaste actief-slibsystemen is het in de praktijk welhaast onmogelijk de totale hoeveelheid fosfaat met het spuislib af te voeren, tenzij een deelstroom van het retourslib continu wordt gestript. Naarmate het influent minder fosfaat bevat, zal de te strippen deelstroom kleiner kunnen zijn; immers de totale hoeveelheid fosfaat die met het spuislib kan worden afgevoerd zal gelijk blijven. Het komen tot fosfaatvrije wasmiddelen heeft derhalve een gunstige invloed op het proces van biologische defosfatering. Uit beschreven onderzoek is gebleken dat nitrificatie en P-eliminatie in één systeem zijn te verenigen. Uit batch-experimenten is vast komen te staan dat na-denitrificatie niet leidt tot fosfaat-afgifte. Het kan zelfs de fosfaatopname gunstig beïnvloeden. In vervolgonderzoek zal onderzocht worden of volledige biologische N- en P-verwijdering in een continu systeem mogelijk is. De eerste resultaten zijn zeer hoopgevend. Tevens zal verder onderzoek verricht worden naar optimalisatie van de P-stripper. Dosering van verschillende chemicaliën en het verkleinen van de striptank zullen daarbij onderwerp van onderzoek zijn.

### Literatuurverwijzingen

1. Fosfatennota (1979). *Maatregelen voor het terugdringen van de fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater*. Tweede Kamer, zitting 1978-1979; 15,640 nrs. 1-2.
2. Beydorff, R. O., Rade, J. H. en Davies, D. R. (1984). *Systeemanalyse van het fosfaatbeleid*. Voordracht symposium 'Analyse van het fosfaatbeleid'. KNCV, Wageningen.
3. Starkenburg, W. en Visscher, K. (1984). *Biologisch defosfateren: een toekomstperspectief*. H<sub>2</sub>O (17) 1984, no. 25, p. 601.
4. Ruiter, M. A. de (1984). *Praktijk van eutrofiëringsbestrijding*. Voordracht symposium 'Analyse van het fosfaatbeleid'. KNCV, Wageningen.
5. Barnard, J. L. (1976). *A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process*. Water SA 2, no. 3.
6. Fuhs, G. W. and Chen, M. (1975). *Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of waste water*. Microbial Ecology 2, p. 119.
7. Rensink, J. H., Donker, H. J. and Vries, H. P. de (1981). *Biological P-removal in domestic waste water by the activated sludge process*. EAS-ISWA, 5. Europeïsch Abwasser- und Abfallsymposium EAS-München.
8. Klapwijk, A. (1978). *Eliminatie van stikstof uit afvalwater door denitrificatie*. Diss. Landbouwhogeschool Wageningen.
9. Rensink, J. H. (1981). *Biologische defosfatering en procesbepalende factoren*. Defosfateren, nieuwe ontwikkelingen en praktijkervaringen in Nederland en Zweden. NVA-symposium, Amersfoort.
10. Wentzel, M. C., Dold, P. L., Ekama, G. A. and Marais, G. v. R. (1984). *Kinetics of biological phosphorus release*. IAWPR post conference seminar on enhanced phosphorus removal from waste water. Parijs.
11. Rensink, J. H., Donker, H. J. and Simons, T. (1984). *Phosphorus removal at low sludge loadings*. IAWPR post conference seminar on enhanced phosphorus removal from waste water. Parijs.
12. Nicholls, H. A. and Osborn, D. W. (1979). *Bacterial stress: prerequisite for biological removal of phosphorus*. JWPCF, 51 (3), p. 557.
13. Siebritz, I. P., Ekama, G. A. and Marais, G. v. R. (1983). *A parametric model for biological excess phosphorus removal*. Water science and technology 15, 3/4, p. 127.
14. Comeau, I. (1984). *Biochemical models for biological excess phosphorus removal from waste water*. Diss. UBC.
15. Shapiro, J., Levin, G. V. and Zea, G. H. (1967). *Anoxically induced release of phosphate in waste water treatment*. JWPCF, 39 (11), 1811.
16. Levin, G. V., Topol, G. J., Tarnay, A. G. and Samworth, R. B. (1972). *Pilot plant tests on phosphate removal process*. JWPCF 44 (10), p. 1940.
17. Bakker, P. (1984). *De rioolwaterzuiveringsinstallatie te Oudeschild, Texel*. De Klaarmester, 4, p. 2.
18. Knaapen, P. J. M. and Gaastra, S. B. (1984). *Full scale biological phosphorus removal in an oxidation ditch*. Poster presentatie, IAWPR post conference seminar on enhanced phosphorus removal from waste water. Parijs.
19. Vries, H. P. de (1981). *Biologische defosfatering, de invloed van acetaat*. Doktoraalverslag Waterzuivering, LH Wageningen.
20. Vries, H. P. de (1982). *Opname en afgifte van fosfaat door Acinetobacter stam 1 met behulp van een intermitterend beluchte cultuur*. Doktoraalverslag microbiologie, LH Wageningen.
21. Deinema, M. H., Habets, L. K. A., Scholten, A., Turkstra, E. and Webers, H. A. A. M. (1980). *The accumulation of polyphosphates in Acinetobacter spp.* FEMS Microbiology Letters, p. 275.
22. *Indicatief Meerjarenplan 1980-1984*. Staatsuitgeverij.
23. Lötter, L. H. (1984). *The role of bacterial phosphate metabolism in enhanced phosphorus removal from the activated sludge process*. IAWPR post conference seminar on enhanced phosphorus removal from waste water. Parijs.
24. Hascoët, M. C., Florentz, M. and Granger, P. (1984). *Biochemical aspects of enhanced biological removal from waste water*. IAWPR post conference seminar on enhanced phosphorus removal from waste water. Parijs.
25. Arvin, E. and Kristensen, G. H. (1983). *Phosphate precipitation in biofilms and flocs*. Water Science and Technology 15, 3/4, p. 65.
26. EPA-rapport (1983). *Emergin Technology Assessment of Biological Phosphorus Removal: 1. Phostrip Process; 2. A/O Process; 3. Bardenpho Process*. EPA-Contract no. 68-03-3055.

## Monografieën Bodem- bescherming verschenen

Onlangs zijn door de Staatsdrukkerij, in opdracht van het Ministerie van VROM, twee nieuwe rapporten verschenen in de serie Monografieën Bodembescherming. Het betreft de volgende rapporten:

- Bodembescherming nr. 43, getiteld: 'Menskracht en apparatuur uitvoering wet bodembescherming'. Dit rapport verschaft inzicht in de menskracht en middelen die nodig zijn ter uitvoering van de Wet bodembescherming op provinciaal en gemeentelijk niveau.
- Voor de geschetste taken, vooral ten aanzien van bodem- en grondwaterbeschermingsgebieden, zijn prognoses van de benodigde menskracht gegeven. Tevens wordt op grond van deze prognoses in de eerste jaren na het in werking treden van de Wet bodembescherming een goede basis voor een financiële bijdrageregeling voor de provincies gegeven.
- Het ISBN-nummer van dit rapport is 90 12 05029 4. De prijs bedraagt f 18,-.
- Bodembescherming nr. 45, getiteld: 'Vergelijkende risico-analyse van ondergrondse opslagsystemen bij autotankstations'. In dit rapport worden de resultaten van een vergelijkende studie naar het risico van bodemverontreiniging ten gevolge van lekkage van benzine en dieselolie uit ondergrondse tanks bij autotankstations, gepubliceerd. In de studie zijn twee systemen vergeleken, een enkelwandige en een dubbelwandige tank. Bovendien worden er suggesties gedaan betreffende risico-reducerende maatregelen die getroffen kunnen worden.
- Het ISBN-nummer is 90 12 05028 6 en de prijs bedraagt f 25,-.
- Beide rapporten kunnen worden besteld bij het Ministerie van VROM, directie Voorlichting en Externe Betrekkingen, Postbus 20951, 2500 EZ 's-Gravenhage, onder vermelding van de bestelnummers, resp. 250-154-43 en 250-154-45.

