

IN31085.89-02

i g e

a r i o o l w a t e r -

z u i v e r i n g s i n r i c h t i n g e n

rwzi
2000

R 89-02

KNELPUNTEN BIJ DE INVOERING VAN DEFOSFATERING

DBW/RIZA

rijkswaterstaat
dienst binnenwateren/riza

postbus 17, 8200 AA IJlstad 03200-70411

stora

stichting toegepast onderzoek
reiniging afvalwater

postbus 80200, 2508 GE den haag 070-512710

afgeleverd

Nr. 0001, 83-02

tie rioolwaterzuiveringsinrichtingen RWZI 2000*

secretariaat : postbus 80200, 2508 GE den haag 070 - 512710
projectleiding: postbus 17, 8200 AA IJlstad 03200 - 70411



STAD IJLSTAD

KNELPUNTEN BIJ DE INVOERING VAN DEFOSFATERING



* Het onderzoek 'Toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen/rwzi 2000' is een samenwerkingsverband van de STORA en Rijkswaterstaat (DBW/RIZA).

INHOUD

	BLZ.
Voorwoord	1
1 Samenvatting en aanbevelingen	2
2 Inleiding	9
3 Chemische defosfatering	11
3.1 Procesbeschrijving chemische defosfatering	11
3.2 Stand van ontwikkeling bij chemische defosfatering	12
3.3 Haalbare P-verwijdering bij chemische defosfatering	12
3.4 Chemicaliënverbruik restprodukten en milieueffecten bij fysisch-chemische defosfatering	14
3.5 Randvoorwaarden bij de toepassing van chemische defosfatering	16
3.6 Knelpunten bij chemische defosfatering	18
4 Defosfatering m.b.v. een korrelreactor	19
4.1 Procesbeschrijving korrelreactor	19
4.2 Stand van ontwikkeling van de korrelreactor	19
4.3 Haalbare P-verwijdering bij de korrelreactor	20
4.4 Chemicaliënverbruik, milieueffecten en restprodukten bij de korrelreactor	20
4.5 Randvoorwaarden bij defosfatering met een korrelreactor	21
4.6 Knelpunten bij de invoering van de korrelreactor	22
5 Defosfatering met magnetische separatie	23
5.1 Procesbeschrijving	23
5.2 Stand van ontwikkeling bij de magnetische defosfatering	23
5.3 Haalbare P-verwijdering bij magnetische defosfatering	24
5.4 Chemicaliënverbruik, milieueffecten en restprodukten bij magnetische separatie	24
5.5 Randvoorwaarden bij defosfatering met magnetische separatie	25
5.6 Knelpunten bij magnetische defosfatering	25
6 Biologische defosfatering	27
6.1 Procesbeschrijving	27
6.2 Stand van ontwikkeling bij de biologische defosfatering	28
6.3 Haalbare fosfaatconcentraties bij biologische defosfatering	29
6.4 Chemicaliënverbruik, milieueffecten en reststoffen bij biologische defosfatering	30
6.5 Randvoorwaarden bij biologische defosfatering	31
6.6 Knelpunten bij biologische defosfatering	32

Vervolg inhoudsopgave	BLZ.
7 Defosfatering met behulp van filtratie	34
7.1 Procesbeschrijving	34
7.2 Stand van ontwikkeling van de effluentfiltratie	34
7.3 Haalbare P-verwijdering bij filtratietechnieken	35
7.4 Chemicaliënverbruik, milieueffecten en restprodukten bij vlokfiltratie	35
7.5 Randvoorwaarden bij defosfatering met filtratie	35
7.6 Knelpunten en hiaten in de kennis bij defosfatering m.b.v. filtratie	36
8 Kosten van defosfatering	37
8.1 Kosten van chemische defosfatering	38
8.1.1 Kosten van simultane precipitatie	38
8.1.2 Kosten van voorprecipitatie	39
8.1.3 Kosten van naprecipitatie	40
8.1.4 Kosten van neutralisatie met kalk	41
8.2 Kosten van defosfatering met de korrelreactor	42
8.3 Kosten van magnetische defosfatering	43
8.4 Kosten van biologische defosfatering	44
8.5 Gevoeligheid voor de slibverwerkingskosten	45
8.6 Gevolgen van fosfaatvrij wassen	48
9 Evaluatie	50
9.1 Haalbare effluentkwaliteit	50
9.2 Randvoorwaarden bij de defosfateringsmethoden	51
9.3 Zoutbelasting van het effluent	52
9.4 Chemicaliënverbruik	53
9.5 Slibproductie	54
9.6 Afzet en hergebruik van het fosfaatslib	55
9.7 Kosten van defosfatering	56
9.7.1 Defosfatering tot 1 - 2 mg P/l	56
9.7.2 Defosfatering tot < 0,5 mg P/l	57
10 Toekomstperspectief	58
11 Referenties	60
Bijlagen	
I Kostenraming naprecipitatie	
II Kostenraming biologische defosfatering	

Voorwoord

Dit rapport geeft een overzicht van de stand van de ontwikkeling van de defosfateringstechnieken die momenteel beschikbaar zijn of ontwikkeld worden en de knelpunten bij de invoering van deze technieken in de praktijk. Gezien de snelle ontwikkeling van de defosfateringstechnieken moet het rapport worden gezien als een momentopname van augustus 1988, met enkele aanvullingen in februari 1989. Met name ten aanzien van de korrelreactor, magnetische en biologische defosfatering zijn de gegevens van de effluentkwaliteit, slibproduktie en kosten geëxtrapolleerd vanuit de onderzoeksfase. Deze gegevens zullen moeten worden getoetst aan de resultaten van de eerste praktijkinstallaties, die naar verwachting in de loop van 1989 beschikbaar zullen komen.

Deze inventarisatie werd uitgevoerd door Witteveen + Bos raadgevende ingenieurs en begeleid door ir. W. van Starkenburg, ing. R. van Dalen en ing. G.B.J. Rijs.

Den Haag, april 1989

Voor de Stuurgroep RWZI 2000

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff
(secretaris)

1 SAMENVATTING EN AANBEVELINGEN

Als gevolg van de recente fosfaatmaatregelen zal binnen enkele jaren op grote schaal defosfatering moeten worden ingevoerd op de Nederlandse RWZI's. De in praktijk meest toegepaste techniek is de fysisch-chemische defosfatering. Nieuwe technieken die nog in het onderzoek- en ontwikkelingsstadium verkeren zijn de korrelreactor, magnetische separatie en biologische defosfatering.

In deze studie wordt nagegaan wat de stand van ontwikkeling is bij de verschillende technieken en met welke randvoorwaarden en knelpunten bij invoering rekening moet worden gehouden. Tevens zijn de belangrijkste consequenties ten aanzien van chemicaliënverbruik, verzouting van het effluent, slibproductie en kosten nagegaan.

1. Stand van ontwikkeling van de defosfateringstechnieken

Chemische precipitatie is de enige defosfateringstechniek die op dit moment in Nederland volledig operationeel is.

Defosfatering met een korrelreactor en magnetische defosfatering worden momenteel opgeschaald van semi-technische naar praktijkschaal. Binnen een jaar worden de eerste resultaten van de praktijksystemen verwacht.

Biologische defosfatering is uitgebreid onderzocht op semi-technische schaal. Ook is veel onderzoek verricht naar de stimulering van biologische fosfaatopname op RWZI's. De toepassing van vergaande biologische defosfatering op praktijkschaal wordt in Nederland echter nog niet op korte termijn verwacht.

2. Knelpunten bij de invoering van defosfatering

Bij de invoering van de verschillende defosfateringstechnieken gelden op dit moment een aantal knelpunten. Deze komen deels voort uit de stand van ontwikkeling, deels uit fundamentele beperkingen van de technieken en deels uit beperkingen die de bestaande situatie op een RWZI aan de invoering van een techniek kan stellen. Hieronder zijn de belangrijkste knelpunten per techniek samengevat.

Voorprecipitatie:

- verwerkingscapaciteit nodig voor het extra primaire slib (voorbezinking sliblijn).

Simultane precipitatie:

- mogelijk remming van de nitrificatie, waarschijnlijk vooral bij laagbelaste actief-slibsystemen (slibbelasting circa 0,10 - 0,20 kg BZV/kg d.s. d);
- mogelijk verstopping van de beluchtingselementen;
- de vereiste verhoging van het drogestofgehalte in de aëratietank in bestaande RWZI's kan tot overbelasting van de nabezinking leiden;
- verwerkingscapaciteit nodig voor het extra surplusslib.

Naprecipitatie

- ruimte nodig voor de bouw van extra bezinking en slibverwerking.

Korrelreactor:

- nog geen ervaring met praktijkinstallaties;
- nadelige invloed van hard water;
- werking afhankelijk van het biologische zuiveringsproces (minder goed bij oxydatiebedden, nog weinig ervaring met aëratietanks).

Magnetische separatie:

- nog geen volledig inzicht in de werking bij verschillende soorten effluent;
- beperkte ervaring met praktijkinstallaties;
- terugwinning magnetiet en opwerking kalkslib tot bruikbaar produkt nog in onderzoek.

Biologische defosfatering:

- in Nederland geen ervaring met vergaande defosfatering op praktijk-schaal;
- afhankelijk van gunstige influentsamenstelling;
- matige processtabiliteit met name bij RWA;
- vergaande denitrificatie vereist wegens remming door nitraat;
- aërobe slibverwerking nodig bij P-binding in surplusslib (of chemische behandeling van het anaërobe slibwater);
- huidige vorm van kalkprecipitatie bij fosfaatstrippen voor verbetering vatbaar (bijvoorbeeld door korrelreactor, magnetische separatie).

3. Slibverwerking

Het vinden van een elegante oplossing voor het slibprobleem is een kernpunt bij de ontwikkeling van alternatieven voor de chemische precipitatie.

De korrelreactor levert een goed hanteerbaar kalk-fosfaatprodukt dat toepassingsmogelijkheden lijkt te hebben als ruwe grondstof.

Het kalk-fosfaatslib van de magnetische defosfatering wijkt qua chemische samenstelling weinig af van de fosfaatkorrels. Het slib moet echter van magnetiet worden ontdaan en worden opgewerkt tot een hanteerbaar produkt. Goede mogelijkheden lijken aanwezig voor afzet als zuurbindende stof in de landbouw.

Bij biologische defosfatering met fosfaatstrippen ontstaat (naast een verhoogd fosfaatgehalte in het biologische slib) een hoeveelheid kalkslib bij de chemische defosfatering van het supernatant.

Onderzoek op praktijkschaal is nodig om de chemische en fysische eigenschappen van de fosfaatprodukten vast te stellen en de verwerkingsmogelijkheden als ruwe grondstof na te gaan. Een goede marktanalyse is daarbij nodig om de afzetmogelijkheden vast te stellen.

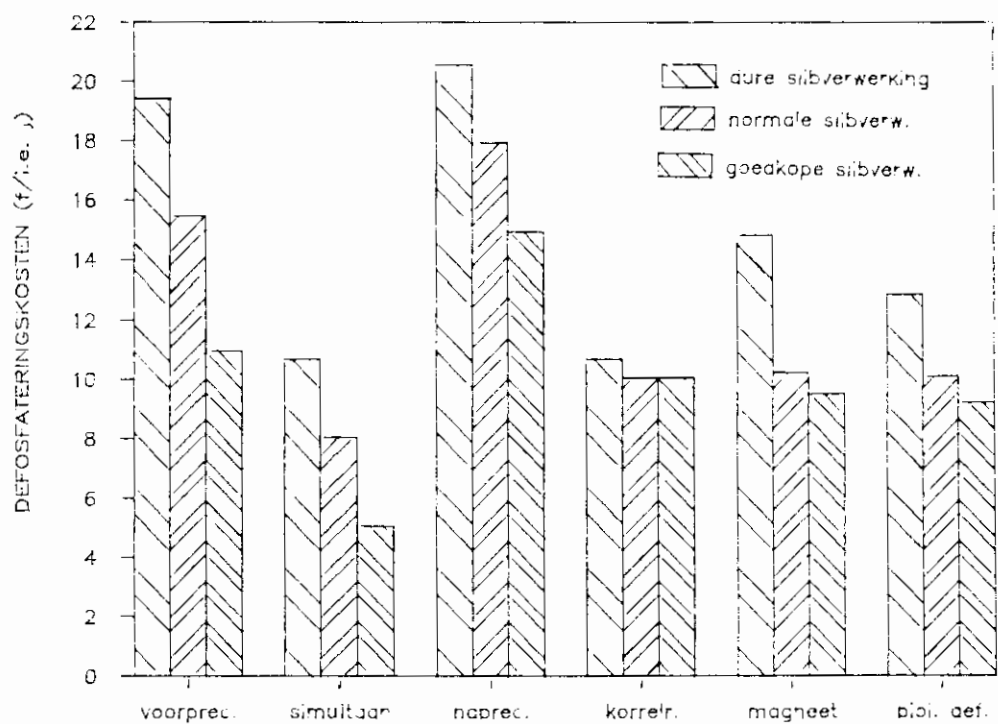
4. Kosten van defosfatering

Benadrukt wordt dat de kosten van de verschillende defosfateringstechnieken moeilijk objectief te vergelijken zijn, bij gebrek aan praktijkgegevens, eenduidige uitgangspunten en duidelijke dimensioneringsgrondslagen. Bij de ramingen voor chemische defosfatering is ervan uitgegaan dat de waterlijn (voorbezinking, aëratietank, nabezinking) niet hoeft te worden aangepast. Door de produktie van chemisch slib kan bij voorprecipitatie echter uitbreiding van de voorbezinking en bij simultane precipitatie uitbreiding van de aëratietank en/of nabezinking nodig zijn.

Bij defosfatering tot gemiddeld 1-2 mg P/l is volgens een indicatieve raming (zie figuur 1) simultane precipitatie de goedkoopste methode, met jaarlijkse kosten circa f 8/i.e. (incl. O.B.) voor RWZI's van minimaal 50.000 i.e. Bij deze raming wordt er vanuit gegaan dat de aëratieruimte en nabezinking niet behoeven te worden vergroot. De kosten van de korrelreactor, magnetische separatie en biologische defosfatering bedragen circa f 10/i.e.j.. Voor- en naprecipitatie zijn het duurst (f 16 -18/i.e.j.), door de hoge kosten voor chemicaliën, slibverwerking en kapitaal.

Bij RWZI's kleiner dan 50.000 i.e. zijn de kosten aanzienlijk hoger dan bij grotere, door het sterke schaafeffect van de investeringskosten. Verlaging van het effluent P-gehalte tot < 0,5 mg P/l verhoogt de kosten bij de grote RWZI's met f 2,50 - 5,00/i.e.j., afhankelijk van de toegepaste methode. Bij 10.000 i.e. kunnen de kosten met meer dan f 16/i.e.j. toenemen.

Door de toenemende verwerkingskosten van zuiveringsslib wordt verwacht dat de defosfateringskosten bij chemische precipitatie in de toekomst zullen toenemen met f 2,50/i.e.j. (simultane en naprecipitatie) tot f 4,-/i.e.j.



Figuur 1: Indicatieve kosten van defosfatering (f/i.e.) tot 1-2 mg P/l bij hoge, lage en normale slibverwerkingskosten (schaalgrootte 100.000 i.e.).

(voorprecipitatie). Bij de 'nieuwe' vormen van defosfatering is de ontwikkeling van de slibverwerkingskosten minder duidelijk, afhankelijk van de afzetmogelijkheden. Bij de korrelreactor is de gevoeligheid voor de slibverwerkings- en afzetkosten het kleinst (f 0,65/i.e.j extra bij storten in plaats van kosteloze afvoer).

5. Gevolgen van fosfaatvrij wassen

Wanneer de fosfaten in de wasmiddelen volledig worden vervangen zal de fosfaataanvoer op de RWZI's in vergelijking met de basistoestand circa 30% afnemen.

Bij chemische defosfatering is de chemicaliëndosering gekoppeld aan de P-vracht van het influent. Het chemicaliënverbruik en de slibproductie zullen daarom vrijwel evenredig afnemen met de aangevoerde fosfaatvracht.

Bij de overige technieken zijn de doseringen niet gekoppeld aan de aangevoerde fosfaatvracht maar aan het volume te defosfateren water, zodat fosfaatvrij wassen in eerste instantie geen invloed heeft op het chemicaliënverbruik. Wel kan een iets lagere dosering worden toegepast om dezelfde effluentconcentratie te bereiken.

In onderstaande tabel is de invloed van fosfaatvrij wassen op de kosten samengevat voor een zuiveringscapaciteit van 100.000 i.e.

	basistoestand (f /i.e. j)	fosfaatvrij (f /i.e. j)	verschil (%)
voorprecipitatie	15,49	11,09	28 %
simultane precipitatie	8,07	6,03	25 %
naprecipitatie	17,96	14,28	21 %
korrelreactor	10,06	9,87	2 %
magneetseparator	10,25	9,91	3 %
biologische defosfatering	10,12	9,67	4 %

Uit de berekeningen volgt dat bij volledig fosfaatvrij wassen de kosten van chemische precipitatie, in vergelijking met de basistoestand, ongeveer een kwart lager worden en dat bij de overige technieken slechts een besparing van enkele procenten zal optreden. Hierbij moet worden opgemerkt dat als basistoestand is uitgegaan van de situatie van 1985, met een P-aanvoer van 3,0 g P/i.e.d (31,10). In de huidige toestand hebben de fosfaatvrije wasmid-

delen in Nederland reeds een marktaandeel van circa 55% (33). Volledige fosfaatvrijheid van de wasmiddelen wordt met name in de sector van de vaatwasmachines niet op korte termijn verwacht.

6. Toekomstperspectief

Gezien de relatief lage kosten en de ruime praktijkervaring zal simultane precipitatie met ijzersulfaat met name bij zeer laag belaste actief-slibsystemen nog geruime tijd de belangrijkste techniek blijven.

Bij oxydatiebedden en waarschijnlijk bij een belangrijk deel van de bestaande laagbelaste actiefslibsystemen (0,10 - 0,20 kg BZV/kg d.s. d) zal simultane precipitatie niet kunnen worden toegepast. Voor deze installaties komen momenteel alleen voor- en naprecipitatie in aanmerking, met aanzienlijk hogere kosten dan simultane precipitatie.

Afhankelijk van de onderzoeksresultaten kunnen binnen enkele jaren de korrelreactor en de magnetische precipitatie operationeel worden. Deze technieken lijken vooral aantrekkelijk in plaats van de duurdere voor- of naprecipitatie in situaties waar geen simultane precipitatie kan worden toegepast (oxydatiebedden, laagbelaste actiefslibinrichtingen met krap gedimensioneerde aeratie en nabezinking).

Fosfaatstrippen zou in combinatie met een korrelreactor of magnetische separatie aantrekkelijk kunnen zijn bij laagbelaste actief-slibsystemen. De praktijkgerichte ontwikkeling van deze techniek lijkt in Nederland echter achter te blijven bij die van de andere nieuwe technieken.

Bij een deel van de oxydatiesloten kan wellicht een verhoogde fosfaatverwijdering worden bereikt door periodieke onderbreking van de beluchting/voortstuwing. Op deze wijze kan zonder extra kosten een (beperkte) bijdrage worden geleverd aan de reductie van de fosfaatvracht.

Wegens de hoge kosten voor een relatief geringe beperking van de fosfaatvracht zal vlokfiltratie binnen de huidige regels niet of nauwelijks worden toegepast. Slechts bij gerichte bestrijding van de eutrofiëring in zeer gevoelige gebieden komt vlokfiltratie in aanmerking.

7. Aanbevelingen (zie voor onderzoeksvoorstellen bijlage III)

- a. Om de ervaringen met defosfatering op Nederlandse RWZI's nuttig te kunnen gebruiken, dienen deze te worden gebundeld. Belangrijke aspecten hierbij zijn het chemicaliënverbruik in relatie tot de effluentkwaliteit, de slibproductie, de bezinkings- en indikkingseigenschappen van het slib, de praktische aspecten van de bedrijfsvoering, ervaringen met de toegepaste apparatuur, etc.

- b. Nader inzicht is gewenst in de gevolgen van simultane defosfatering bij actiefslibsystemen met slibbelasting 0,10 - 0,20 kg BZV/kg d.s. d en bellenbeluchting. Aandachtspunten hierbij zijn ondermeer de remming van nitrificatie/denitrificatie, de verstopping van de beluchtingselementen en de invloed op slibindex, slibvolume, indikkings- en ontwateringseigenschappen. Een demonstratieproject kan hierover belangrijke informatie verschaffen.
- c. Voor bestaande RWZI's waar simultane defosfatering niet inpasbaar is, kan naprecipitatie het enige operationele alternatief zijn. De uitvoeringsmogelijkheden voor chemicaliëndosering, vlokvorming, vlokverwijdering en slibverwerking zullen nader moeten worden geëvalueerd in een technische en financiële optimalisatie.
- d. De mogelijkheden voor verhoogde biologische fosfaatopname door eenvoudige aanpassingen in de bedrijfsvoering van zeer laag belaste actiefslibsystemen dienen zoveel mogelijk te worden benut. Een duidelijke handleiding voor de zuiveringspraktijk, waarin de mogelijkheden worden aangegeven, is hiertoe gewenst.
- e. Gezien de relatief sterke positie van simultane defosfatering bij oxydatiesloten, dient bij de ontwikkeling van de korrelreactor en de magnetische defosfatering extra aandacht te worden besteed aan de toepassing bij oxydatiebedden en hoger belaste actief-slibsystemen.
- f. De geplande demo-projecten met de korrelreactor en magnetische separatie kunnen belangrijke gegevens aandragen ten aanzien van de praktische mogelijkheden van deze technieken.
- g. Bij het onderzoek met de korrelreactor moet aandacht worden besteed aan de noodzaak tot zure CO₂-stripping bij hard water, in relatie tot de zuiveringstechnische en financiële aspecten.
- h. Bij magnetische defosfatering is verder praktijkonderzoek gewenst naar de magnetietterugwinning en de verwerking van het slib.
- i. Het is wenselijk een praktijkproef met fosfaatstrippen uit te voeren op een Nederlandse actief-slibinstallatie.

- j. De korrelreactor en magnetische separatie zijn in principe aantrekkelijk om fosfaat te verwijderen uit het supernatant van het fosfaatstrippen. De mogelijkheden hiertoe moeten in het onderzoek worden opgenomen.
- k. Bij de grootschalige invoering van chemische defosfatering zullen de ionenconcentraties in het oppervlaktewater toenemen (verzouting). Met name bij drinkwaterproductie uit oppervlaktewater kunnen de grenswaarden worden overschreden.
- l. De verwerkingsmogelijkheden en de afzetmarkt voor de restprodukten van de defosfatering moeten worden onderzocht. Kwalitatieve aspecten hierbij zijn ondermeer het fosfaatgehalte, het carbonaatgehalte, de ontwateringsgraad, organische en anorganische reststoffen en de bemestingswaarde. Daarnaast zullen de diverse afzetmarkten moeten worden geanalyseerd.
- m. Wanneer in West-Europa op grote schaal wordt gedefosfateerd, kunnen veranderingen optreden in de beschikbaarheid en de prijzen van de diverse chemicaliën. Een marktonderzoek hiernaar is gewenst als basis voor de lange termijn keuzes.
- n. Onderzoek is gewenst naar ontwikkelingen op slibverwerkingsgebied en het meebehandelen van fosfaatslib bij deze technieken (verbranding, Vertech, Carver Greenfield etc.).
- o. Betrouwbare continue sensoren en sturingssystemen moeten worden ontwikkeld voor geautomatiseerde procesregeling bij de defosfatering (bij alle technieken).

2 INLEIDING

In het licht van de gemeenschappelijke inspanning van de Rijnsoeverstaten om de fosfaatlozingen per 1995 met 50% te reduceren, zal op korte termijn op veel Nederlandse RWZI's defosfatering moeten worden ingevoerd.

Als bruikbare defosfateringstechniek is op dit moment alleen de chemische precipitatie beschikbaar. De techniek heeft als nadelen een hoog chemicaliënverbruik, verzouting van het effluent, mogelijke storing van de nitrificatie/denitrificatie en een vergrote produktie zuiveringsslib. Gezien de toenemende problemen bij de afzet van zuiveringsslib, is met name het laatste punt een belangrijk nadeel.

Nieuwe technieken die niet het nadeel hebben van de vergrote produktie van moeilijk verwerkbaar zuiveringsslib zijn de korrelreactor, magnetische separatie en biologische defosfatering. Voor deze drie methoden moet nog het nodige onderzoek en ontwikkelingswerk plaatsvinden.

Om richting te kunnen geven aan het onderzoek is het noodzakelijk om inzicht te hebben in de stand van ontwikkeling op dit moment en in de te verwachten technische en financiële consequenties bij toekomstige toepassing van de betreffende technieken. Om een zo volledig mogelijk overzicht te geven van deze informatie is door Witteveen+Bos raadgevende ingenieurs een studie uitgevoerd in opdracht van de Dienst Binnenwateren-RIZA.

De uitgangspunten van de studie zijn:

- als referentiekader wordt zoveel mogelijk beschouwd de defosfatering door middel van de simultane precipitatie;
- als rest P-gehalte worden 3 niveau's van de gemiddelde effluentconcentratie in beschouwing genomen, te weten 2, 1 en 0,5 mg/l (N.B.: het betreft hier **jaargemiddelde** waarden. Om dezelfde grenswaarden als maximum van het **voortschrijdend gemiddelde** te bereiken, zijn verdergande maatregelen nodig);
- aandacht wordt besteed aan het stoffengebruik, de zoutvracht van het effluent en de reststoffenproblematiek;
- de beoordeling van de stand van de techniek vindt plaats op basis van beschikbare informatie (met ondersteuning van de kennis bij DBW-RIZA), aangevuld door een korte interviewronde langs de betreffende onderzoekers en/of bedrijven (LU Wageningen, DHV, Smit Nijmegen);
- rekening wordt gehouden met zich in de toekomst wijzigende randvoorwaarden, zoals verdere verscherping van de problematiek van de slibverwerking, verbetering van de milieueffecten e.d.

Uit bovenstaande kan de volgende doelstelling worden geformuleerd:

- a. Het vaststellen van de technische knelpunten per methode.
- b. Het inschatten van de technische en financiële implicaties van de diverse alternatieven met het doel de haalbaarheid en de toepassingsmogelijkheden verder te kunnen invullen.
- c. Aanbevelingen voor aanvullend onderzoek en ontwikkeling om veelbelovende technieken in de praktijk te kunnen toepassen.

In de hoofdstukken 3 tot en met 7 worden de belangrijkste aspecten per techniek behandeld. In hoofdstuk 8 worden de kosten behandeld. In hoofdstuk 9 en 10 worden de verschillende aspecten geëvalueerd en wordt een toekomstperspectief geschetst.

3 CHEMISCHE DEFOSFATERING

3.1 Procesbeschrijving chemische defosfatering

Bij de chemische defosfatering wordt met behulp van chemicaliën een fosfaat-neerslag gevormd, dat vervolgens door bezinking wordt verwijderd.

Bij chemische defosfatering worden in het algemeen de volgende chemicaliën gebruikt:

- Al-zouten: AlCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$;
- Fe(III)-zouten: FeCl_3 , FeClSO_4 ;
- FeSO_4 ;
- Fe- en/of Al-houdende industriële producten, o.a. AVR;
- $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

Bij ijzer- en aluminiumzouten is de dosering evenredig aan de te verwijderen fosfaatvracht, in het algemeen met een zekere overmaat (1-2 mol Me/mol P). Bij kalk is de dosering afgestemd op de te bereiken zuurgraad (pH 9-11); de te verwijderen P-concentratie speelt hier geen rol.

De chemische defosfatering kent als uitvoeringsvormen de zogenaamde voorprecipitatie, simultane precipitatie en naprecipitatie.

Bij de voorprecipitatie worden de chemicaliën aan het ruwe afvalwater toegevoegd, zodat het gevormde fosfaatneerslag samen met het primaire slib in de voorbezinktank bezinkt.

Bij de simultane precipitatie vindt de fosfaathinding plaats tijdens het aëratieproces. Het fosfaatslib wordt tezamen met het actiefslib in de nabezinking verwijderd. Bij simultane defosfatering kunnen relatief goedkope Fe(II)-zouten worden gedoseerd (met name FeSO_4), die door de aanwezigheid van zuurstof in de aëratietank worden geoxydeerd tot Fe(III). Het fosfaatslib wordt samen met het surplusslib via de nabezinking afgescheiden.

De naprecipitatie wordt uitgevoerd in een extra processtap (derde trap), waarin het secundaire effluent (= de afloop van de nabezinking) wordt nabehandeld. De derde trap bestaat uit een mengenheid, vlokformingsruimte en bezinkruimte. In tegenstelling tot de voor- en simultane precipitatie wordt bij naprecipitatie zuiver fosfaatslib afgescheiden. Bij naprecipitatie met Al- en Fe-zouten ontstaat een chemisch slib dat moet worden ontwaterd en gestort. Bij de klassieke naprecipitatie met kalk wordt een volumineus kalkslib gevormd dat moeilijk te verwerken is. Defosfatering met een korrelreactor en met magnetische separatie zijn moderne vormen van naprecipitatie met kalk die kalk-fosfaatslib in een meer hanteerbare vorm opleveren. Dit slib biedt waarschijnlijk mogelijkheden tot hergebruik (zie 9.6.).

3.2 Stand van ontwikkeling bij chemische defosfatering

Chemische defosfatering wordt sinds tientallen jaren op diverse RWZI's toegepast. In Nederland wordt op circa 20 RWZI's gedefosfateerd, met name aan de randmeren en de meren in Holland, Noord Overijssel en Friesland.

Onderzoek naar de chemische defosfatering richt zich vooral op het functioneren van praktijkinstallaties (lit. 6, 8) en de ontwikkeling van de zogenaamde vlokfiltratie (zie H.7.).

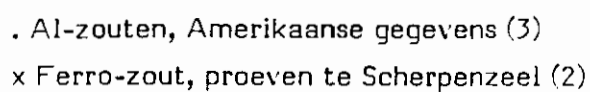
3.3 Haalbare P-verwijdering bij chemische defosfatering

De te behalen effluentconcentratie bij chemische precipitatie is afhankelijk van de gedoseerde hoeveelheid chemicaliën. Alle ijzer- en aluminiumzouten hebben een vergelijkbare werkingsgraad. Omdat de metaalionen het werkzame bestanddeel vormen bij de defosfatering, wordt de dosering uitgedrukt in mol Me/mol P. Het verband tussen de mol-verhouding en de effluentconcentratie in enkele Amerikaanse en Nederlandse proeven is weergegeven in figuur 2.

De resultaten van de RWZI's met simultane precipitatie in Friesland zijn weergegeven in onderstaande tabel. De Me/P verhoudingen op deze installaties lopen uiteen van 1 tot 3.

RWZI	Totaal P-gehalte in effluent mg P/l							
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Sloten	2,1	1,9	0,9	1,4	1,6	1,6	1,3	1,4
Lemmer	1,8	3,0	0,9	1,4	1,8	2,1	1,6	1,5
Wolvega	-	-	-	-	-	1,3	2,7	1,6
Joure	-	-	-	-	1,3	1,5	1,5	2,3
Sneek	-	-	-	-	-	2,1	3,1	1,4
Akkrum	-	-	-	-	-	1,0	0,8	1,3
Grouw	-	-	-	-	-	0,6	0,9	1,0
Warns	-	-	-	-	-	-	-	2,0

Tabel 1: Gemiddelde P-gehalten in het effluent van de Friese RWZI's met defosfatering (lit. 6).



A scatter plot showing the relationship between Dosing (mol Fe/mol P) on the x-axis and Effluent (mg P/l) on the y-axis. The x-axis ranges from 0 to 3.50 with major ticks every 0.50. The y-axis ranges from 0 to 5.00 with major ticks every 0.50. Data points are categorized by location: Sloten (+), Lemmer (Δ), Wollega (○), Joure (+), Sneek (▲), Akkrum (●), Grouw (+), and Warns (Δ). The data points are scattered across the plot, with a notable cluster between dosing 0.75 and 1.75 and effluent 0.5 and 3.5. There is a general trend where higher dosing leads to lower effluent, but with significant variability.

Dosing (mol Fe/mol P)	Effluent (mg P/l)	Location
0.75	2.1	Sloten
0.85	1.9	Sloten
0.95	1.5	Sloten
1.00	3.3	Akkrum
1.00	2.7	Wollega
1.00	2.3	Sloten
1.00	1.3	Akkrum
1.00	1.3	Sneek
1.05	3.0	Lemmer
1.15	0.8	Sneek
1.20	0.9	Sloten
1.25	0.6	Sloten
1.25	0.9	Lemmer
1.30	1.4	Sloten
1.40	1.8	Lemmer
1.45	1.4	Sloten
1.50	1.4	Sloten
1.60	3.0	Akkrum
1.70	1.0	Akkrum
1.75	1.5	Lemmer
1.80	2.0	Lemmer
2.60	0.8	Akkrum
3.30	1.3	Akkrum

Figuur 3: Relatie tussen flocculantdosering en P-gehalte effluent op Friese RWZI's (gegevens verstrekt door provincie Friesland).

De relatie tussen de Fe/P-verhouding en de P-concentratie van het effluent is weergegeven in figuur 3. De waarden vertonen in het algemeen een vrij grote spreiding. Bij Fe-doseringen van 1,5-2,0 mol Fe/mol P wordt een effluentgehalte van 1-2 mg P/l bereikt.

Op de RWZI's in Friesland is geen negatieve invloed van de defosfatering op de nitrificatie en de denitrificatie waargenomen. Op alle installaties worden N-Kj-concentraties beneden 10 mg/l behaald. De bezinkeigenschappen van het slib zijn duidelijk verbeterd (6). De slibindex is door de defosfatering bij de meeste RWZI's (maar niet bij alle) verbeterd (info provincie Friesland).

In tabel 2 zijn de resultaten van de defosfatering bij Z.S. Veluwe weergegeven. De waarnemingen komen in grote lijnen overeen met die van Friesland, met gemiddelde fosfaatgehalten in het effluent tussen 0,9 en 2,7 mg P/l.

RWZI	jaar	P-totaal (mg/l)		effluent na filtratie	Gemeten droogrest (mg/l)	Berekend	
		influent	effluent			P-gehalte droogrest (%)	Berekende Me/P (mol/mol)
Elburg	1986	19,8	1,98	0,54	30	4,8	1,2
Elburg	1987	20,6	2,45	1,21	28	4,4	1,4
Epe	1987	10,9	1,37	0,61	22	3,5	2,0
Harderwijk	1986	16,4	1,52	0,43	34	3,2	2,0
Harderwijk	1987	14,0	0,89	0,19	20	3,5	2,6
Heerde	1987	16,4	2,70	1,03	32	5,2	1,8
Nijkerk	1987	10,3	2,40	1,29	23	4,8	1,2

Tabel 2: Jaargemiddelde gegevens defosfatering bij Z.S. Veluwe (8).

De praktijkervaringen geven aan dat door chemische defosfatering met hoge Me/P-verhouding effluentconcentraties van circa 1 mg P/l haalbaar zijn. Voor een verdere verlaging van het P-gehalte is een filtratiestap nodig, omdat het meeste restfosfaat in de vorm van fijn gesuspendeerd materiaal aanwezig is (zie tabel 2).

De voor- en naprecipitatie bereiken ongeveer dezelfde effluentconcentratie als de simultane defosfatering. In het algemeen kan gesteld worden dat een effluentconcentratie lager dan 1 mg P/l niet bereikt kan worden met uitsluitend chemische defosfatering. Wanneer lagere effluentconcentraties vereist zijn, zal deze methode gecombineerd moeten worden met vlokfiltratie (effluentconcentratie tot circa 0,2 mg P/l, lit. 25) of magnetische separatie (effluentconcentratie circa 0,15 mg P/l, lit. 13).

3.4 Chemicaliënverbruik, restprodukten en milieueffecten bij fysisch-chemische defosfatering

Het chemicaliënverbruik bij chemische defosfatering is afhankelijk van het gebruikte flocculatiemiddel en van de gedoseerde molverhouding. Onderstaande tabel vermeldt de gegevens bij precipitatie met FeCl_3 , FeSO_4 of $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. De gegevens zijn gebaseerd op een fosfaataanvoer van 3 g P/i.e. d (i.e. à 180 g TZV, situatie 1985 (lit. 31), zonder verplicht fosfaatvrij wassen).

molverhouding (mol Me/mol P)	FeSO_4 *) (kg/i.e. j)	FeCl_3 **) (kg/i.e. j)	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ***) (kg/i.e. j)
1,0	10	14	24
1,5	15	21	35
2,0	20	28	47

*) als vast $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$

**) als 41% FeCl_3 oplossing

***) als vast $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$

Tabel 4: Chemicaliënverbruik chemische defosfatering.

Bij een lage buffercapaciteit van het water, met name bij zacht drinkwater, kan het nodig zijn tevens kalk te doseren ter neutralisatie van de zure werking van het flocculatiemiddel. De benodigde dosering is sterk afhankelijk van de buffergraad van het water en van de dosering vlokmiddel.

De bovenstaande doseringen leiden bij DWA-aanvoer (150 l/i.e.d) tot de volgende verhoging van de anionconcentraties in het effluent.

Me/P	FeSO_4 SO_4^{2-} mg/l	FeCl_3 Cl^- mg/l	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ SO_4^{2-} mg/l
1,0	62	69	93
1,5	93	103	139
2,0	124	137	186

Tabel 5: Extra zoutvracht effluent bij chemische defosfatering.

De concentraties SO_4^{2-} overschrijden al gauw 100 mg/l, de norm voor oppervlaktewater waaruit drinkwater wordt bereid. De bijdrage aan het chloridegehalte (IMP-norm 200 mg/l) is relatief minder groot. Het is echter mede afhankelijk van de achtergrondconcentraties in het effluent en van de gevoeligheid van het ontvangende water of deze effluentconcentraties aanvaardbaar zijn.

De literatuurgegevens over de hoeveelheden extra slib bij chemische precipitatie zijn nogal verwarrend, omdat de uitgangspunten sterk uiteenlopen. De extra slibproductie bij chemische defosfatering kan het best worden berekend uit de verwijdering van zwevend en colloïdaal materiaal (met name bij voorprecipitatie) plus de stoichiometrische hoeveelheid chemisch slib in de vorm van fosfaten en hydroxiden. In tabel 6 zijn de resultaten van de berekening weergegeven voor de defosfatering met ijzerzouten bij molverhoudingen 1,25 en 1,75 mol Fe/mol P (ontleend aan lit. 1).

dosering	1,25 (mol Fe/mol P)	1,75 (mol Fe/mol P)
<u>voorprecipitatie</u>		
- chemisch slib	16	22
- extra primair	<u>20</u>	<u>44</u>
- totaal extra	36	66
<u>simultane precipitatie</u>		
- chemisch slib	15,5	21
- extra surplus	<u>7,5</u>	<u>10</u>
- totaal extra	23	31
<u>naprecipitatie</u>		
- chemisch slib	15,5	21
- invang zwevende stof	<u>7,5</u>	<u>10</u>
- totaal extra	23	31

Tabel 6: Berekende extra versslibproductie (g d.s./i.e.d) bij chemische precipitatie met ijzerzouten (1).

De waarden van tabel 6 hebben betrekking op vers slib. De toename van de hoeveelheid gestabiliseerd slib zal met name bij voorprecipitatie minder groot zijn dan die van de versslibproductie, omdat een deel van het ingevangen organisch materiaal tijdens de stabilisatie wordt afgebroken.

In de berekeningen van literatuur 1 is uitgegaan van een relatief hoge toename van de biologische slibproductie. Als slibproductie bij simultane defosfatering wordt dikwijls gerekend met de iets lagere waarde 20 g d.s./i.e.d (10).

3.5 Randvoorwaarden bij de toepassing van chemische defosfatering

Simultane defosfatering is niet mogelijk bij RWZI's met oxydatiebedden. Voor- en naprecipitatie zijn in principe altijd toepasbaar. Wanneer voorprecipitatie wordt toegepast is het van belang, dat er voldoende fosfaat overblijft voor de verdere biologische zuivering. Een P/BZV-verhouding van 1/150 in het voorbezonden water is voldoende (4).

Bij simultane precipitatie moet rekening worden gehouden met de volgende neveneffecten op het zuiveringsproces:

- Bij de oxydatie van Fe(II) tot Fe(III) komt H^+ vrij, waardoor de pH daalt. Bij zacht water kan het nodig zijn kalk te doseren ter neutralisatie (ervaring Z.S. Veluwe).
- Door de extra slibaanwas bij simultane defosfatering wordt de slibleeftijd verkort. Hierdoor kan de nitrificatie in gevaar komen. Tevens zijn er aanwijzingen dat door de pH-daling en de verhoogde concentratie metaal-ionen de nitrificatie geremd wordt (1, 2). Ook de denitrificatie zou gestoord kunnen worden, al schijnt dit proces minder gevoelig te zijn (5).

Bij zeer laag belaste systemen blijken de nitrificatie en denitrificatie bij simultane precipitatie probleemloos te functioneren (6). Wellicht kan bij RWZI's met een hogere slibbelasting (circa 0,10-0,20 kg BZV/kg d.s. d) de wat minder stabiele nitrificatie worden geschaad. Nederlandse praktijkgegevens hierover ontbreken, omdat vrijwel alle RWZI's met defosfatering een zeer lage slibbelasting hebben (circa 0,05 kg BZV/kg d.s. d). Gezien het grote aandeel van de belastingklasse 0,10-0,15 kg BZV/kg d.s. d in de totale zuiveringscapaciteit, is het van groot belang meer inzicht te krijgen in de invloed van simultane defosfatering op de nitrificatie in deze klasse.

- Door de vorming van chemisch slib neemt bij simultane defosfatering het aandeel anorganisch materiaal in het actief slib aanzienlijk toe. Om de slibbelasting (betrokken op de organische slibfractie) niet te verhogen zal de totale slibhoeveelheid moeten worden vergroot. Dit wordt in het algemeen bereikt door verhoging van het drogestofgehalte in de aëratieruimte.

Verhoging van het drogestofgehalte is alleen mogelijk indien het slibvolume (= drogestofgehalte x slibvolumeindex) niet teveel toeneemt, om overbelasting van de nabezinking te voorkomen. Dit betekent dat de toename van het drogestofgehalte moet worden gecompenseerd door een daling van de slibvolumeindex. In het algemeen zal door de dosering van ijzer- en aluminiumzouten de slibindex dalen (zie tabel 3). Bij de Friese RWZI's werd echter niet in alle gevallen een daling van de SVI waargenomen. Bij RWZI's die zijn

gedimensioneerd op een hoog drogestofgehalte en een lage slibindex (bijvoorbeeld propstroom actief-slibsystemen) is het zeer wel mogelijk dat simultane precipitatie tot een onaanvaardbare vergroting van het slibvolume zou leiden. In dat geval zal de aëratieruimte of de nabezinking moeten worden vergroot om de slibbelasting te kunnen handhaven.

Nadere informatie over de invloed van chemische defosfatering op het slibvolume is gewenst om in alle gevallen een verantwoorde dimensionering mogelijk te maken.

chemicaliën	oorspronkelijke S.V.I. (ml/g)	S.V.I. bij simultane fosfaat- verwijdering (ml/g)
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	114	77
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	190	40
A.V.R.	80 - 120	45 - 75
Al-houdende beits	?	68
FeSO_4	100 - 110	50 - 70
FeSO_4	?	80 - 95
FeSO_4	100	60 - 70
FeCl_2	65 - 75	42
FeCl_2	160	90 - 100
FeCl_3	?	94
FeCl_3	120	90

Tabel 3: Invloed van simultane defosfatering op de slibvolume-index (lit. 1).

De indikking, stabilisatie en ontwatering zullen voldoende capaciteit moeten hebben om de extra slibproductie te verwerken. Bij volledig belaste RWZI's kan invoering van simultane defosfatering derhalve tot capaciteitsproblemen leiden.

- Bij simultane defosfatering met FeSO_4 in combinatie met fijnblazige bellenbeluchting bestaat de kans dat de beluchtingselementen verstopt raken met ijzer- en calciumverbindingen. Deze problemen zijn te beperken door gebruik te maken van verstoppingsongevoelige beluchtingselementen en door het FeSO_4 niet direct in de aëratietank te doseren (1).

Bij naprecipitatie wordt het biologische zuiveringsproces niet door de defosfatering beïnvloed. Aan de dimensionering van de bestaande aeratie, nabezinking en slibverwerking worden derhalve geen extra eisen gesteld. Hier staat tegenover dat naprecipitatie een extra bezinktrap vergt (veelal met opvoergemaal), alsmede apparatuur voor de indikking en verdere verwerking van het fosfaatslib. Hiervoor moet op de RWZI voldoende ruimte aanwezig zijn.

3.6 Knelpunten bij chemische defosfatering

Knelpunten bij voorprecipitatie:

- de voorbezinking moet voldoende laag belast zijn om te voorkomen dat de extra slibproductie tot slibuitspoeling leidt;
- de slibverwerking van de RWZI moet voldoende capaciteit hebben voor de verwerking van het extra primair slib.

Knelpunten bij simultane precipitatie:

- de slibverwerking van de RWZI moet voldoende capaciteit hebben voor de verwerking van het extra surplusslib;
- indien door de chemisch-slibproductie het slibvolume van het actief slib toeneemt (= d.s.-gehalte beluchting x slibvolumeindex), kan de oorspronkelijke dimensionering van de nabezinking te krap zijn. Uitbreiding van de aëratieruimte en/of nabezinking is dan noodzakelijk;
- de nitrificatie kan worden geschaad. Verwacht wordt dat dit met name bij belastingsklasse 0,10 - 0,20 kg BZV/kg d.s. een rol kan spelen;
- gewaakt moet worden voor verstopping van de beluchtingselementen.

Knelpunten bij postprecipitatie:

- Op de RWZI moet ruimte zijn voor een extra bezinktrap en apparatuur voor de verwerking van het fosfaatslib.

Nadere gegevens zijn gewenst op de volgende punten:

- de invloed van simultane defosfatering op de slibindex en het slibvolume (bij verschillende soorten slib);
- de remming van nitrificatie en denitrificatie door simultane defosfatering, bij verschillende belastingsklassen;
- ervaringen bij de defosfatering met FeSO_4 in combinatie met fijne bellenbeluchting.

4 DEFOSFATERING M.B.V. EEN KORRELREACTOR

4.1 Procesbeschrijving korrelreactor

Defosfatering met behulp van een korrelreactor is een vorm van fysisch-chemische defosfatering met kalk, waarbij de fosfaatzouten kristalliseren op zandkorrels in een gefluïdiseerd bed. De korrelreactor bestaat uit een cilindrisch vat, met een geperforeerde verdeelplaat en een zandbed. Het effluent van een rioolwaterzuiveringsinstallatie wordt in opwaartse richting door de reactor gepompt, waardoor het zandbed gefluïdiseerd wordt. De pH en de Ca-concentratie worden door dosering van natronloog of calciumhydroxyde zo ingesteld, dat een oververzadiging van calciumfosfaat ontstaat die zich in kristalvorm op het zand afzet. Na verloop van tijd worden de gevormde korrels afgelaten en wordt vers zand als entmateriaal toegevoegd.

Naast de kristallisatie op de korrels ontstaan door plaatselijke oververzadiging deeltjes amorf calciumfosfaat, die met het water worden meegenomen en de reactor verlaten (de zogenaamde carry-over). Deze deeltjes moeten door filtratie uit het water worden verwijderd, wanneer een lage P-concentratie vereist wordt.

De reactor wordt gedimensioneerd op basis van het maximaal te verwerken debiet. Bij DWA kan het nodig zijn effluent te recirculeren om de minimum fluïdisatiesnelheid te bereiken. Het gedefosfateerde water verlaat de korrelreactor met een hoge pH. Om het water te kunnen lozen op oppervlaktewater moet het eerst geneutraliseerd worden. De hiertoe benodigde zuurdosering is beperkt, omdat in de korrelreactor ontharding optreedt.

Als filtratiestap na de korrelreactor kan een tweelaags zand-anthraceutfilter worden gebruikt, uitgevoerd als drukfilter of gravitatiefilter.

4.2 Stand van ontwikkeling van de korrelreactor

De korrelreactor is oorspronkelijk ontwikkeld voor de centrale ontharding van drinkwater. De reactor bleek echter ook in staat fosfaat en andere verontreinigingen uit het water te verwijderen.

Vanaf 1979 is op semi-technische schaal onderzoek verricht naar de defosfatering van verschillende Nederlandse RWZI-effluenten. Ook in Japan en Denemarken is semi-technisch onderzoek verricht.

De proeven hebben aangetoond dat het type zuiveringsproces en de hardheid van het afvalwater grote invloed hebben op het verloop van de defosfatering in de korrelreactor. Een deel van deze factoren is nog niet geheel opgehelderd en zal in nader onderzoek op kleine schaal moeten worden onderzocht.

In Westerbork wordt een installatie op praktijkschaal gebouwd, bestaande uit een korrelreactor gevolgd door een snelfilter. De reactor zal eind 1988 in gebruik worden genomen.

Door de L.U.W. wordt in samenwerking met DHV onderzocht of de korrelreactor bruikbaar is om fosfaat te verwijderen uit de geconcentreerde stroom supernatant (circa 100 mg P/l) bij het biologische fosfaatstrippen (11, 12).

4.3 Haalbare P-verwijdering bij de korrelreactor

locatie	type rwzi	P-gehalte in mg/l		
		influent	effluent ongefil- treerd	gefiltreerd
Woudenberg	oxydatiesloot	18	1-3	1,2-1,5
Amersfoort	oxydatiebed	9	2-3,5	1
Wolvega	oxydatiesloot	7	1,0-1,6	1,0-1,2
Weesp	oxydatiebed	5,5-9,3	2	1
Driebergen	oxydatiebed	6,3-15,3	2-4	0,5-2,5
Uithoorn	twee-traps			
	na oxydatiebed (1 ^e trap)	8	3,2	2,0
	na actief-slib (2 ^e trap)	7	1,9	0,1
Huizen	actief-slib	9,5-16,1	-	1,0
Hilversum-Oost	oxydatiebed	9-16	1-2	0,5-1,0
			5-10	0,5-6,0
Westerbork	oxydatiesloot	10-12	3-5	0,2-0,8

Tabel 7: Pilot-plantresultaten korrelreactor met verschillende soorten effluent (10).

In proeven met het effluent van laagbelaste RWZI's werd 1 mg P/l bereikt; bij hoog belaste RWZI's 2-3 mg P/l (ongefilterde monsters). Wanneer achter de korrelreactor een zandfilter wordt geplaatst, zijn effluentwaarden van 0,5 mg P/l of lager te bereiken (9).

4.4 Chemicaliënverbruik, milieueffecten en restprodukten bij de korrelreactor

Het kalkverbruik van de korrelreactor is geschat op 4,7 kg Ca(OH)_2 /i.e. j bij 150 l/i.e. d. De neutralisatie van het basische gedefosfateerde water vergt naar schatting 0,5 mmol H_2SO_4 /l. Wanneer tevens zure stripping nodig is ter vermindering van de hardheid loopt het zuurverbruik op tot 1,5 mmol/l (10). Het geschatte zuurverbruik en de toename van het sulfaatgehalte van het effluent zijn samengevat in tabel 8:

	dosering (mmol/l)	H ₂ SO ₄ (kg/i.e. j)	effluent-SO ₄ (mg/l)
pH-correctie	0,5	3	50
zure stripping + pH-correctie	1,5	9	150

Tabel 8: Zuurverbruik en sulfaatbelasting effluent bij korrelreactor, met en zonder zure stripping (DWA = 150 l/i.e. d, lit. 10).

Afhankelijk van de hardheid van het water bedraagt de korrelproductie 6-12 kg/i.e. j. Het in de korrels gebonden fosfaat biedt in principe de mogelijkheid tot hergebruik. Het fosfaatgehalte van de korrels bedraagt circa 9% (als P₂O₅). Op de verwerkingsmogelijkheden wordt in 9.6. nader ingegaan.

Bij filtratie van het gedefosfateerde water, ter verwijdering van de carry-over, wordt tevens BZV, Kj-N en zwevende stof verwijderd. Dit verlaagt de belasting van het ontvangende oppervlaktewater.

4.5 Randvoorwaarden bij defosfatering met een korrelreactor

Omdat de korrelreactor als derde trap achter de nabezinking wordt geplaatst, wordt de biologische zuivering niet door de defosfatering beïnvloed. De samenstelling van het secundaire effluent heeft daarentegen wel invloed op de werking van de korrelreactor:

- hoge concentraties bicarbonaat (3-4 mmol/l) storen het kristallisatieproces. Hierdoor is het resultaat bij water met een hoge alkaliteit minder goed dan bij zacht water. Bovendien is bij hard water een hoog chemicaliënverbruik nodig voor de vereiste pH-verhoging. Bij te hard water zal voorafgaand aan de defosfatering een zure CO₂-stripping moeten worden toegepast om het bicarbonaat uit te drijven. De hardheid van het effluent ligt bij 80% van de Nederlandse RWZI's boven 3 mmol/l en bij 40% boven 4 mmol/l (10). De exacte waarde waarboven zure stripping gewenst is, zal nog nader moeten worden vastgesteld op grond van technologische en economische afwegingen;
- de resultaten bij de actief-slibinstallatie Hilversum-Oost en de oxydatiebedinstallaties waren minder goed dan bij de onderzochte oxydatiesloten (zie tabel 7). De oorzaak hiervan is niet geheel duidelijk. De invloed van het

zuiveringsproces op de defosfatering zal in pilot-proeven nader worden onderzocht. Hieruit zal blijken of er fundamentele beperkingen zijn aan de toepassing van de korrelreactor afhankelijk van het type afvalwater en het zuiveringsproces. In de huidige stand van ontwikkeling zal door semi-technisch onderzoek per locatie moeten worden vastgesteld of defosfatering met een korrelreactor mogelijk is;

- het gedefosfateerde water moet worden geneutraliseerd, in verband met de tot 10-11 verhoogde pH.

4.6 Knelpunten bij de invoering van de korrelreactor

Bij de invoering van de korrelreactor op praktijkschaal bestaan de volgende knelpunten:

- met de korrelreactor is nog geen praktijkervaring op technische schaal opgedaan;
- de relatief hoge hardheid van het Nederlandse drinkwater zal (zonder centrale ontharding) in veel gevallen een ongunstige korrelsamenstelling en een hoog chemicaliënverbruik opleveren of een dure voorbehandeling nodig maken;
- de toepassingsmogelijkheden zijn alleen bij oxydatiesloten voldoende aangetoond; bij oxydatiebedden lijkt de werking tot nu toe minder gunstig en over actiefslibsystemen en tweetrapsinstallaties zijn nog weinig gegevens beschikbaar;
- de afzetmogelijkheden voor de slibkorrels lijken gunstig, maar zijn nog niet in de praktijk aangetoond (zie ook 9.6).

Aanbevelingen voor nader onderzoek:

Belangrijke informatie over de werking van de korrelreactor in de praktijk zal worden verkregen in het demonstratieproject Westerbork. Daarnaast zijn demo-projecten gewenst om de werking onder verschillende omstandigheden vast te stellen.

Nadere gegevens zijn gewenst ten aanzien van de invloed van de hardheid op de fosfaatverwijdering, het chemicaliënverbruik en de samenstelling van de korrels. Door semi-technisch onderzoek en demo-projecten zullen de toepassingsmogelijkheden moeten worden onderzocht bij oxydatiebed-, actiefslib- en tweetraps-systemen.

De verwachtingen ten aanzien van nuttig gebruik van het korrelslib zullen in proeven op technische schaal moeten worden getoetst.

De technologische en economische aspecten van zure stripping afhankelijk van de waterhardheid moeten nader worden onderzocht.

5 DEFOSFATERING MET MAGNETISCHE SEPARATIE

5.1 Procesbeschrijving

Defosfatering met magnetische separatie is een vorm van postprecipitatie met kalk, waarbij het fosfaatslib wordt afgevangen met behulp van een sterke magneet.

Het RWZI-effluent wordt behandeld met kalk, waardoor het fosfaat wordt neergeslagen in de vorm van Ca-P-verbindingen. Tevens wordt polyelektrolyt toegevoegd en magnetiet, een zeer fijn verdeeld ijzeroxide met sterk magnetische eigenschappen. In de flocculatiefase bindt het magnetiet zich samen met de polymeren aan de deeltjes kalkslib. Het water-slibmengsel wordt vervolgens door het magneetveld geleid, waarbij het magnetiet met de aanhangende slibdeeltjes in de magneet achterblijft. Na het uitschakelen van de stroom wordt de magneet teruggespoeld, waarbij het magnetiet-kalkslib vrijkomt. In een opwerkingstrap wordt het magnetiet uit het kalkslib teruggewonnen en hergebruikt. Het kalkslib met circa 7% P_2O_5 blijft als restprodukt over. De concentraties kalk en fosfaat van het slib zijn vergelijkbaar met die van de fosfaatkorrels uit de korrelreactor. Daarnaast bevat het slib een resthoeveelheid magnetiet (3-4% op basis van drogestof, bij 99% terugwinning van het magnetiet). Nuttig gebruik van het slib is wellicht mogelijk als kalkmeststof in de landbouw of als grondstof voor de fosfaatindustrie. Wanneer nuttig gebruik niet mogelijk is, moet het slib worden ontwaterd en gestort.

5.2 Stand van ontwikkeling bij de magnetische defosfatering

De magnetische defosfatering is ontwikkeld uit een techniek die in de mijnbouw wordt toegepast bij de winning van kaoline. Door Smit Nijmegen is een pilot-plant gebouwd met een verwerkingscapaciteit van 10-15 m³/h. De pilot-plant heeft gefunctioneerd op de RWZI's Nijmegen, Harderwijk, Hilversum-Oost en Holten. In de loop van 1988 is een praktijksysteem met een capaciteit van 50 m³/h gebouwd, gevolgd door een 200 m³/h installatie medio 1989. Een installatie met een capaciteit van 400 m³/h zal eind 1989 gereedkomen.

Als voorbereiding op de grote installaties wordt ondermeer onderzoek verricht naar de toepasbaarheid van magnetische defosfatering voor verschillende soorten RWZI-effluent.

De terugwinning van het magnetiet uit het kalkslib is op laboratoriumschaal onderzocht en wordt sinds het najaar van 1988 in de 50 m³/h installatie in praktijk getest. Men verwacht 99% van het magnetiet te kunnen terugwinnen en hergebruiken (14).

De samenstelling van het slib, ondermeer afhankelijk van de watersamenstelling en de chemicaliëndosering, wordt in laboratoriumproeven onderzocht. Volgens een door het Nederlands Meststoffeninstituut uitgevoerd onderzoek is het slib in principe goed bruikbaar als zuurbindende stof.

5.3 Haalbare P-verwijdering bij magnetische defosfatering

De haalbare effluentconcentratie is afhankelijk van de toegepaste techniek en van de chemicaliëndosering. De magnetische scheiding kan worden toegepast als zelfstandige defosfatering (3^e trap) maar ook als nabehandeling na een simultane defosfatering (4^e trap). Enkele resultaten van pilotplantproeven zijn weergegeven in tabel 9.

	effluent (mg P/l)	dosering kalk (g/m ³)	polymeer (g/m ³)	magnetiet (kg/m ³)
3 ^e trap	0,5	200	3	1
(Nijmegen)	1	100	1,5	0,5
4 ^e trap	0,15	-	2,0	0,25
(Harderwijk)				

Tabel 9: Resultaten van semi-technische proeven met magnetische defosfatering (13).

De proefinstallaties hebben tot op heden gefunctioneerd bij 7 RWZI's, in binnen- en buitenland. Bij 6 RWZI's werd een effluent met 0,5 mg P/l bereikt (actief slib en oxydatiesloten). Bij Hilversum-oost (oxydatiebedden) werd 1 mg P/l gehaald.

5.4 Chemicaliënverbruik, milieueffecten en restprodukten bij magnetische separatie

De doseringen kalk, polymeer en magnetiet en de slibproductie, afhankelijk van de te bereiken effluentkwaliteit, zijn weergegeven in tabel 9. Het verbruik per i.e. op basis van DWA (3 g P/i.e.d; 150 l/i.e. d) is samengevat in tabel 10. De schatting van het zuurverbruik bij de neutralisatie van het effluent is gebaseerd op de rapportage van de korrelreactor (10). Overigens zal binnenkort door Smit worden onderzocht of ook neutralisatie met CO₂ uit de lucht haalbaar is.

		P-effluent (mg P/l)		
		1	0,5	0,15 *)
Ca(OH) ₂	(kg/i.e. j)	5,5	11	-
magnetiet **)	(kg/i.e. j)	0,25	0,5	0,13
polymeer	(g/i.e. j)	80	160	110
H ₂ SO ₄ ***)	(kg/i.e. j)	3	5	-
slibproductie	(kg d.s./i.e. j)	7	14	1,4

*) als vierde trap na simultane defosfatering

**) bij 99% terugwinning en hergebruik van magnetiet uit het kalkslib

***) geschat, op basis van lit. 13.

Tabel 10: Chemicaliënverbruik en slibproductie bij magnetische separatie (bij DWA = 150 l/i.e. d).

Het geproduceerde slib in de proeven te Nijmegen bestond voor 7% uit P₂O₅ en voor circa 65% uit kalk (13).

Mogelijkheden voor nuttig gebruik van het slib moeten nog worden onderzocht. Het hoge kalkgehalte maakt het slib in principe geschikt als kalkmeststof. Wellicht zijn er mogelijkheden als fosfaathoudende ruwe grondstof (zie 9.6.).

5.5 Randvoorwaarden bij defosfatering met magnetische separatie

De magnetische defosfatering wordt achter de nabezinking geplaatst, zodat geen beïnvloeding van het biologische zuiveringsproces optreedt.

In de tot op heden uitgevoerde proeven bij actief-sibinstallaties en oxydatiesloten functioneerde het systeem goed. Bij een oxydatiebedinrichting (Hilversum-onst) werd een minder goed resultaat bereikt. Het is nog niet duidelijk of dit een bijzonder geval betreft of een structureel mindere werking bij het effluent van oxydatiebedden.

Het gedefosfateerde effluent moet worden geneutraliseerd, omdat het als gevolg van de kalkdosering een pH heeft van 10,5 of hoger.

5.6 Knelpunten bij magnetische defosfatering

Bij de grootschalige invoering van magnetische defosfatering bestaan de volgende knelpunten.

- De ervaringen met magnetische defosfatering zijn momenteel nog beperkt tot pilot-proeven.

- De fosfaatverwijdering afhankelijk van de watersamenstelling en het type zuiveringsproces zal verder moeten worden onderzocht om volledige duidelijkheid te verkrijgen over de haalbare rendementen, het chemicaliënverbruik en de kosten.
- De terugwinning van het magnetiet en de opwerking van het kalkslib tot een verwerkbaar produkt en de markt voor een dergelijk produkt zullen in praktijk moeten worden onderzocht om inzicht te krijgen in de technische aspecten, de kosten en de afzetmogelijkheden.

De kennis over de magnetische defosfatering vertoont nog hiaten. Een groot deel van de vragen kan echter beantwoord worden door het onderzoeksprogramma dat voor de komende twee jaar gepland is (zie 5.2.).

6 BIOLOGISCHE DEFOSFATERING

6.1 Procesbeschrijving

Biologische defosfatering kan optreden bij aanwezigheid van de bacteriestam *Acinetobacter* in het actief slib. Deze bacterie is in staat in aërobe toestand 6-10% van zijn drooggewicht aan fosfaat op te nemen en als energiebron op te slaan in de vorm van polyfosfaat. Met behulp van deze vastgelegde energie kan *Acinetobacter* ook onder anaërobe omstandigheden leven, waarbij vetzuren (met name azijnzuur) als substraat worden opgenomen. Het polyfosfaat wordt daarbij afgebroken tot ortho-fosfaat, dat weer uitgescheiden wordt.

Door de bijzondere stofwisseling van *Acinetobacter* is het voor de biologische defosfatering noodzakelijk dat het slib afwisselend een anaërobe en een aërobe zone doorloopt. In de anaërobe zone moet voldoende substraat beschikbaar zijn voor de vorming van vetzuren door facultatief anaërobe bacteriën, bij strikte afwezigheid van zuurstof, nitriet en nitraat. De anaërobe zone kan zich in de waterlijn of in de sliblijn bevinden, afhankelijk van het toegepaste systeem.

Bij biologische defosfatering met achtereenvolgens een anaerobe en een aerobe fase in de waterlijn wordt het fosfaat geconcentreerd in het surplusslib en met het slib afgevoerd. Voorbeelden van dit systeem zijn het A/O-proces, het Bardenproces, het Redoxproces en het Bio-Denifrophproces. Deze systemen vereisen een aërobe slibbehandeling om terugvoer van fosfaatrijk slibwater naar de waterlijn te voorkomen.

Wanneer in de retoursliblijn een anaërobe fase is opgenomen zal bij aanwezigheid van voldoende vetzuren een deel van het fosfaat door de bacteriën worden uitgescheiden (fosfaatstrippen). Het fosfaatrijke supernatant, dat na bezinking van het slib ontstaat, kan chemisch worden behandeld. Hiervoor komen in principe precipitatie met kalk, een korrelreactor en magnetische separatie in aanmerking. Het fosfaatarme slib wordt weer teruggevoerd naar het beluchtingsbekken, waar het opnieuw fosfaat kan opnemen. Hoewel bij deze methode een fysisch-chemische binding van het fosfaat noodzakelijk is, kunnen het chemicaalverbruik en de benodigde apparatuur beperkt van omvang zijn, omdat het te behandelen debiet circa 10% bedraagt van het influentdebiet.

Bij alle uitvoeringen van biologische defosfatering moeten in de anaerobe fase nitraat en nitriet afwezig zijn en moet voldoende makkelijk afbreekbaar substraat beschikbaar zijn voor de vorming van azijnzuur. Bij nitrificerende systemen moeten voorzieningen worden getroffen voor vergaande denitrificatie vóór de anaerobe fase. Eén en ander vereist een gunstige BZV/N/P verhouding van het influent. Eventueel kan azijnzuur worden gedoseerd om het proces te stimuleren.

Ter verhoging van het verwijderingsrendement kan een beperkte simultane defosfatering worden toegepast door middel van een geringe Fe- of Al-dosering (32).

6.2 Stand van ontwikkeling bij de biologische defosfatering

Biologische defosfatering in de waterlijn is in de zeventiger jaren ontwikkeld in de Verenigde Staten en Zuid-Afrika. Buiten Nederland wordt deze techniek op een aantal RWZI's toegepast, met name in Zuid-Afrika, Verenigde Staten, Denemarken en enkele West-Duitse RWZI's. Het fosfaatstrippen uit een deelstroom van het retourslib is ontwikkeld in de V.S. Deze techniek wordt op een aantal Amerikaanse RWZI's met succes toegepast (22).

In Nederland is aan de L.U. Wageningen veel fundamenteel en toegepast onderzoek naar biologische defosfatering verricht bij de vakgroepen Microbiologie en Waterzuivering. Gebleken is, dat verhoogde fosfaatopname weliswaar onder diverse omstandigheden kan optreden, maar dat een stabiele vergaande P-verwijdering onder Nederlandse omstandigheden moeilijk te realiseren is (16).

In een 1.000 l proefinstallatie te Bennekom wordt inmiddels een stabiele defosfatering bereikt tot P-totaal < 1 mg/l, in combinatie met vergaande nitrificatie/denitrificatie tot < 10 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ (17). De waterlijn bestaat uit een propstroomreactor met anaërobe, anoxische en aërobe compartimenten. In de sliblijn wordt fosfaat gestript met behulp van acetaatdosering (zie figuur 3). Op dit moment wordt onderzoek verricht naar de werking van de korrelreactor bij de binding van het fosfaat dat uit de stripper vrijkomt (11, 12).

Door de L.U.W. is onderzoek verricht naar 'spontane' defosfatering op Nederlandse RWZI's en naar mogelijkheden om door aanpassing van de bedrijfsvoering de fosfaatopname te vergroten. Men vond dat in bepaalde zeer laag belaste actief-slibsystemen de P-verwijdering sterk kon worden bevorderd door het retourslib en het afvalwater circa 15 minuten in contact te brengen en vervolgens enkele uren zonder menging en beluchting te laten staan. In het bezonken slib was voldoende substraat geabsorbeerd voor de vereiste vetzuurproductie. Het in de bovenstaande vloeistof aanwezige nitraat diffundeerde onvoldoende snel in het slib om de vetzuurvorming te remmen. De periodieke onderbreking van de beluchting had in de onderzochte gevallen geen nadelige invloed op de effluentkwaliteit en leverde een flinke besparing op het energieverbruik (12). Afhankelijk van de influentsamenstelling kon in bepaalde gevallen een P-verwijdering van 70-80%, tot zelfs meer dan 90% worden bereikt (12, 23).

Op de RWZI Renkum is een deel van de aëratietank anaëroob gemaakt door de beluchtingselementen te verwijderen. Hierdoor werd bij normale bedrijfsvoering 55% fosfaatverwijdering bereikt. Bij uitschakelen van de voorbezinking steeg het P-rendement tot 80%. Door de aanpassingen werd de nitrificatie sterk negatief beïnvloed (21, 24).

Het Wageningse onderzoek naar de meer geavanceerde defosfateringstechnieken lijkt slechts moeizaam naar de praktijk vertaalbaar door de uiterst complexe proceslijn die nodig is om een stabiel systeem met een hoog rendement te bereiken. (figuur 4). Er zijn vanuit deze hoek op korte termijn geen proefnemingen onder praktijkomstandigheden te verwachten.

Door de G.T.D. Oost-Brabant worden in Eindhoven proefnemingen op semi-technische schaal met fosfaatstrippen voorbereid. Wellicht leveren deze proeven praktisch bruikbare gegevens op.

6.3 Haalbare fosfaatconcentraties bij biologische defosfatering

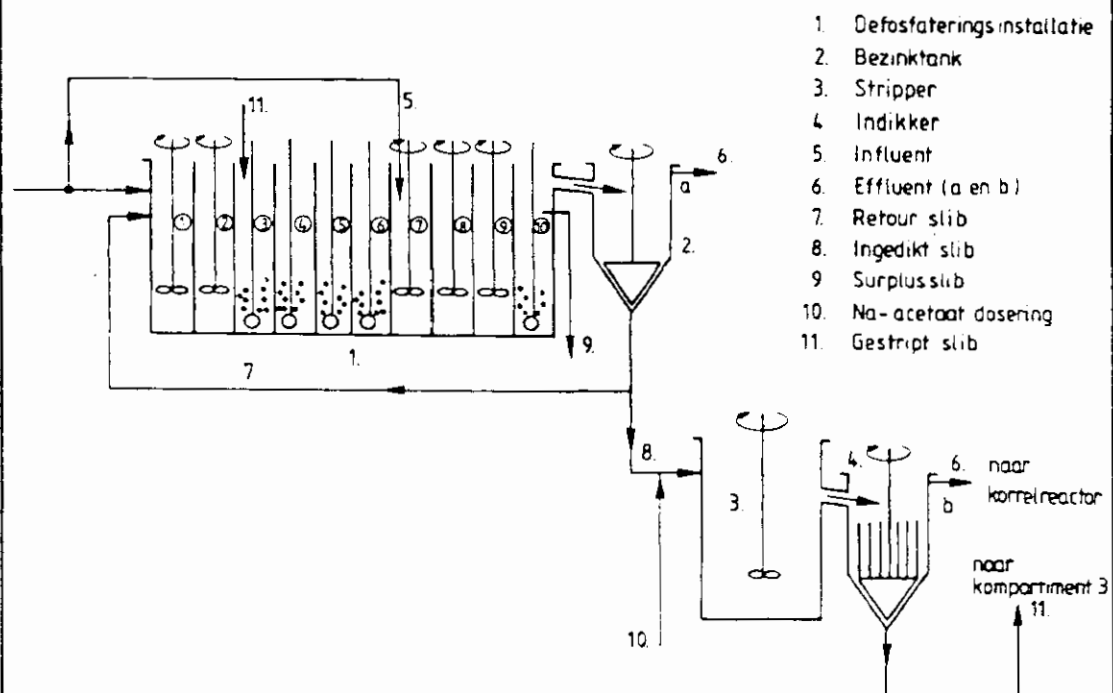
De te behalen P-verwijdering bij biologische defosfatering is afhankelijk van de samenstelling van het influent, het toe te passen systeem, de slibeigenschappen, de slibbelasting en de regenwateraanvoer.

De samenstelling van het influent is vooral van belang voor de produktie van vluchtige vetzuren en de aanwezigheid van nitraat. Afvalwater dat makkelijk te verzuren is, zoals zuivelafvalwater, leidt tot een betere defosfatering.

Naast de samenstelling van het afvalwater speelt ook de slibbelasting een belangrijke rol. Hoe hoger de slibbelasting des te beter het fosfaatverwijderingsrendement (15). Ten eerste is er meer substraat aanwezig voor de vetzuurvorming. Daarnaast leidt een hoge slibbelasting tot een onvolledige of stagnerende nitrificatie, waardoor de defosfatering minder negatieve invloed ondervindt van nitraat (12).

De systemen met biologische defosfatering in de waterlijn geven bij RWA een verminderde fosfaatverwijdering (16), waardoor de verwijderingspercentages gedurende het jaar sterk fluctueren. Systemen met de anaërobe periode in de sliblijn zijn stabielere t.a.v. RWA, met name wanneer acetaat in de anaërobe tank wordt gedoseerd. Bij het systeem van figuur 4 zijn op pilot-schaal verwijderingspercentages van 90 - 100% en effluentconcentraties van 0 - 1,5 mg P/l mogelijk gebleken (17).

Wanneer een betrouwbaar en stabiel proces vereist is met P-concentraties van 1-3 mg P/l, komen onder Nederlandse omstandigheden waarschijnlijk alleen processen met een anaërobe fase in de sliblijn ('fosfaatstrippen') in aanmerking. Bij nitrificerende systemen zijn voorzieningen voor denitrificatie in de water of



Figuur 4: Processchema semi-technische reactor voor biologische defosfatering met vergaande nitrificatie/denitrificatie (17).

sliblijn nodig. Bij ongunstige watersamenstelling kan azijnzuurdosering in de stripper nodig zijn. Wanneer effluentconcentraties van 0,5 mg P/l geeist worden, is een nabehandeling met vlokfiltratie nodig.

6.4 Chemicaliënverbruik, milieueffecten en reststoffen bij biologische defosfatering

Bij fosfaatbinding in de waterlijn (A/O-proces, Phoredox, etc.) worden geen chemicaliën gedoseerd, zodat geen chemisch slib wordt geproduceerd en geen verzouting van het effluent optreedt.

Bij fosfaatstrippen uit het retourslib wordt het fosfaat geconcentreerd in een waterstroom ter grootte van circa 1/10 van het influentdebiet. Uit deze geconcentreerde stroom moet het fosfaat via een chemische defosfateringstechniek worden verwijderd. Hiervoor komen in principe precipitatie met kalk, een korrelreactor of magnetische separatie in aanmerking. Door het 10 x kleinere debiet is te verwachten dat ten opzichte van defosfatering in de waterlijn de kalkdosering veel geringer is en dat een kleinere hoeveelheid kalkslib met een hogere P-concentratie wordt geproduceerd. De werking van de genoemde technieken in combinatie met biologische defosfatering zal echter nog moeten worden onderzocht.

Het chemicaliënverbruik en de slibproductie zijn voorlopig geschat op basis van de volgende aannamen:

- fosfaatstrippen met azijnzuurdosering en kalkbehandeling van het supernatant;
- supernatant circa 10% van DWA-debiet;
- kalkdosering 300 mg $\text{Ca}(\text{OH})_2$ per l supernatant (22);
- azijnzuurdosering 7,3 g/i.e. d (17);
- kalkslib (stoichiometrisch) 11,3 g d.s./i.e. d;
- extra produktie gestabiliseerd surpluslib door dosering azijnzuur circa 3,6 g/i.e. d (geschat).

Resultaat per i.e./j:

* verbruik $\text{Ca}(\text{OH})_2$	1,6	kg/i.e. j
* verbruik azijnzuur	2,7	kg/i.e. j
* produktie kalkslib	4,1	kg d.s./i.e. j
* extra surpluslib	1,3	kg d.s./i.e. j

6.5 Randvoorwaarden bij biologische defosfatering

Voor biologische defosfatering is een anaërobe fase in het zuiveringsproces essentieel. In deze anaërobe fase moeten zuurstof, nitraat en nitriet volledig afwezig zijn en moet voldoende makkelijk afbreekbaar substraat beschikbaar zijn voor de vorming van vluchtige vetzuren. Omdat nitraat vanuit de aërobe zone via het retourslib naar de anaërobe zone kan worden gevoerd, moet de nitrificatie afwezig zijn, dan wel volledig door denitrificatie gecompenseerd worden.

Bovenstaande eisen stellen de volgende randvoorwaarden aan het biologische zuiveringsproces:

- anaërobe zone in water- of sliblijn, zonder nitraat en zuurstof;
- influent BZV/P-opgelost verhouding minimaal 10 voor voldoende vorming van vluchtige vetzuren (19);
- influent BZV/Kj-N verhouding minimaal 4 voor volledige denitrificatie en voldoende resterende BZV voor vetzuurproductie (18);
- bij een nitrificerend systeem moeten voorzieningen aanwezig zijn voor volledige denitrificatie (anoxische fase in beluchtingscircuit, recirculatie via een anoxische zone, intermitterende beluchting, etc.);
- aërobe fase in de waterlijn met minimaal 2 mg O₂/l (20);
- snelle slibverwijdering uit de nabezinking om P-release door anaërobie te voorkomen;
- bij defosfatering in de waterlijn moet de slibverwerking volledig aëroob zijn om terugvoer van P-rijk anaëroob slibwater naar de waterlijn te voorkomen.

Uit door Witteveen+Bos bewerkte jaargegevens van de waterkwaliteitsbeheerders blijkt dat bij circa 45% van de RWZI's het influent een te lage BZV/Kj-N verhouding heeft (gegevens 1984 - 1986). Slechts 2% van de RWZI's voldoet niet aan de eis BZV/P > 10.

De eis van volledige denitrificatie in verband met de storende werking van nitraat betekent dat op veel RWZI's ingrijpende aanpassingen nodig zijn om vergaande biologische defosfatering mogelijk te maken. Bij ongunstige BZV/N/P verhouding is biologische defosfatering vrijwel uitgesloten, tenzij azijnzuur wordt gedoseerd.

Voor de biologische defosfatering is het van belang, dat voldoende Mg²⁺ en K⁺ in het afvalwater aanwezig is. Magnesium dient als tegenion ter neutralisatie van het polyfosfaat. Kalium zou een rol kunnen spelen bij het transport van fosfaat langs de celmembraan. Een kaliumgebrek kan een mogelijke oorzaak zijn van een slecht functionerende biologische defosfatering, zij het in gebieden met zeer lage metaalconcentraties in het drinkwater (21).

Bij biologische defosfatering in de waterlijn wordt het fosfaat in het surplusslib gebonden. Dit slib kan niet anaëroob gestabiliseerd worden, omdat in de slibgisting circa 60% van het opgenomen fosfaat weer vrijkomt (12). Dit betekent, dat de indikking, stabilisatie en eventuele ontwatering in aërobe toestand moeten worden uitgevoerd, om de terugvoer van P-houdend slibwater te voorkomen. Bij RWZI's met slibgisting is deze methode van biologische defosfatering derhalve niet toepasbaar.

Voor betrouwbare biologische defosfatering, die ook bij regenwataeraanvoer een hoog rendement bereikt, lijken alleen systemen met een anaërobe fase in de sliblijn (fosfaatstrippen) in aanmerking te komen. Hierbij moet rekening worden gehouden met toevoeging van voorbezonden afvalwater of azijnzuur in de fosfaatstripper om de P-release te stimuleren.

6.6 Knelpunten bij biologische defosfatering

Fundamentele problemen bij vergaande biologische defosfatering zijn:

- de afhankelijkheid van een gunstige influentsamenstelling;
- de matige procestabiliteit, met name bij RWA.

Bij introductie op een RWZI kunnen bovendien ingrijpende maatregelen nodig zijn in verband met:

- de strenge eisen aan de denitrificatie wegens de vereiste afwezigheid van NO_3 in de anaërobe fase;
- het voorkómen van P-release in nabezinking;
- het voorkómen van P-release in de slibbehandeling bij systemen met P-verwijdering uit de waterlijn (Barden-, A/O-, Phoredoxproces, etc.).

Naast de technologische problemen van het proces wordt grootschalige introductie van biologische defosfatering sterk belemmerd door het ontbreken van praktijkervaringen onder Nederlandse omstandigheden. De complexe systemen die op proefschaal blijken te werken (zie figuur 3) maken implementatie in de praktijk uiterst moeilijk. Er zijn nog geen concrete plannen voor opschaling van dit onderzoek naar praktijkinstallaties. Het dichtst bij de praktijk staat wellicht het onderzoek naar fosfaatstrippen dat recentelijk door de GTD Oost-Brabant is opgestart.

Aanbevelingen:

De praktische mogelijkheden van biologische defosfatering onder Nederlandse omstandigheden lijken te liggen op de volgende terreinen:

- fosfaatstrippen bij actief-slibinstallaties met een gunstige influentsamenstelling en een goede denitrificatie; onderzoek hiernaar in praktijkinstallaties is gewenst;
- vergroting van de P-opname bij geschikte oxyatiesloten en verwante systemen door aanpassingen van de bedrijfsvoering (contact influent + retourslib gevolgd door uitschakelen beluchting). Een goede handleiding is nodig om de mogelijkheden duidelijk aan de zuiveringspraktijk te presenteren.

De korrelreactor en magnetische separatie zijn in principe aantrekkelijk in combinatie met fosfaatstrippen. De werking van deze combinaties zal nog moeten worden onderzocht.

7 DEFOSFATERING MET BEHULP VAN FILTRATIE

7.1 Procesbeschrijving

Door enkelvoudige filtratie kan alleen het fosfaat aanwezig in de zwevende stof worden verwijderd. Een belangrijk deel van het fosfaat in het RWZI-effluent bevindt zich echter in opgeloste of colloïdale vorm. Ter verwijdering van deze twee categorieën wordt gebruik gemaakt van vlokfiltratie. Vlokfiltratie bestaat uit een combinatie van chemische precipitatie en filtratie. Aan het effluent van de RWZI worden aluminium- of ijzerzouten toegevoegd. Deze stoffen vormen samen met het fosfaat en het gesuspendeerde materiaal vlokken, welke in het filter worden afgevangen. Om uitspoeling van het vlok materiaal onder invloed van de schuifkrachten in het filter te voorkomen, kunnen polymeren worden toegevoegd, die de vlokken meer stabiliteit geven (29, 30).

Vlokfiltratie is mogelijk bij effluent dat maximaal 4 mg P/l bevat. Bij hogere waarden raakt het filter verstopt door de grote slibproductie. Dit betekent dat vlokfiltratie alleen in combinatie met een andere defosfateringstechniek kan worden toegepast. Het afgevangen materiaal wordt door periodiek terugspoelen uit het filter verwijderd, naar de RWZI teruggevoerd en tezamen met het zuiveringsslib verwerkt en afgevoerd.

De effluentfiltratie kent verschillende technische uitvoeringen, zoals dieptefiltratie, oppervlaktefiltratie, upflow-filtratie en trommelfiltratie. Bij vlokfiltratie worden de beste resultaten bereikt met neerwaarts doorstromende tweelaagsfilters (open uitvoering of drukfilters) en continu gereinigde upflow filters (25).

7.2 Stand van ontwikkeling van de effluentfiltratie

Vlokfiltratie, gericht op vergaande verwijdering van fosfaat uit het effluent, wordt sinds de jaren '70 op vrij grote schaal toegepast in Zwitserland, Zweden en West-Duitsland. In Nederland is enige ervaring met vlokfiltratie opgedaan in een semi-technisch onderzoek uitgevoerd op de RWZI Beekbergen (30).

Gesteld kan worden dat de technologische en praktische aspecten van de vlokfiltratie voldoende bekend zijn voor toepassing in praktijk.

Bij defosfatering met een korrelreactor kan een tweelaagsfiltratie worden toegepast om de carry-over te verwijderen. In het praktijkonderzoek te Westerbork zal de filtratie mede worden beschouwd.

7.3 Haalbare P-verwijdering bij filtratietechnieken

Effluentfiltratie kan worden toegepast als extra trap achter de korrelreactor, chemische precipitatie of biologische defosfatering. De te behalen effluentconcentratie is mede afhankelijk van de voorafgaande zuiveringsmethode.

Achter de korrelreactor wordt gebruik gemaakt van een dubbellaags anthraciet/zand filter, om de carry-over (amorf calciumfosfaat) af te vangen. Zonder extra dosering van chemicaliën wordt het P-gehalte hierbij verlaagd van 2-3 mg P/l tot 0,5 mg P/l of minder (9, 26).

In Zwitserland zijn bij vlokfiltratie van effluent met 3-4 mg P/l de volgende waarden bereikt, afhankelijk van de Fe-dosering in het vlokfilter (27).

Fe/P (mol/mol)	mg P _{tot} /l
0,5	0,84
1	0,52
1,5	0,31
2,0	0,21

Tabel 11: Resultaat vlokfiltratie Zwitserland afhankelijk van Fe-dosering (27).

Gebleken is dat de flocculatiefase grote invloed heeft op het resultaat van de vlokfiltratie en dat bij te hoge stroomsnelheden uitspoeling van het vlok materiaal optreedt (25, 28). In een semi-technologisch onderzoek te Beekbergen zijn effluentconcentraties van 0,5 mg/l bereikt (30).

7.4 Chemicaliënverbruik, milieueffecten en restprodukten bij vlokfiltratie

Bij vlokfiltratie gecombineerd met chemische defosfatering zijn het chemicaliënverbruik, de zoutbelasting van het effluent en de slibproductie iets hoger dan bij uitsluitend chemische defosfatering.

Naast de verwijdering van fosfaat wordt het effluent ontdaan van 25-40% CZV, 70-85% BZV, 30% Kj-N en 70-95% zwevende stof (30). Als gevolg hiervan wordt de biologische belasting van het ontvangende oppervlaktewater aanzienlijk verminderd.

7.5 Randvoorwaarden bij defosfatering met filtratie

Filtratie wordt toegepast als extra trap na de nabezinking, zodat het biologische zuiveringsproces niet wordt beïnvloed. Bij sterke vlokuitspoeling uit de nabezinking kan een nadelige beïnvloeding van de filtratie optreden.

Gravitatiefilters kunnen een aanzienlijke oppervlakte vergen. Hiervoor moet op de RWZI ruimte aanwezig zijn.

Het spoelwater van de filters met het uitgespoelde slib wordt in de regel naar het ontvangwerk van de RWZI teruggevoerd. Hierdoor wordt de hydraulische belasting tijdelijk verhoogd. Het extra slib moet door de sliblijn kunnen worden verwerkt. In de regel zal dit geen grote problemen opleveren.

7.6 Knelpunten en hiaten in de kennis bij defosfatering m.b.v. filtratie

De Zwitserse praktijkgegevens en de proefnemingen in Beekbergen geven aan dat met vlokfiltratie vrijwel zeker goede resultaten te behalen zijn. De meest optimale uitvoeringsvorm, de bedrijfstechnische aspecten, de kosten en de maximaal haalbare rendementen onder Nederlandse omstandigheden, zullen in de praktijk moeten blijken.

Een knelpunt bij de invoering is mogelijk het benodigde oppervlak van de filters, waarvoor ruimte op de RWZI beschikbaar moet zijn.

8 KOSTEN VAN DEFOSFATERING

Bij de keuze voor een defosfateringstechniek zullen naast de technische en milieukundige aspecten ook de kosten een grote rol spelen. De levensvatbaarheid van nieuwe technieken zal derhalve mede worden bepaald door hun kosten.

Op dit moment is het niet goed mogelijk om een exacte kostenvergelijking van de beschouwde technieken te maken, bij gebrek aan praktijkgegevens. Een beschouwing over de kosten van defosfatering is derhalve strikt theoretisch, gebaseerd op schattingen, aannamen en verwachtingen van de werking in praktijk. Bij een dergelijke raming spelen de gehanteerde uitgangspunten een grote rol, zodat gegevens van verschillende bronnen niet zondermeer vergeleken kunnen worden. Bovendien zijn in alle ramingen p.m.-posten opgenomen voor factoren die sterk afhangen van de plaatselijke situatie (zoals fundatie, wegen, leidingen, integratie, etc.).

In het eindrapport van de Technische Commissie Korrelreactor (10) zijn tamelijk gedetailleerde kostenramingen gemaakt voor simultane defosfatering en defosfatering met een korrelreactor, zowel met als zonder (vlok)filtratie van het gedefosfateerde effluent.

De kosten van voor- en naprecipitatie zijn door Witteveen+Bos geraamd op basis van dezelfde uitgangspunten als de simultane precipitatie.

De kosten van magnetische defosfatering zijn geschat in een rapport van Haskoning (13). De gehanteerde uitgangspunten in dit rapport zijn minder duidelijk weergegeven dan in het voorgaande rapport en een goede vergelijking met simultane defosfatering ontbreekt.

De literatuur is nog minder duidelijk over de kosten van biologische defosfatering. Door Witteveen+Bos is een globale schatting gemaakt van de investeringen en bedrijfskosten. Benadrukt wordt dat deze raming uiterst speculatief is, bij gebrek aan betrouwbare uitgangspunten voor de dimensionering en bedrijfsvoering onder Nederlandse omstandigheden.

De kostenramingen zijn uitgevoerd voor de jaargemiddelde effluentkwaliteitsklassen 1 - 2 mg P/l en < 0,5 mg P/l. Door de verschillende technologische eigenschappen van de technieken is een nadere differentiëring binnen deze klassen niet goed mogelijk.

In 8.5. wordt de invloed van de slibverwerking op de defosfateringskosten nagegaan. In 8.6. wordt ingegaan op de kostenbesparing bij fosfaatvrij wassen.

8.1 Kosten van chemische defosfatering

8.1.1 Kosten van simultane precipitatie

In lit. 10 zijn de kosten voor simultane defosfatering berekend op basis van de volgende uitgangspunten:

algemene uitgangspunten:

- DWA-debiet 12 l/ie.h
- RWA-debiet 36 l/ie.h
- P-vracht influent 3 g P/ie.d *)
- P in surplusslib 35% van influentvracht

*) Situatie volgens CBS 1985, met fosfaathoudende wasmiddelen (zie 8.6.).

uitgangspunten kostenberekening:

- rentevoet 8%
- afschrijving civiel 40 j
- afschrijving el./mech. 20 j
- investeringen inclusief advieskosten, bouwrente, onvoorzien en O.B. (tezamen circa 50%)
- alle bedrijfskosten inclusief 20% O.B.
- onderhoud jaarlijks 0,5% van civiele, 1% van mechanische en 2% van elektrische investeringen
- bedieningskosten f 60.000/j per arbeidsplaats.

uitgangspunten voor simultane defosfatering:

- dosering FeSO_4 met molverhouding $\text{Me/P} = 1,7$
- geen pH-correctie met kalk
- aankoop $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ f 108/1.000 kg (incl. O.B.)
- aankoop 41% FeCl_3 f 312/1.000 kg (incl. O.B.)
- extra slibproductie 20 g d.s./ie.d
- slibverwerking f 660/ton d.s. (incl. O.B.)

De jaarlijkse kosten van simultane defosfatering afhankelijk van de schaalgrootte en van het wel of niet toepassen van vlokfiltratie zijn weergegeven in tabel 12.

N.B. De ramingen gaan er vanuit dat de capaciteit van de aeratie en de nabezinking niet hoeft te worden aangepast en dat het slib niet separaat wordt gestabiliseerd. Wanneer dit wel het geval is, zullen de kosten aanzienlijk hoger uitvallen.

		10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
<u>zonder vlokfiltratie (2 mg P/l)</u>				
investeringen	(f)	547.500	572.500	589.100
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	5,05	1,06	0,55
chemicaliën		1,98	1,98	1,98
bedrijfsvoering	*)	2,04	0,80	0,72
slibverwerking		<u>4,82</u>	<u>4,82</u>	<u>4,82</u>
totaal	(f/i.e.j)	13,89	8,66	8,07
<u>met vlokfiltratie (0,5 mg P/l)</u>				
investeringen	(f)	1.993.800	3.742.200	4.996.900
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	19,23	7,29	4,60
chemicaliën		2,74	2,74	2,74
bedrijfsvoering	*)	4,47	2,24	1,61
slibverwerking		<u>4,82</u>	<u>4,82</u>	<u>4,82</u>
totaal	(f/i.e.j)	31,26	17,09	13,77

*) = energie + bediening + onderhoud.

Tabel 12: Investerings- en jaarlijkse kosten van simultane defosfatering met en zonder vlokfiltratie (10).

8.1.2 Kosten van voorprecipitatie

In vergelijking met simultane defosfatering wordt bij voorprecipitatie 1,5-2 x zoveel extra vers slib geproduceerd. Dit slib is niet gestabiliseerd, zodat uitbreiding van de gistingruimte noodzakelijk is. Hier staat tegenover dat de beluchting minder zwaar wordt belast, door de voorverwijdering van BZV. Aangenomen wordt dat de kosten voor extra slibstabilisatie worden gecompenseerd door de besparing op de aëratie. Voor de kostenberekening wordt voorlopig uitgegaan van een 50% hogere slibproductie en indikking + afvoer à f 660/ton d.s. De kosten van de doseerinstallatie en het chemicaliënverbruik, zijn gebaseerd op het gebruik van FeCl₃.

		10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
<u>zonder vlokfiltratie (1-2 mg P/l)</u>				
investeringen	(f) *)	100.000	105.000	110.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	0,70	0,20	0,10
chemicaliën		7,44	7,44	7,44
bedrijfsvoering	**)	2,04	0,80	0,72
slibverwerking		<u>7,23</u>	<u>7,23</u>	<u>7,23</u>
totaal	(f/i.e.j)	17,41	15,67	15,49
<u>met vlokfiltratie (0,5 mg P/l)</u>				
investeringen	(f)	1.546.000	3.275.000	4.518.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	14,88	6,43	4,15
chemicaliën		7,44	7,44	7,44
bedrijfsvoering	**)	4,47	2,24	1,61
slibverwerking		<u>7,23</u>	<u>7,23</u>	<u>7,23</u>
totaal	(f/i.e.j)	34,02	23,34	20,43

*) = alleen FeCl₃-apparatuur, geen fundatie, aansluiting op bestaande voorzieningen en dergelijke (conform de andere ramingen).

**) = energie + bediening + onderhoud.

Tabel 13: Investerings- en jaarlijkse kosten van voorprecipitatie.

8.1.3 Kosten van naprecipitatie

Voor naprecipitatie is een extra vlokformings- en bezinkingsruimte noodzakelijk. Bovendien zal in veel gevallen een gemaal nodig zijn wegens het extra hydraulisch verval.

Een globale berekening van de kosten is gemaakt op basis van de uitgangspunten van 8.1.1. en 8.1.2. De dimensionering van de onderdelen is gebaseerd op RWA-condities, met 20 minuten vlokvorming en 1,5 m³/m².h oppervlaktebelasting van de bezinking. De kosten van deze onderdelen zijn geschat door Witteveen+Bos (bijlage I).

		10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
<u>zonder vlokfiltratie (1-2 mg P/l)</u>				
investeringen	(f)	1.380.000	4.050.000	5.100.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	12,40	5,50	4,55
chemicaliën		7,44	7,44	7,44
bedrijfsvoering	*)	2,30	1,20	1,15
slibverwerking		<u>4,82</u>	<u>4,82</u>	<u>4,82</u>
totaal	(f/i.e.j)	26,96	18,96	17,96
<u>met vlokfiltratie (0,5 mg P/l)</u>				
investeringen	(f)	2.830.000	7.220.000	9.150.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	26,58	11,73	8,60
chemicaliën		7,44	7,44	7,44
bedrijfsvoering	*)	4,73	2,64	2,04
slibverwerking		<u>4,82</u>	<u>4,82</u>	<u>4,82</u>
totaal	(f/i.e.j)	43,57	26,63	22,90

*) = energie + bediening + onderhoud.

Tabel 14: Investerings en jaarlijkse kosten van naprecipitatie.

8.1.4 Kosten van neutralisatie met kalk

Bij zacht water en/of hoge flocculantdosering kan het nodig zijn kalk te doseren ter neutralisatie van de zuur reagerende chemicaliën. De kosten hiervan zijn weergegeven in tabel 15.

		10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
investeringen	(f)	357.000	462.000	462.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	3,48	0,90	0,44
chemicaliën		1,23	1,23	1,23
bedrijfsvoering	*)	<u>0,93</u>	<u>0,30</u>	<u>0,21</u>
totaal	(f/i.e.j)	5,64	2,43	1,88

*) = energie + bediening + onderhoud.

Tabel 15: Investerings en jaarlijkse kosten van neutralisatie met kalk bij chemische defosfatering (10).

8.2 Kosten van defosfatering met de korrelreactor

De kosten van defosfatering met de korrelreactor zijn berekend met de in 8.1. aangegeven algemene uitgangspunten en de volgende specifieke uitgangspunten (10):

- dosering 1 mmol/l Ca(OH)_2
- pH-correctie van het effluent met 0,5 mmol/l H_2SO_4
- aankoop Ca(OH)_2 f 264/1.000 kg (incl. O.B.)
- aankoop H_2SO_4 f 180/1.000 kg (incl. O.B.)
- kostenneutrale afvoer van het korrelslib

		10.000	i.e.	50.000	i.e.	100.000	i.e.
<u>zonder filtratie (1-2 mg P/l)</u>							
investeringen	(f)	1.275.000		3.166.100		5.094.100	
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	12,20		6,14		4,95	
chemicaliën		1,92		1,92		1,92	
bedrijfsvoering	*)	5,07		3,36		3,19	
slibverwerking	**) <u>0,00</u>			<u>0,00</u>		<u>0,00</u>	
totaal	(f/i.e.j)	19,19		11,42		10,06	
		10.000	i.e.	50.000	i.e.	100.000	i.e.
<u>met filtratie (0,5 mg P/l)</u>							
investeringen	(f)	2.184.300		5.481.100		8.780.700	
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	21,41		10,81		7,24	
chemicaliën		1,92		1,92		1,92	
bedrijfsvoering	*)	7,03		4,79		3,40	
slibverwerking	**) <u>0,00</u>			<u>0,00</u>		<u>0,00</u>	
totaal	(f/i.e.j)	30,36		17,52		12,56	

*) = energie + bediening + onderhoud.

**) = opbrengst gelijk aan afvoerkosten.

Tabel 16: Investerings- en jaarlijkse kosten van defosfatering met een korrelreactor, met en zonder filtratie (10).

De kosten van zure CO_2 -stripping ter verlaging van de bicarbonaat-hardheid zijn weergegeven in tabel 17. Hierbij moet worden opgemerkt dat nog onvoldoende bekend is boven welke hardheidsgraad zure stripping nodig is.

		10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
investeringsen	(f)	164.500	557.500	1.052.200
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	1,68	1,14	1,07
chemicaliën		1,61	1,61	1,61
bedrijfsvoering	*)	<u>0,71</u>	<u>0,64</u>	<u>0,63</u>
totaal	(f/i.e.j)	4,00	3,39	3,31

*) = energie + bediening + onderhoud.

Tabel 17: Kosten van zure CO₂-stripping bij hard water (10).

8.3 Kosten van magnetische defosfatering

In lit. 13 zijn de kosten van magnetische defosfatering berekend op basis van de volgende uitgangspunten:

- rentevoet 8%
- afschrijving civiel 40 jaar
- afschrijving el./mech. 15 jaar
- annuïteit 10%
- onderhoud 2% van investeringen
- bediening f 240/dag
- elektriciteit f 0,20/kWh
- kalk f 200/1.000 kg
- magnetiet f 530/1.000 kg
- slibafzet f 35/1.000 kg (à 40% d.s.)

In de ramingen van lit. 13 is geen O.B. berekend. Voor een eerlijke vergelijking met de andere systemen zijn in tabel 18 de waarden van lit. 13 verhoogd met 20% O.B.

De in lit. 13 vermelde kosten van de slibafzet zijn gebaseerd op storten van het tot 40% d.s. ontwaterde kalkslib. Hierbij is echter niet duidelijk of de kosten van de ontwateringsstap zijn verrekend. Volgens de laatste ontwikkelingen zijn er na ontwatering van het slib tot circa 45% goede toepassingsmogelijkheden als kalkmeststof (vergelijkbaar met schuimaarde). De kosten/baten van de slibafzet zijn dan afhankelijk van de afwerkings-, opslag- en transportkosten, versus de opbrengst (naar schatting f 25,- per ton d.s.). Omdat de mogelijkheden nog niet

goed kunnen worden ingeschat, wordt voorlopig uitgegaan van bovengenoemde (relatief lage) afzetkosten van f 88,-/ton d.s.

Afhankelijk van de chemicaliëndosering kan volgens de eerste proeven met magnetische defosfatering een effluentkwaliteit van 1 mg P/l of 0,5 mg P/l worden bereikt. Beide situaties zijn in tabel 17 aangegeven voor de capaciteiten 50.000 en 100.000 i.e.

		10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
<u>effluent 1 mg P/l</u>				
investeringen	(f)		2.760.000	4.560.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	-	5,52	4,56
chemicaliën		-	2,62	2,62
bedrijfsvoering	*)	-	2,59	2,36
slibverwerking		-	<u>0,72</u>	<u>0,72</u>
totaal	(f/i.e.j)	-	11,45	10,26
<u>effluent 0,5 mg P/l</u>				
investeringen	(f)		2.760.000	4.560.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	-	5,52	4,56
chemicaliën		-	5,20	5,20
bedrijfsvoering	*)	-	2,59	2,59
slibverwerking		-	<u>1,44</u>	<u>1,44</u>
totaal	(f/i.e.j)	-	14,75	13,79

*) = energie + bediening + onderhoud.

Tabel 18: Kosten van magnetische defosfatering (f/i.e. j), waarden uit lit. 13 + 20% O.B.

8.4 Kosten van biologische defosfatering

Op basis van de benodigde voorzieningen, het geschatte chemicaliënverbruik en de produktie aan reststoffen zijn door Witteveen+Bos de kosten van biologische defosfatering globaal geraamd voor 50.000 en 100.000 i.e. De dimensionering en de investeringskosten zijn uitgewerkt in bijlage II.

uitgangspunten:

- kalkverbruik 300 mg Ca(OH)_2 per 1 supernatant
- azijnzuurverbruik 7,3 g HAc/ie.d à f 1,-/kg
- extra slibproductie 4,4 g d.s./ie.d biologisch slib (geschat)
14 g d.s./ie.d kalkslib (geschat)
- verwerkingskosten f 660/1.000 kg d.s. biologisch slib
f 35/1.000 kg kalkslib à 40% d.s.

		50.000 i.e.	100.000 i.e.
<u>zonder vlokfiltratie (1-2 mg P/l)</u>			
investeringen	(f)	3.080.000	4.860.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	5,55	4,35
chemicaliën		3,25	3,25
bedrijfsvoering	*)	1,35	1,30
slibverwerking		<u>1,22</u>	<u>1,22</u>
totaal	(f/i.e.j)	11,37	10,12
<u>met vlokfiltratie (0,5 mg P/l)</u>			
investeringen	(f)	6.250.000	9.270.000
kapitaalslasten	(f/i.e.j)	11,75	8,40
chemicaliën		4,05	4,05
bedrijfsvoering	*)	2,70	2,20
slibverwerking		<u>1,22</u>	<u>1,22</u>
totaal	(f/i.e.j)	19,72	15,87

*) = energie + bediening + onderhoud.

Tabel 19: Kosten van biologische defosfatering met en zonder vlokfiltratie (f/i.e. j).

8.5 Gevoeligheid voor de slibverwerkingskosten

De defosfateringskosten zoals geraamd in de voorgaande paragrafen bestaan voor 0 - 60% uit slibverwerkingskosten. Afhankelijk van de afzetmogelijkheden voor de restprodukten en de vereiste verwerkingsmethoden kunnen de kosten sterk variëren. Hierbij speelt mede een rol dat van de meeste technieken nog geen praktijkgegevens ten aanzien van de slibproductie en de verwerkings- en afzetmogelijkheden beschikbaar zijn.

Een eenvoudige gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd om de invloed van de slibverwerking op de defosfateringskosten na te gaan. Hiertoe zijn de defosfateringskosten in de basissituatie vergeleken met zeer lage en zeer hoge slibverwerkingskosten. Verwacht wordt dat het 'normale' zuiveringsslib en het slib van de chemische defosfatering op korte termijn moeten worden ontwaterd en gestort (basistoestand) en dat op langere termijn de duurdere verbrandingsvariant (scenario 2) realiteit wordt. Slechts op kleinere installaties zal gedurende langere tijd natte afvoer mogelijk zijn (scenario 1).

Bij de 'nieuwe' defosfateringstechnieken zijn de kosten niet zozeer gekoppeld aan de ontwikkeling in de tijd, maar meer aan de toepassingsmogelijkheden van de restprodukten. Het is dus niet zeker dat de slibverwerkingskosten zich bij deze varianten ook ontwikkelen van gemiddeld of laag niveau op korte termijn naar hoog niveau in de toekomst.

(Bij de slibverwerkingskosten is geen rekening gehouden met fosfaatvrij wassen. Dit zal in 8.6. aan de orde komen.)

Scenario 0: basistoestand

chemische defosfatering

- indikking, ontwatering en storten;
- kosten f 660,-/ton d.s. (10).

korrelreactor

- afvoer als grondstof voor bereiding fosfaat produkten of meststoffen;
- opbrengst gelijk aan transportkosten, kostenneutrale afvoer (10).

magnetische separatie

- afvoer in natte vorm naar landbouw;
- kosten f 88/ton d.s. (13).

biologische defosfatering

- verwerking extra biologisch slib als bij chemische defosfatering;
- verwerking kalkslib van fosfaatstrippen als bij magnetische separatie.

Scenario 1: Lage slibverwerkingskosten

Uitgangspunten:

- indikking en natte afvoer van biologisch en chemisch slib à f 250,-/ton d.s.;
- kostenneutrale afvoer en hergebruik korrelslib en kalkslib.

Scenario 2: Hoge slibverwerkingskosten

chemische defosfatering

- indikking, dure ontwatering en stort of verbranding;
- kosten f 1.020,-/ton d.s. (10).

korrelreactor

- geen mogelijkheden tot hergebruik van de korrels;
- afvoer en storten à f 80,-/ton d.s.

magnetische separatie

- geen mogelijkheden tot hergebruik van het slib;
- ontwatering met filterpers en storten;
- kosten f 650,-/ton d.s.

biologische defosfatering

- verwerking extra biologisch slib als bij chemische defosfatering;
- verwerking kalkslib van fosfaatstrippen als bij magnetische separatie.

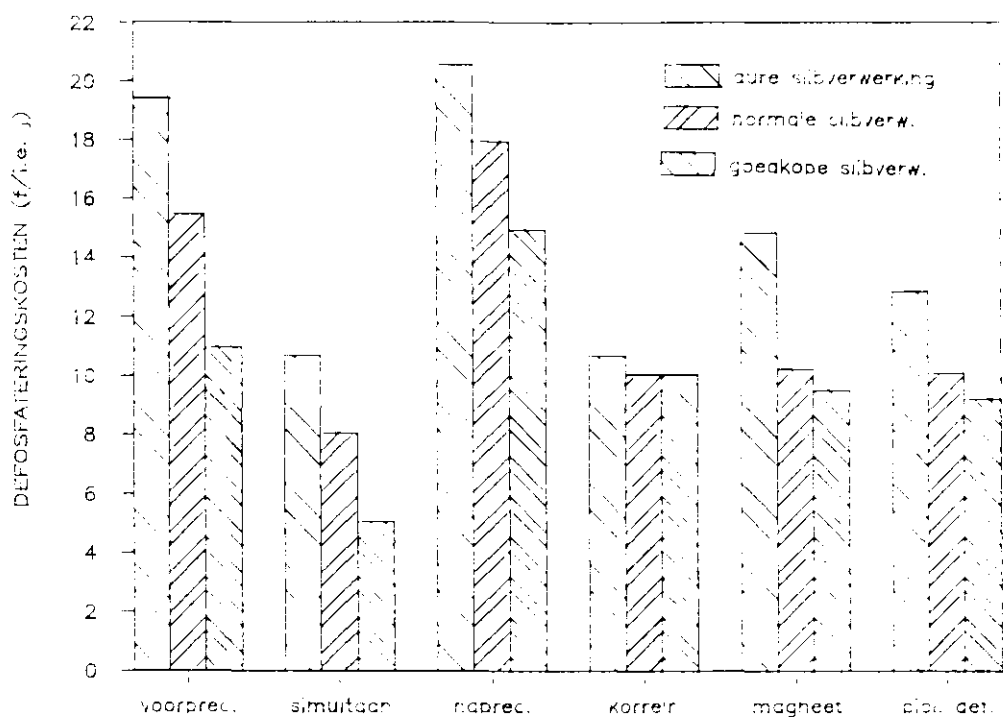
De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in tabel 20 en figuur 5.

Slibverwerkingskosten	laag	middel	hoog
voorprecipitatie	11,00	15,49	19,43
simultane precipitatie	5,08	8,07	10,70
naprecipitatie	14,97	17,96	20,59
korrelreactor	10,06	10,06	10,70
magnetische separatie	9,53	10,25	14,86
biologische defosfatering	9,23	10,12	12,89

Tabel 20: Defosfateringskosten (f/i.e. j) bij 100.000 i.e. afhankelijk van kosten-niveau slibverwerking.

Evaluatie

Bij de chemische defosfatering zullen de kosten in de toekomst toenemen met circa f 2,50 (simultane en naprecipitatie) tot f 4,- (voorprecipitatie) door de verwachte toename van de slibverwerkingskosten. De kosten van simultane defosfatering komen hierdoor iets boven het niveau dat in de basissituatie voor de overige technieken wordt geraamd.



Figuur 5: Defosfateringskosten bij hoge, lage en normale kosten voor de slibverwerking (100.000 i.e.).

De kosten van de korrelreactor zijn relatief weinig afhankelijk van de verwerkingsmogelijkheden. Kosteloos afhalen voor gebruik als grondstof of bemestingsstof lijkt realistisch. In het ongunstigste geval kunnen de korrels waarschijnlijk zonder voorbehandeling worden gestort.

Bij magnetische defosfatering zijn er in principe goede mogelijkheden voor landbouwkundige toepassing. Omdat het slib in eerste instantie als een slurrie met enkele % drogestof beschikbaar komt, zullen de transportkosten hoger zijn dan bij de korrelreactor of zal een extra ontwateringsstap nodig zijn. In de basis-

toestand wordt derhalve gerekend met een beperkt bedrag voor opslag en transport minus de waarde van de zuurbindende bestanddelen (bij pure kalk circa f 1,- per kg). In het gunstigste geval (scenario 2) lijkt kostenneutrale verwerking mogelijk, waardoor de totale defosfateringskosten f 0,75/i.e.j lager worden dan in de basistoestand. In het ongunstigste geval moet het slib worden ontwaterd en gestort, waardoor de kosten met ruim f 4,-/i.e.j toenemen (scenario 2).

Bij biologische defosfatering is de definitieve uitvoering van de sliblijn nog onzeker. Bij de kostenraming is uitgegaan van de kosten van magnetische separatie. Door de geringere slibhoeveelheid is de variatie van de totaalkosten minder sterk afhankelijk van de afzetmogelijkheden dan bij volledige magnetische defosfatering.

8.6 Gevolgen van fosfaatvrij wassen

Wanneer de fosfaten in de wasmiddelen volledig worden vervangen zal de fosfaataanvoer op de RWZI's in vergelijking met de basistoestand circa 30% afnemen.

Bij chemische defosfatering is de chemicaliëndosering gekoppeld aan de P-vracht van het influent. Het chemicaliënverbruik en de slibproductie zullen daarom vrijwel evenredig afnemen met de aangevoerde fosfaatvracht. De kapitaal- en bedieningskosten zullen gelijk blijven.

Bij de overige technieken zijn de doseringen niet gekoppeld aan de aangevoerde fosfaatvracht maar aan het volume te defosfateren water, zodat fosfaatvrij wassen in eerste instantie geen invloed heeft op het chemicaliënverbruik. Wel kan een iets lagere dosering worden toegepast om dezelfde effluentconcentratie te bereiken. Hierdoor neemt het verbruik toch iets af, zij het in mindere mate dan bij chemische precipitatie.

In tabel 21 is de invloed van fosfaatvrij wassen op de kosten samengevat voor een zuiveringscapaciteit van 100.000 i.e. Uitgegaan is van 30% lager chemicaliënverbruik en slibproductie bij chemische precipitatie en 10% afname van deze posten bij de overige technieken.

	basistoestand (f/i.e. j)	fosfaatvrij (f/i.e. j)	verschil (%)
voorprecipitatie	15,49	11,09	28 %
simultane precipitatie	8,07	6,03	25 %
naprecipitatie	17,96	14,28	21 %
korrelreactor	10,06	9,87	2 %
magneetseparator	10,25	9,91	3 %
biologische defosfatering	10,12	9,67	4 %

Tabel 21: Effect van fosfaatvrij wassen op de defosfateringskosten (100.000 i.e.).

Uit de berekeningen volgt dat bij volledig fosfaatvrij wassen de kosten van chemische precipitatie in vergelijking met de basistoestand ongeveer een kwart lager worden en dat bij de overige technieken slechts een besparing van enkele procenten zal optreden. Hierbij moet worden opgemerkt dat als basistoestand is uitgegaan van de situatie van 1985, met een P-aanvoer van 3,0 g P/i.e.d (31,10). In de huidige toestand hebben de fosfaatvrije wasmiddelen in Nederland reeds een marktaandeel van circa 55% (33). Volledige fosfaatvrijheid van de wasmiddelen wordt met name in de sector van de vaatwasmachines niet op korte termijn verwacht.

9 EVALUATIE

9.1 Haalbare effluentkwaliteit

In tabel 22 is aangegeven welke uitvoeringen en combinaties van de defosfateringstechnieken kunnen worden toegepast afhankelijk van de vereiste graad van fosfaatverwijdering.

defosfateringstechniek	vereiste effluentkwaliteit		
	2 mg P/l	1 mg P/l	< 0,5 mg P
chemische precipitatie	Me/P = 1,0 zonder filter	Me/P = 1,7 zonder filter	chemische precipitatie + vlokfiltratie of magn. separatie
magnetische separatie	-	lage dosering	hoge dosering
korrelreactor	korrelreactor zonder filtratie *)		korrelreactor + filtratie
biologische defosfatering	biologische defosfatering zonder filtratie **)		biol. defosfatering + vlokfiltratie

*) circa 1 - 3 mg P/l, afhankelijk van samenstelling influent.

**) variabel, afhankelijk van influentsamenstelling en toegepaste techniek.

Tabel 22: Toepassingsgebied van de defosfateringstechnieken afhankelijk van vereiste effluentkwaliteit.

Bij chemische defosfatering zijn jaargemiddelde effluentwaarden van 1 - 2 mg P/l haalbaar, afhankelijk van de toegepaste dosering. Lagere waarden zijn slechts te bereiken wanneer het resterende opgeloste fosfaat en het fosfaat gebonden aan zwevende stof en colloïdaal materiaal wordt verwijderd door vlokfiltratie of nageschakelde magnetische separatie (0,15 - 0,5 mg P/l haalbaar).

De korrelreactor is volgens de eerste proeven in staat om zonder effluentfiltratie 1 - 3 mg P/l te halen, afhankelijk van de watersamenstelling. Door filtratie van de carry-over is 0,5 mg P/l haalbaar.

In de eerste proeven met magnetische defosfatering is 0,5 tot 1,0 mg P/l bereikt, afhankelijk van de toegepaste doseringen. Waarden van 0,15 mg P/l zijn bereikt met magnetische defosfatering na voorafgaande chemische defosfatering.

Over de effluentkwaliteit die in de Nederlandse praktijk haalbaar is bij biologische defosfatering is nog weinig te zeggen. Waarschijnlijk zijn de resultaten in een goed functionerend systeem vergelijkbaar met die van fysisch-chemische defosfatering. Om fosfaatgehalten kleiner dan 0,5 mg P/l te bereiken zal vlokfiltratie nodig zijn, in verband met het fosfaat gebonden aan uitgespoelde actiefslibdeeltjes.

De genoemde kwaliteitsklassen van 0,5, 1 en 2 mg P/l hebben betrekking op jaargemiddelden. Het voortschrijdend gemiddelde van opeenvolgende waarnemingen (zoals voorgesteld in de concept AMBV voor fosfaatemissies van RWZI's) ligt in de regel aanzienlijk hoger. Bij simultane defosfatering in het Zuiveringschap Veluwe bleek het maximale voortschrijdend gemiddelde over een reeks van 10 waarnemingen een factor twee hoger te liggen dan het jaargemiddelde (8). Dit betekent dat een eis voor het voortschrijdend gemiddelde van maximaal 2 mg P/l overeenkomt met een jaargemiddelde van 1 mg P/l.

9.2 Randvoorwaarden bij de defosfateringsmethoden

Simultane defosfatering is het best toepasbaar bij zeer laag belaste actiefslibsystemen. De dimensionering moet enige ruimte bieden voor verhoging van het drogestofgehalte en voor de verwerking van het extra slib. Bij actiefslibinstallaties (met een iets hogere slibbelasting dan oxydatiesloten) kunnen problemen optreden door remming van de nitrificatie en verstopping van de beluchtingselementen.

Bij voorprecipitatie moeten de voorindikking en de slibstabilisatie een sterk vergrote hoeveelheid primair slib kunnen verwerken.

Bij naprecipitatie hoeven de bestaande onderdelen van de installatie niet extra te worden belast. Wel dient er ruimte te zijn voor de vlokvorming en -bezinking en voor de verwerking van het tertiaire slib.

Voor zover bekend is het rendement van de chemische defosfatering niet afhankelijk van de watersamenstelling en de werking van de biologische zuivering. De enige beperkingen hierbij zijn de noodzaak tot pH-correctie bij zacht water en de rendementverlaging bij uitspoeling van zwevende stof door een slecht functionerende nabezinking.

Bij de korrelreactor en de magnetische separatie wordt de defosfatering achter de nabezinking geplaatst. Hierdoor wordt de biologische zuivering niet beïnvloed.

Daarentegen blijkt de samenstelling van het biologische effluent wel invloed te hebben op de werking van de defosfatering. Met name de hardheid van het water heeft in de korrelreactor een negatieve invloed op de P-verwijdering, het chemicaliënverbruik en het P-gehalte van de korrels. Ook het type biologische zuivering heeft een nog niet geheel opgehelderde invloed op de P-verwijdering. Dit betekent dat de toepassingsmogelijkheden van de defosfateringstechnieken afhankelijk zijn van het type RWZI en van de samenstelling van het afvalwater. Volgens de eerste waarnemingen is de magnetische defosfatering minder gevoelig voor de watersamenstelling dan de korrelreactor. Nadere gegevens hierover zijn echter gewenst.

Voor biologische defosfatering is een gunstige BZV/N/P-verhouding van het influent nodig. Bovendien moet bij nitrificerende systemen een zeer volledige denitrificatie worden bereikt om de storende werking van nitraat tegen te gaan. Dit betekent dat toepassing van vergaande biologische defosfatering niet altijd mogelijk is, dan wel een ingrijpende aanpassing van de biologische zuivering vergt. Nadere informatie hierover op basis van praktijkonderzoek is nog niet beschikbaar.

9.3 Zoutbelasting van het effluent

Bij chemische defosfatering worden ijzer- of aluminiumzouten gedoseerd met als tegenionen chloride en sulfaat. De dosering is gekoppeld aan de fosfaatconcentratie van het influent, in een verhouding die afhangt van het te bereiken rendement. De sulfaatconcentraties in het effluent nemen toe met 60 -120 mg/l bij het gebruik van FeSO_4 en 90 - 180 mg SO_4 bij $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Hierdoor kan de norm van 100 mg SO_4 /l voor de bereiding van drinkwater in bepaalde gevallen overschreden worden. De bijdrage aan het chloridegehalte (IMP-norm 200 mg/l) is relatief minder groot.

Bij defosfatering met kalk, zoals bij de korrelreactor, de magnetische defosfatering en bij fosfaatstrippen, wordt het zoutgehalte in eerste instantie niet verhoogd. Slechts bij de pH-correctie met anorganisch zuur worden anionen aan het water toegevoegd. Het zuurverbruik bedraagt circa 0,5 mmol H_2SO_4 /l (10), waardoor het sulfaatgehalte van het water met circa 30 mg SO_4 /l toeneemt. Bij de korrelreactor zal in veel gevallen zure stripping nodig zijn, waardoor circa drie maal zoveel zwavelzuur wordt verbruikt.

Bij biologische defosfatering vindt geen toename van de zoutvracht plaats. Weliswaar wordt bij fosfaatstrippen kalk gedoseerd om het fosfaat te binden, maar deze pH-verhoging behoeft niet te worden geneutraliseerd, omdat het gedefosfateerde slibwater weer in de RWZI wordt teruggevoerd.

9.4 Chemicaliënverbruik

defosfateringstechniek	gewenste effluentkwaliteit		
	2 mg P/l	1 mg P/l	< 0,5 mg P
chemische precipitatie	11 kg FeSO ₄ 1)	18 kg FeSO ₄ 1)	18 kg FeSO ₄ 1) 2,4 kg FeCl ₃ 2)
korrelreactor	4,7 kg Ca(OH) ₂ 3) 3 kg H ₂ SO ₄ <u>zonder</u> zure stripping 4) 9 kg H ₂ SO ₄ <u>met</u> zure stripping 4) 1,3 kg entzand		
magnetische separatie	-	5,5 kg Ca(OH) ₂ 0,25 kg magnetiet 5) 80 g polymeer 3 kg H ₂ SO ₄	11 kg Ca(OH) ₂ 0,5 kg magnetiet 5) 160 g polymeer 5 kg H ₂ SO ₄ 4)
biologische defosfatering	2,7 kg azijnzuur 1,6 kg Ca(OH) ₂ 3)		2,7 kg azijnzuur 1,6 kg Ca(OH) ₂ 3) 2,4 kg FeCl ₃ 2)

- 1) als vast FeSO₄·7 H₂O (18% Fe²⁺)
- 2) als 41% FeCl₃ oplossing (14% Fe³⁺)
- 3) als 93% Ca(OH)₂
- 4) als 96% H₂SO₄
- 5) bij 99% terugwinning van magnetiet uit het kalkslib

Tabel 23: Chemicaliënverbruik per i.e./jaar.

De eerste onderzoeksresultaten geven aan dat het kalkverbruik bij de korrelreactor en de magnetische defosfatering ongeveer gelijk is. Dit is niet verwonderlijk,

omdat beide technieken gebaseerd zijn op kalkprecipitatie in de waterlijn. Magnetische defosfatering vergt daarnaast dosering van vlokhelpmiddel (poly-meer) en aanvulling van het magnetietverbruik.

Bij biologische defosfatering met strippen van het fosfaat uit het retourslib zijn de chemisch te behandelen waterstroom en de daarin aanwezige fosfaatvracht geringer dan bij de andere technieken. Hierdoor is het kalkverbruik lager. Hier staat tegenover dat wellicht azijnzuur moet worden gedoseerd om de P-release te stimuleren.

9.5 Slibproductie

defosfateringstechniek	gewenste effluentkwaliteit		
	2 mg P/l	1 mg P/l	< 0,5 mg P
chemische precipitatie	4,4 kg ds/i.e.j	7,3 kg ds/i.e.j	8,0 kg ds/i.e.j
korrelreactor	6 - 12 kg ds/i.e.j		
magnetische separatie	-	7 kg ds/i.e.j	14 kg ds/i.e.j
biologische defosfatering	ca. 4,1 kg ds/i.e.j chemisch slib	ca. 4,5 kg ds/i.e.j	
	ca. 1,3 kg ds/i.e.j biologisch slib	ca. 1,3 kg ds/i.e.j	

Tabel 24: Extra slibproductie afhankelijk van de defosfateringstechniek.

Bij chemische defosfatering bedraagt de produktie chemisch slib 4,4 - 8 kg d.s./i.e.j, afhankelijk van de flocculantdosering en de toepassing van vlokfiltratie. Wanneer bij zacht water kalkdosering nodig is ter correctie van de pH zal de slibproductie nog hoger zijn. Bij simultane defosfatering en bij voorprecipitatie (de meest toegepaste uitvoeringsvormen) is het chemisch slib gemengd met het primaire of secundaire zuiveringsslib.

De korrelreactor produceert 6 - 12 kg d.s./i.e.j, afhankelijk van de hardheid van het water en van de eventuele voorontharding door zure stripping. De korrels zijn vast van structuur, bestaan grotendeels uit CaCO_3 en bevatten circa 9% P_2O_5 .

Bij magnetische defosfatering ligt de slibproductie in de zelfde orde van grootte als bij de korrelreactor. Het kalkslib wordt door terugspoelen uit de magneet verwijderd en kan na afscheiding van het magnetiet worden opgewerkt tot een

5% slurry of een ontwaterd produkt. De chemische samenstelling van het slib is waarschijnlijk vergelijkbaar met die van de korrelreactor.

Bij biologische defosfatering met kalkbehandeling van het fosfaathoudende slibwater ontstaat een hoeveelheid kalkslib die kleiner is dan bij defosfatering van de gehele influentstroom. Bij dosering van azijnzuur wordt tevens extra biologisch slib gevormd. Deze produktie is geschat op 1,6 kg d.s./j aan gestabiliseerd slib.

9.6 Afzet en hergebruik van het fosfaatslib

Het mengsel van biologisch slib en fosfaatslib dat bij simultane defosfatering ontstaat is ongeschikt als grondstof voor de fosfaatverwerkende industrie. Dit slib wordt op dezelfde wijze verwerkt als het normale biologische zuiveringsslib. Voor zover bekend heeft het beperkte aandeel chemisch slib geen invloed op de mogelijkheden bij landbouwkundige toepassing, hergebruik en storten van het slib.

Omdat de mogelijkheden voor hergebruik en landbouwkundige toepassing van zuiveringsslib afnemen, is de toename van de slibhoeveelheid door chemische defosfatering ongunstig. Op betrekkelijk korte termijn moet gerekend worden op ontwatering tot meer dan 35% en storten van het ontwaterde produkt. De kosten hiervan bedragen circa f 660/ton d.s. (incl. O.B.), zodat verwerking van het fosfaatslib circa f 4,80/i.e. j kost (10). Wanneer op langere termijn moet worden overgegaan tot slibverbranding, kunnen de kosten van de slibafzet oplopen tot f 7,50/i.e. j.

Bij de korrelreactor, magnetische defosfatering en biologische defosfatering met fosfaatstrippen ontstaat een fosfaat-kalkslib dat niet vermengd is met zuiveringsslib. Voor deze slibsoorten bestaan wellicht nuttige gebruiksmogelijkheden. Het korrelslib heeft hierbij in het algemeen het voordeel van de stevige structuur en het relatief lage watergehalte. Het slib van de kalkprecipitatie en de magnetische defosfatering zal in veel gevallen eerst moeten worden ontwaterd ter beperking van de transportkosten en ter verlaging van het watergehalte bij toepassing als ruwe grondstof.

Voor de binding van zuur wordt kalk gedoseerd bij de akkerbouw op kleigronden. In Nederland wordt hiertoe over acht maanden per jaar 500.000 ton kalk gebruikt (waarvan 25% in de vorm van schuimaarde). Volgens een onderzoek van het Nederlands Meststoffeninstituut zijn de eigenschappen van het kalkslib van de magnetische defosfatering in principe gunstig voor deze toepassing. Om dit mogelijk te maken zou een aanpassing van de meststoffenwet nodig zijn (14).

Fosfaatslib is wellicht bruikbaar als grondstof bij de produktie van meststoffen. Volgens een onderzoek van Zuid-Chemie te Sas van Gent lijken de fosfaatkorrels geschikt voor de produktie van fosfaat/kalium-meststoffen. Voorwaarde is dat jaarlijks vele duizenden tonnen kalk-fosfaatslib beschikbaar komen, zodat het produktieproces aan deze grondstof kan worden aangepast (10).

Bij Hoechst in Vlissingen wordt per jaar ongeveer 600.000 ton fosfaat en erts verwerkt, met een fosfaatgehalte van circa 30% P_2O_5 . De fosfaatkorrels en het kalk-fosfaatslib van de magnetische defosfatering kunnen wellicht een deel van het fosfaaterts als grondstof vervangen. Beperkingen hierbij zijn het relatief lage P-gehalte van het kalk-fosfaatmateriaal (7 - 9% P_2O_5 i.p.v. 30%), en het hoge water- en carbonaatgehalte, waardoor in het produktieproces problemen kunnen optreden. Het kalk-fosfaatmateriaal zal moeten worden opgemengd met een overmaat fosfaaterts, om het produktieproces niet te verstoren. Hierdoor is de verwerkingscapaciteit beperkt tot de reststofproduktie bij het defosfateren van circa 25% van de Nederlandse zuiveringscapaciteit (11).

De werkelijke mogelijkheden voor nuttig gebruik van het kalk-fosfaatslib zullen in de praktijk moeten blijken. Bovenstaande argumenten geven echter aan dat er in principe grootschalige afzetmogelijkheden zijn. De ontwikkelingen van de afzetmarkt, de technische verwerkingsmogelijkheden, de opbrengst van het materiaal en de kosten van opslag, ontwatering en transport, zijn echter nog zeer onduidelijk.

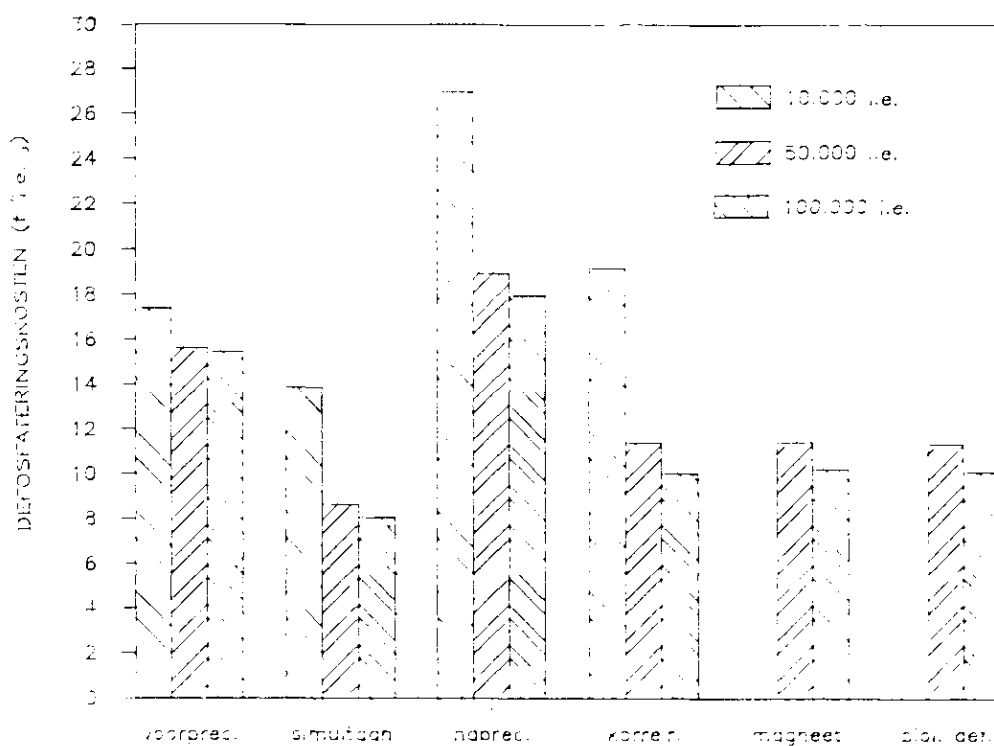
9.7 Kosten van defosfatering

9.7.1 Defosfatering tot 1 - 2 mg P/l

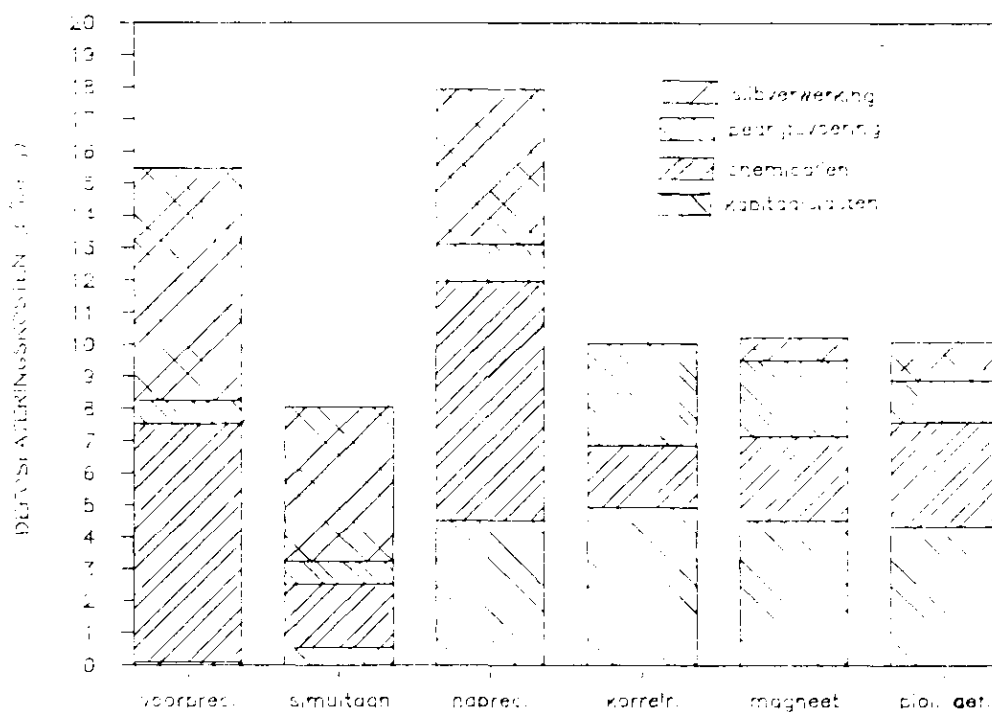
De indicatieve defosfateringskosten afhankelijk van de schaalgrootte zijn samengevat in figuur 6. In figuur 7 zijn de totale kosten voor de verschillende technieken gesplitst naar de verschillende kostenposten.

De defosfateringskosten zijn bij kleine RWZI's aanzienlijk hoger dan bij grote. Dit is vooral toe te schrijven aan het sterke schaafeffect van de investeringen, bedienings- en onderhoudskosten.

Volgens de kostenramingen ontleend aan lit. 10 en 13 zijn de kosten van simultane defosfatering onder de huidige omstandigheden lager dan die van de korrelreactor en magnetische defosfatering. Dit is vooral het gevolg van de geringe benodigde investeringen. De slibverwerking (op basis van ontwateren en storten à f 660/ton d.s.) draagt het grootste aandeel in de kosten van simultane defosfatering. Hierbij moet echter worden opgemerkt dat de kosten van simultane defosfatering aanzienlijk hoger kunnen uitvallen wanneer extra aeratie-, bezinkings- of gistingsvolume nodig is, in verband met het aandeel chemisch slib.



Figuur 6: Kosten van defosfatering tot 1-2 mg P/l (f/i.e. j).



Figuur 7: Opbouw van de defosfateringskosten per techniek (50.000 i.e.).

Voorprecipitatie en naprecipitatie zijn aanmerkelijk duurder dan simultane precipitatie, omdat geen gebruik kan worden gemaakt van het goedkope FeSO_4 . Overigens is het de vraag of de huidige prijsverhoudingen van de chemicaliën gehandhaaft blijven wanneer in West-Europa op grote schaal wordt gedefosfa-teerd. Marktonderzoek hiernaar is gewenst. Bij naprecipitatie zijn naast de hogere chemicaliënkosten bovendien aanzienlijke kapitaalkosten nodig voor de derde bezinkingstrap. De geraamde kosten van de korrelreactor en de magneti-sche defosfatering zijn vrijwel gelijk. De kapitaalslasten hebben het grootste aandeel in de kosten, gevolgd door de kosten van de bedrijfsvoering (met name elektriciteit).

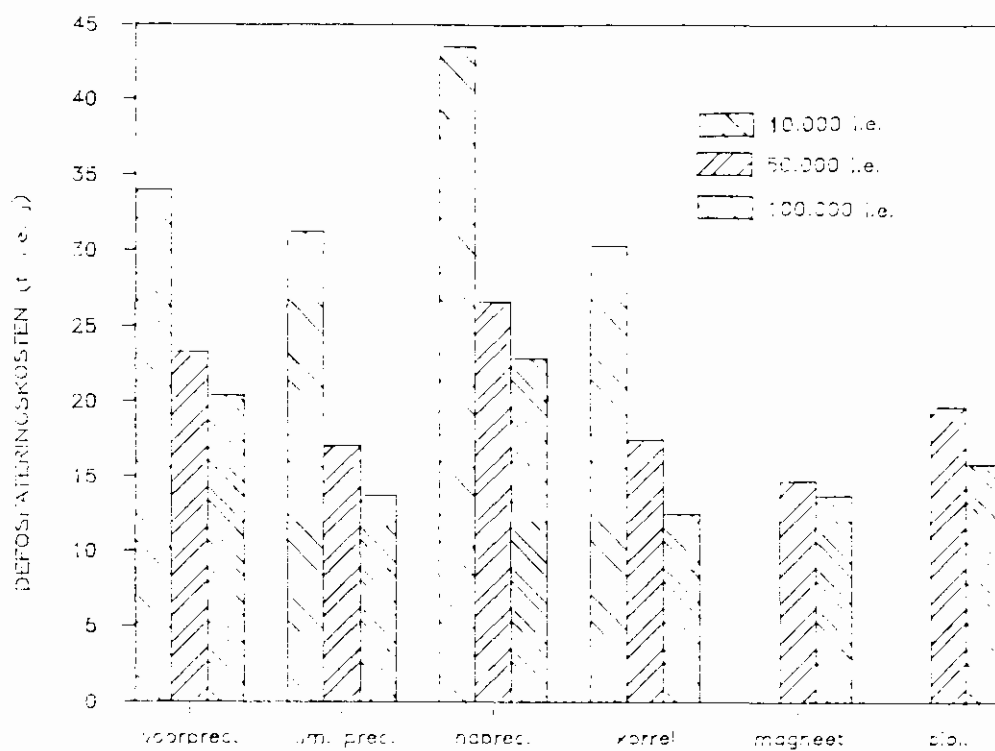
De kosten van biologische defosfatering liggen volgens een voorlopige raming in de zelfde orde van grootte als die van de korrelreactor en magnetische separatie. Benadrukt moet echter worden dat deze kostenraming uiterst onzeker is bij gebrek aan betrouwbare dimensioneringsgrondslagen en bedrijfsgegevens.

9.7.2 Defosfatering tot $< 0,5 \text{ mg P/l}$

Voor defosfatering tot minder dan $0,5 \text{ mg P/l}$ wordt bij simultane defosfatering een vlokfilter achter de nabezinking geplaatst. Bij de korrelreactor kan worden volstaan met een iets eenvoudiger en kleiner gedimensioneerd tweelaagsfilter. Bij magnetische defosfatering is volgens de eerste proefnemingen $0,5 \text{ mg P/l}$ haalbaar met een verhoogde chemicaliëndosering, zonder plaatsing van extra procesapparatuur.

De geraamde kosten voor defosfatering tot $< 0,5 \text{ mg P/l}$ zijn grafisch weergegeven in figuur 8.

De extra investeringen voor de filtratiestap leiden tot een aanzienlijke kosten-verhoging. Dit geldt met name voor de chemische en biologische defosfatering, waarbij vlokfiltratie wordt toegepast en in mindere mate voor de (kleinere) tweelaagsfilters bij de korrelreactor. Bij magnetische defosfatering zijn de extra kosten beperkt tot een hoger chemicaliënverbruik en een grotere slibproductie.



Figuur 8: Kosten van defosfatering tot < 0,5 mg P/l.

10 TOEKOMSTPERSPECTIEF

Op basis van de samenstelling van het Nederlandse RWZI-bestand kan voor de korte termijn een schatting worden gemaakt van de defosfateringsmogelijkheden. Volgens CBS-gegevens van 1985 (31) bestaat circa 41% van de Nederlandse zuiveringscapaciteit uit installaties met een zeer laagbelast actiefslibstelsysteem (oxydatietanks, oxydatiesloten, carrousels en meertrapssystemen). Bij de meeste van deze installaties zijn in principe goede mogelijkheden aanwezig voor simultane defosfatering. Gezien de eenvoud en de lage kosten zal simultane defosfatering voor deze RWZI's voorlopig de belangrijkste techniek blijven.

Bij de oxydatiebedden (10% van de Nederlandse zuiveringscapaciteit) en een deel van de aëratietanks (totaal 38% van de Nederlandse capaciteit) zijn voorlopig alleen voor- of naprecipitatie beschikbaar. Deze technieken hebben aanzienlijk hogere kosten dan simultane defosfatering. Nader inzicht in de mogelijkheden van simultane defosfatering bij aëratietanks is daarom gewenst.

De korrelreactor en de magnetische separatie kunnen in eerste instantie een aantrekkelijk alternatief zijn voor de RWZI's waar geen simultane defosfatering kan worden toegepast. Dit geldt met name voor oxydatiebedden en (waarschijnlijk) een belangrijk deel van de actief-slibinstallaties. Het lijkt daarom zinvol bij de ontwikkeling van beide nieuwe technieken vooral aandacht te besteden aan het effluent van deze types RWZI.

Over de toepassingsmogelijkheden van de nieuwe technieken en de benodigde ontwikkelingstijd voor grootschalige implementatie bestaat nog geen volledige duidelijkheid. Het kristallisatieproces in de korrelreactor lijkt wat gevoeliger voor de lokale omstandigheden (hardheid van het water, type biologische zuivering) dan de magnetische separatie. Hier staat tegenover dat de perspectieven voor de afzet van de korrels, mede door de ervaringen bij de drinkwaterontharding, mogelijk iets gunstiger zijn dan bij het magneetslib. Voor beide technieken zal veel afhangen van het resultaat van de praktijkproeven die de komende jaren zullen plaatsvinden. De eerste grootschalige praktijktoepassingen zouden in het begin van de jaren '90 kunnen worden gerealiseerd.

Hoewel de biologische defosfatering in Nederland reeds vrij lang wordt onderzocht, lijkt de praktijktoepassing wat te stagneren. Toch zouden er, met name bij grotere actief-slibinstallaties, aantrekkelijke mogelijkheden kunnen zijn voor fosfaatstrippen in combinatie met een korrelreactor of magnetische separatie. Het voordeel hierbij is de sterke reductie van de te defosfateren waterstroom in vergelijking met de normale defosfatering.

Aanpassing van de bedrijfsvoering kan op een deel van de zeer laag belaste actief-slibsystemen een verhoogde fosfaatverwijdering opleveren. Nog niet dui-

delijk is hoeveel deze techniek aan de totale fosfaatreductie kan bijdragen. Omdat de kosten vrijwel nihil zijn, lijkt het de moeite waard de mogelijkheden zoveel mogelijk te benutten.

11 REFERENTIES

1. Stora, "Chemische defosfatering: methoden en neveneffecten", Rijswijk, 1981.
2. Trentelman, C.C.M., "Neveneffecten van fosfaatverwijdering uit afvalwater", *H₂O*, nr. 22, 1980, blz. 526 - 530.
3. U.S. Environmental Protection Agency Technology Transfer, "Process Design Manual for Phosphorus Removal", 1976.
4. Oost van R.T., "Kosten van defosfatering", *Waterschapsbelangen*, nr. 5, 1979 blz. 96 - 99.
5. Hamm Von A., "Der Einfluss von Phosphatfällungsmitteln auf die Denitrifikation", *Wasser- und Abwasser-Forschung*, nr. 5, 1969, blz. 180 - 182.
6. Boer, de A.D., "Praktijkervaringen met fosfaatverwijdering op acht installaties in de zuidwesthoek van Friesland", *H₂O*, nr. 9, 1988, blz. 220 -223.
7. Mininni G., R. Passino, M. Santori and L. Spínosa, "Sludge dewatering in a conventional plant with phosphorus removal-I", *Wat. Res.*, Vol. 19., no. 2, 1985 blz. 143 - 149.
8. Tessel P.J., "Praktijkervaringen met chemische defosfatering op de Veluwe", *H₂O*, nr. 9, 1988, blz. 223 - 225.
9. Groote Bromhaar M., "Defosfateren door kristallisatie in een gefluïdiseerd bed", DHV.
10. Technische Commissie Korrelreactor, "Fosfaatverwijdering uit afvalwater met behulp van een korrelreactor", 's-Gravenhage, 1988.
11. Mondelinge informatie van de heren W.C. Witvoet en E. Eggers, DHV Amersfoort.
12. Mondelinge informatie van dhr. J.H. Rensink, Vakgroep Waterzuivering, LU Wageningen.

13. Smit/Haskoning, "Magnetische defosfatering", Nijmegen 1988.
Verslag van semi-technisch onderzoek naar de toepassing van magnetische scheidingstechnieken bij defosfateren van effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties.
14. Mondelinge informatie van de heren R.F. Looy (Smit) en A.F.M. van Velsen (Haskoning), Nijmegen.
15. Rensink J.H., H.J. Donker, H.J. Brons, "Biologische fosfaatverwijdering in een actiefslibinstallatie", *H₂O*, nr. 13, 1979, blz. 296 - 300.
16. Vries, de H.P., M. van Loosdrecht, J.H. Rensink, "Nieuwste ontwikkelingen met betrekking tot biologische defosfatering", *H₂O*, nr. 17, 1985, blz. 358 - 362.
17. Rensink J.H., H.J.G.W. Donker, D.M.E. Anink, "Vergaande P- en N-verwijdering uit huishoudelijk afvalwater met terugwinning van fosfaat", *H₂O*, nr. 9, 1988, blz. 240 - 242.
18. Kainrath, Von P., K. Krauth, W. Maier und R. Wagner, "Untersuchungen über die biologische Phosphorelimination in einer Halbtechnischen Versuchsanlage mit weitgehender Nitrification and vorgeschalteter Denitrifikation", *Z. Wasser- Abwasser-Forsch*, 17, 1984, blz. 245 - 251.
19. Hong S., D. Krichten, A. Best und A. Pachwal, "Biological Phosphorus and Nitrogen removal via the A/O process: Recent experience in the United States and United Kingdom", *Wat. Sci. Tech.*, Vol 16, 1984, blz. 151 - 172.
20. Barnard J.L., "The influence of nitrogen on phosphorus removal in activated sludge plants", *Wat. Sci. Tech.*, vol 14, 1982 blz. 31 - 45.
21. Mulder J.W., "Biologische fosfaatverwijdering op een bestaande zuiveringsinstallatie van het conventionele type: Een onderzoek op de RWZI te Renkum", Vakgroep Waterzuivering Landbouwuniversiteit, Wageningen, 1988.
22. Peirano L.E., D.B. Henderson, J.G.M. Gonzales and E.F. Davis, "Full scale experiences with the phostrip process", *Wat. Sci. Tech.*, vol 15, 1983, blz. 181 - 195.

23. Janssen P.M.J., J.H. Rensink, "Biologische defosfatering op de RWZI's Bunnik en Bunschoten", H₂O, nr. 9, 1988, blz. 234 - 236.
24. Mulder J.W., J.H. Rensink, "Introductie van biologische defosfatering op een propstroom actiefslibinstallatie", H₂O, nr. 9, 1988, blz. 236 - 238.
25. Jost B., "Ervaringen met de vierde trapszuivering (vlokfiltratie)", H₂O, nr. 9, 1988, blz. 226 - 230.
26. Dijk, van J.C., E. Eggers "Defosfatering met een korrelreactor: een Nederlandse ontwikkeling met toekomst", H₂O, nr. 3, 1987, blz. 64 - 68.
27. Kavanaugh M., J. Eugster, A. Weber, M. Bolter, "Contact filtration for phosphorus removal", Journal WPCF, 1977, blz. 2157 - 2171.
28. Mosimann Von R. und F. Schanz, "Weitestgehende Phosphor und Bakterien-entfernung in einer Kläranlage mit IV Reinigungsstufe", Z. Wasser-Abwasser-Forsch, nr. 5, 1983, blz. 161 - 167.
29. Bolter M. und W. Gujer, "Flockenfiltration zur Entfernung von Phosphaten; Kriterien zur Dimensionierung", Z. Wasser- und Abwasser-Forschung, nr. 2, 1979, blz. 84 - 97.
30. Stora, "Vergaande fosfaatverwijdering door vlokfiltratie (semi-technisch onderzoek)", Rijswijk, 1988.
31. CBS - milieustatistieken. Waterkwaliteitsbeheer, deel b: zuivering van afvalwater, 1985.
32. Bundgaard E., G. Petersen, 'BIO-DENIPHO process for biological phosphate removal. H₂O, 1988, blz. 239-240.
33. Berends, P.H.K., voordracht op NVA themadag 3 februari 1989.

B I J L A G E N

BIJLAGE I: Kostenraming naprecipitatie

Dimensioneringsgrondslagen (RWA-situatie):

debiet	36 l/i.e. h
verblijftijd flocculatie	20 min.
oppervlaktebelasting bezinking	1,5 m ³ /m ² .h

dimensionering:	10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
opvoergemaal	360 m ³ /h	1.800 m ³ /h	3.600 m ³ /h
flocculatietank	120 m ³	600 m ³	1.200 m ³
nabezinking			
- aantal tanks	1	1	2
- diameter	17,5 m	39 m	39 m
Bouwkosten (f 1.000):	10.000 i.e.	50.000 i.e.	100.000 i.e.
opvoergemaal			
- civiel	120	160	180
- el./mech.	80	150	160
flocculatietank			
- civiel	100	300	500
- el./mech.	55	70	100
nabezinking			
- civiel	300	750	1.400
- el./mech.	100	280	560
doseerapparatuur			
- civiel	15	20	20
- el./mech.	30	40	40
subtotaal civiel	535	1.230	2.100
subtotaal e/m	265	540	860
onvoorzien (15%)	<u>120</u>	<u>265</u>	<u>440</u>
bouwsom	920	2.035	3.400
BTW, advies, etc.	<u>460</u>	<u>1.015</u>	<u>1.700</u>
totale investeringen	1.380	4.050	5.100

N.B. Conform de ramingen voor de andere systemen (gebaseerd op lit. 10) zijn de kosten voor fundering, bemaling, terreinleidingen, wegen, aansluiting op de bestaande installatie en dergelijke niet in de raming opgenomen.

BIJLAGE II: Kostenraming biologische defosfatering

De kosten zijn voorlopig geraamd voor een laagbelaste actief-slibinstallatie (50.000 en 100.000 i.e.) met fosfaatstrippen ondersteund door een anaërobe zone en dosering van azijnzuur.

De behandeling van het supernatant kan in principe plaatsvinden door kalkbehandeling, korrelreactor of magnetische separatie. Voor de investeringskosten is voorlopig uitgegaan van de raming voor de kleinste korrelreactor (10.000 i.e.) in lit. 13. Aangenomen is dat kostenverschillen afhankelijk van het debiet bij deze schaal-grootte verwaarloosbaar zijn.

Dimensioneringsgrondslagen

anaërobe zone:

- DWA-debiet 12 l/i.e. h
- verblijftijd 2 h (bij DWA + 50% retourslib)

striptank:

- uitvoering als bezinktank/indikker met 50% overloop supernatant en 50% onderstroom ingedikt slib;
- dosering azijnzuur ter ondersteuning van P-afgifte;
- P-afvoer via supernatant 65% van influent-P = 2 g P/i.e. d;
- 50% van P-release via onderstroom terug naar aëratietank;
- fosfaatrelease:
 - * totaal 4 g P/i.e. d (= supernatant + onderstroom)
 - * specifiek circa 10 g P/kg d.s.
 - * concentratie supernatant circa 100 mg P/l
- totaal debiet stripper 14% van DWA
- debiet supernatant 7% van DWA
- oppervlaktebelasting 40 kg d.s./m².d
- diepte 3 m

dimensionering:	50.000 i.e.	100.000 i.e.
-----------------	-------------	--------------

anaërobe tank

- | | | | |
|----------|---------------------|-------|-------|
| - debiet | (m ³ /h) | 900 | 1.800 |
| - volume | (m ³) | 1.800 | 3.600 |

stripper			
- debiet	(m ³ /h)	85	170
- diameter	(m)	24	34
- diepte	(m)	3	3
- verblijftijd	(h)	16	16
Bouwkosten (f 1.000):			
	50.000	i.e.	100.000 i.e.
anaërobe tank			
- civiel	350		700
- el./mech.	60		100
stripper			
- civiel	330		600
- el./mech.	200		300
doseerapparatuur			
- civiel	15		15
- el./mech.	30		30
behandeling supernatant *)			
- civiel	270		270
- el./mech.	530		530
subtotaal civiel	965		1.855
subtotaal e/m	820		960
onvoorzien (15%)	<u>265</u>		<u>425</u>
bouwsom	2.050		3.240
O.B., advies, etc.	<u>1.030</u>		<u>1.620</u>
totale investeringen	3.080		4.860

*) Geschat

N.B. Conform de ramingen voor de andere systemen (gebaseerd op lit. 10) zijn de kosten voor fundering, bemaling, terreinleidingen, wegen, aansluiting op de bestaande installatie, en dergelijke niet in de raming opgenomen.