

Bibl. Hoofdkantoor TNO
's-Gravenhage

8 MEI 1984

DEFOSFATATIE

door ir. B.A. Heide *

Bijdrage aan de voordrachtencyclus - Waterzuiveringstechnieken - ten behoeve van de ingenieurs en inspecteurs van de Vlaamse Waterzuiveringsmaatschappijen en de Waterzuiveringsmaatschappij van het Kustbekken.

Technologisch Instituut - KVIV organisatie, Antwerpen, België, 5 maart 1984

* Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek TNO
Afdeling Water en Bodem
Postbus 214, 2600 AE DELFT (NL)

VOORWOORD

Reeds enige decennia vormt de overbemesting van oppervlaktewater als gevolg van menselijke activiteiten ('cultural eutrophication') een onderwerp van studie. In landen als Zweden, Zwitserland en Canada wordt reeds jarenlang defosfatatie als normaal onderdeel van de zuivering van afvalwater toegepast. In Nederland staat de uitvoering van defosfatatie nog in de beginfase, maar wordt tegelijkertijd gestreefd naar vervanging van fosfaten in wasmiddelen. De gehele problematiek van waterkwaliteit, de rol van fosfaten daarin, de te nemen maatregelen om de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater te verminderen en de effecten van zulke maatregelen is zeer gecompliceerd.

In de laatste jaren zijn een aantal publikaties verschenen die een goed overzicht verschaffen van dit onderdeel van de afvalwaterzuivering. In het boek 'Fosfaten in het Nederlandse Oppervlaktewater' van Golterman e.a. [1] worden achtereenvolgens het opstellen van fosfaatbalansen, de gevolgen van verhoogde toevoer van fosfaten naar het oppervlaktewater en de maatregelen tot vermindering van de fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater behandeld. In het STORA-rapport 'Chemische Defosfatering' [2] wordt niet alleen aandacht besteed aan de verschillende methoden van defosfatering maar worden vooral ook neveneffecten belicht. Veel recente informatie over praktijkervaringen zijn in 1981 gepresenteerd op het symposium van de NVA 'Defosfateren, nieuwe ontwikkelingen en praktijkervaringen in Nederland en Zweden' [3]. Ook in het onlangs verschenen boek 'Tertiaire zuivering, Lagunering en Hergebruik van Afvalwater' van Van Haute [4] wordt een goed overzicht van defosfatatie, inclusief de biologische methoden, gegeven. De auteur acht het bestuderen van genoemde literatuur zinvol voor een ieder die zich in het onderwerp defosfatatie wil verdiepen.

Deze syllabus bestaat uit twee delen. In het eerste deel passeren een groot aantal onderwerpen van de fosfaatproblematiek de revue. In het tweede deel wordt verslag gedaan van een tweejarig onderzoek dat door TNO in samenwerking met het Hoogheemraadschap van Rijnland aan een drietal praktijkinstallaties werd uitgevoerd.

Deel I DEFOSFATATIE - ALGEMENE BESCHOUWINGEN

	blz.
1. INLEIDING	
- bronnen van fosfaten - gehalten aan fosfaat in afvalwater - eisen aan mate van defosfatatie	2
2. CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING	6
- plaats van dosering - chemicaliën - opslag en doseerapparatuur - resultaten - nieuwe ontwikkelingen	
3. NEVENEFFECTEN VAN CHEMISCHE METHODEN	10
- BZV - nitrificatie - anionen - slibproduktie - slibsamenstelling - gisting - ontwatering	
4. BIOLOGISCHE FOSFAATVERWIJDERING	13
- principe - uitvoeringsvormen	
5. LITERATUUR	15

1. INLEIDING

Eutrofiëring van oppervlaktewater uit zich in een sterke toename van de hoeveelheid algen. Hierdoor treden grote schommelingen in de zuurstofconcentratie op (dag - nacht variatie). Bij massaal afsterven van algen is sprake van een grote zuurstofbehoefte. Eutrofiëring leidt tot een afname van de diversiteit van algen, en blauwwieren kunnen de overhand krijgen. Blauwwieren produceren toxinen en geven reuk- en smaakstoffen af, waardoor de waterkwaliteit wordt verminderd. Het gebruik van het oppervlaktewater bepaalt in principe de eisen aan de waterkwaliteit.

De gebruiksfuncties als natuurbewoud, drinkwatervoorziening, visserij, recreatie en scheepvaart hebben zeer verschillende eisen voor de kwaliteit van het water.

Fosfaat is veelal de limiterende factor bij eutrofiëring. Daarnaast is het stikstofgehalte van belang, maar ook factoren als verblijftijd en troebelheid spelen een rol bij de mate van algenbloei. Waar fosfaat niet meer limiterend is ($> \text{ca. } 0,2 \text{ mg P/m}^3$) kan defosfatatie van het afvalwater het fosfaat weer limiterend maken. Fosfaat is in elk geval de stof die het meest effectief kan worden aangepakt om eutrofiëring te verminderen [1].

Bronnen van fosfaat

Per inwoner wordt per dag 1,5 - 2 g P geproduceerd, waaraan ca. 2 g P uit wasmiddelen wordt toegevoegd. De lozing per inwoner per dag bedraagt derhalve omstreeks 3,5 g P. Het fosfaat is in anorganische zowel als organische vorm aanwezig. Op basis van gegevens van 1970 is in Nederland een P-balans opgesteld (zie tabel 1).

Tabel 1: Fosfaatbalans van Nederland 1970 [1]

Menselijk afval	17%	Voornaamste bronnen
Wasmiddelen	22%	
Industrie	7%	
Landbouw	6%	
Bodem	3%	
Neerslag	1%	
	56%	
Internationale rivieren	44%	
100% Totaal 6 g P/m ² jaar		

De menselijke produktie en de wasmiddelen zijn de voornaamste bronnen. Dit zal ook gelden voor de fosfaten die via de internationale rivieren (Rijn, Maas) naar het Nederlandse oppervlaktewater worden toegevoerd. Als maatregelen om de fosfaattoevoer te verminderen komen vervanging van fosfaten in wasmiddelen en defosfatatie van afvalwater in aanmerking. Een uitgebreide beschouwing over het effect van deze maatregelen wordt in literatuur 1 gegeven. Welke maatregelen dan ook wordt genomen, altijd is er sprake van een toename in de zuiveringskosten. Dit moet worden afgewogen tegen de baten c.q. het verbeteren van de waterkwaliteit. Een probleem vormt hierbij de trage reactie van het ontvangende water, als gevolg van nalevering van fosfaat uit bodemslib.

Gehalten aan fosfaat in afvalwater

Per inwoner wordt per dag 3,5 g P geloosd. Bij een waterverbruik van 125 liter per dag leidt dit tot een P-gehalte van 28 mg/l. Door verdunning met regenwater - gemiddeld omstreeks 75 l/dag - daalt het P-gehalte van afvalwater bij gemengde rioolstelsels tot ca. 18 mg/l. Uit praktijkgegevens van een 70-tal rioolwaterzuiveringsinstallaties in Nederland werd over 1978 een P-gehalte van $16,5 \pm 5,0$ mg/l gevonden [5].

Bij de gebruikelijke biologische zuivering vindt een beperkte verwijdering van fosfaten plaats (zie figuur 1).

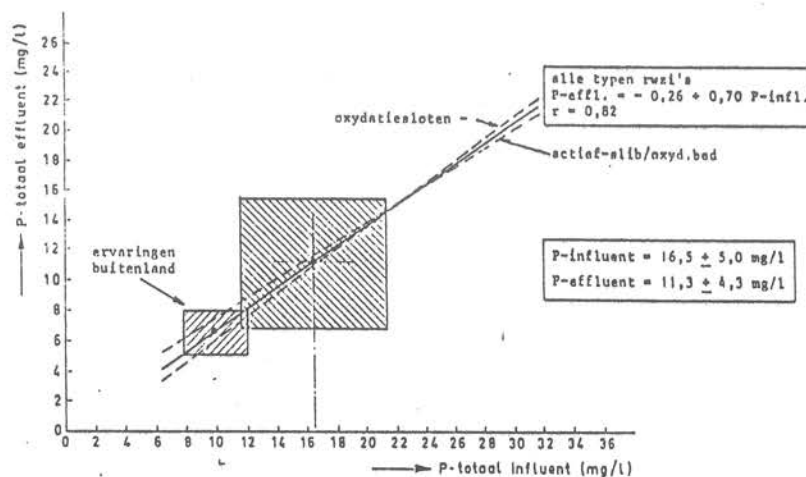


Fig. 1. P-gehalten in influent en effluent
zonder extra defosfatatie [1].

Uit de gegevens van figuur 1 kan worden afgeleid dat bij biologische zuivering zonder verdergaande maatregelen 30 - 35% P wordt verwijderd. Indien fosfaten in wasmiddelen volledig worden vervangen zal het fosfaatgehalte in het afvalwater globaal worden gehalveerd. Hierdoor zal de BZV/P-verhouding verdubbelen. In literatuur 5 wordt aangetoond dat de procentuele reductie van P hierdoor evenwel niet zal veranderen.

Eisen aan water van defosfatatie

De eisen die gesteld worden aan de kwaliteit van het gezuiverde afvalwater of effluent ten aanzien van het fosfaatgehalte dienen te worden ontleend aan regionale P-balansen. Bij de praktische bedrijfsvoering van defosfatatie op zuiveringsinrichtingen zal het P-gehalte van het effluent meestal niet lager kunnen zijn dan 0,5 mg/l. Door toevoeging van bepaalde chemicaliën worden fosfaten omgezet tot zeer slecht oplosbare verbindingen, waarbij zeer lage ortho-fosfaat gehalten in de vloeistof mogelijk zijn. Evenwel niet-precipiteerbare P-verbindingen en de nooit volledige scheiding tussen de vaste (slib) en de vloeibare (gezuiverd afvalwater) fase beperken

de haalbare eindwaarde van het P-gehalte op de eerder genoemde waarde. Bij simultane defosfatering levert 10 mg/l gesuspendeerd materiaal in het effluent reeds een P-gehalte op van 0,5 mg/l [6].

In Nederland wordt veel minder streng gekeken naar het P-gehalte in het effluent dan in Zweden, Canada of Zwitserland. Dit heeft te maken met de bijdrage van P uit andere bronnen en met het feit dat de kosten voor chemicaliën sterk toenemen wanneer minder dan 1 à 2 mg/l P in het effluent wordt nagestreefd.

2. CHEMISCHE FOSFAATVERWIJDERING

Bij defosfatatie van afvalwater worden chemische methoden het meeste toegepast. Ortho-fosfaat kan met een aantal twee- en driewaardige metaalionen worden geprecipiteerd. Omdat chemicaliën in zuivere vorm veelal te duur zijn is veel onderzoek verricht om bijprodukten van andere industriële activiteiten te gebruiken voor defosfatatie. Bijprodukten zoals afvalbeitszuren bevatten echter soms hoge concentraties aan zware metalen, die de zuiveringsinrichting met het slib of met het effluent verlaten. Als chemicaliën worden vooral Fe- en Al-zouten en in mindere mate kalk gebruikt.

Plaats van dosering

In de figuren 2 en 3 zijn de methoden van defosfatatie bij actiefslibinstallaties en oxydatiebedden weergegeven. In beide gevallen kan voorprecipitatie, simultane precipitatie en naprecipitatie van fosfaten worden toegepast.

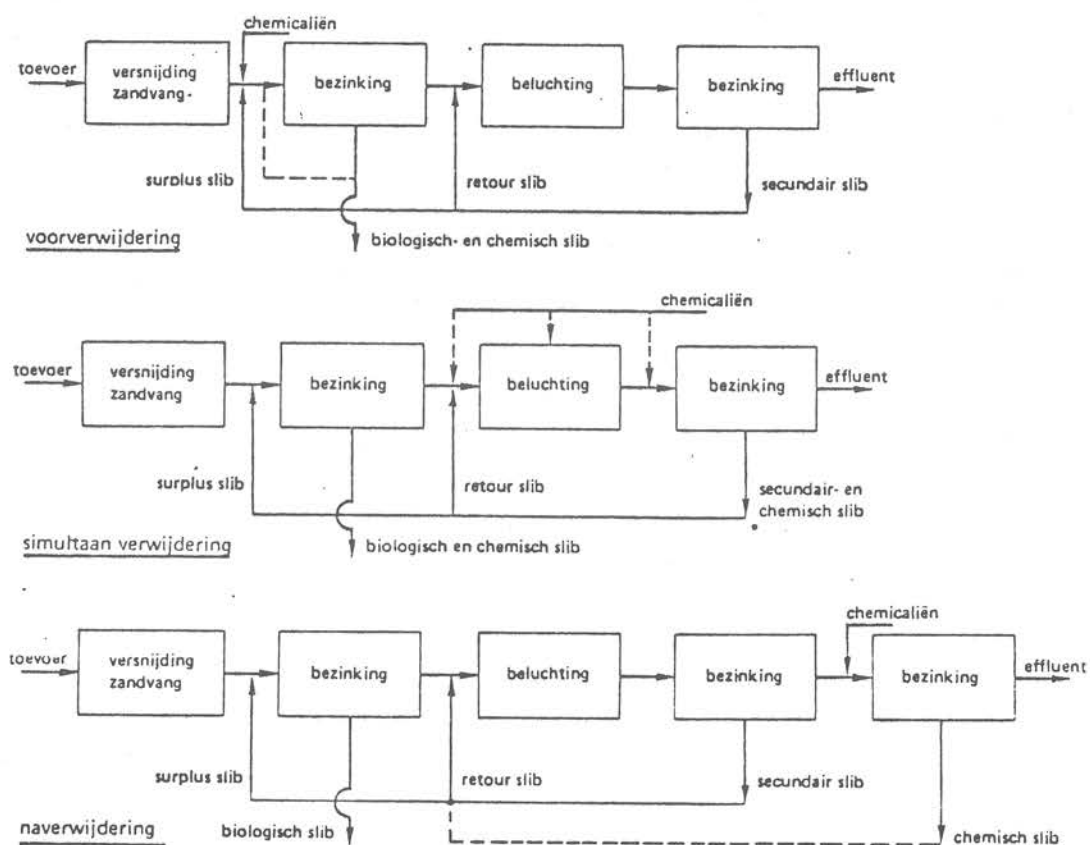


Fig. 2. Werkwijzen van fosfaatverwijdering op actiefslibinstallaties [2].

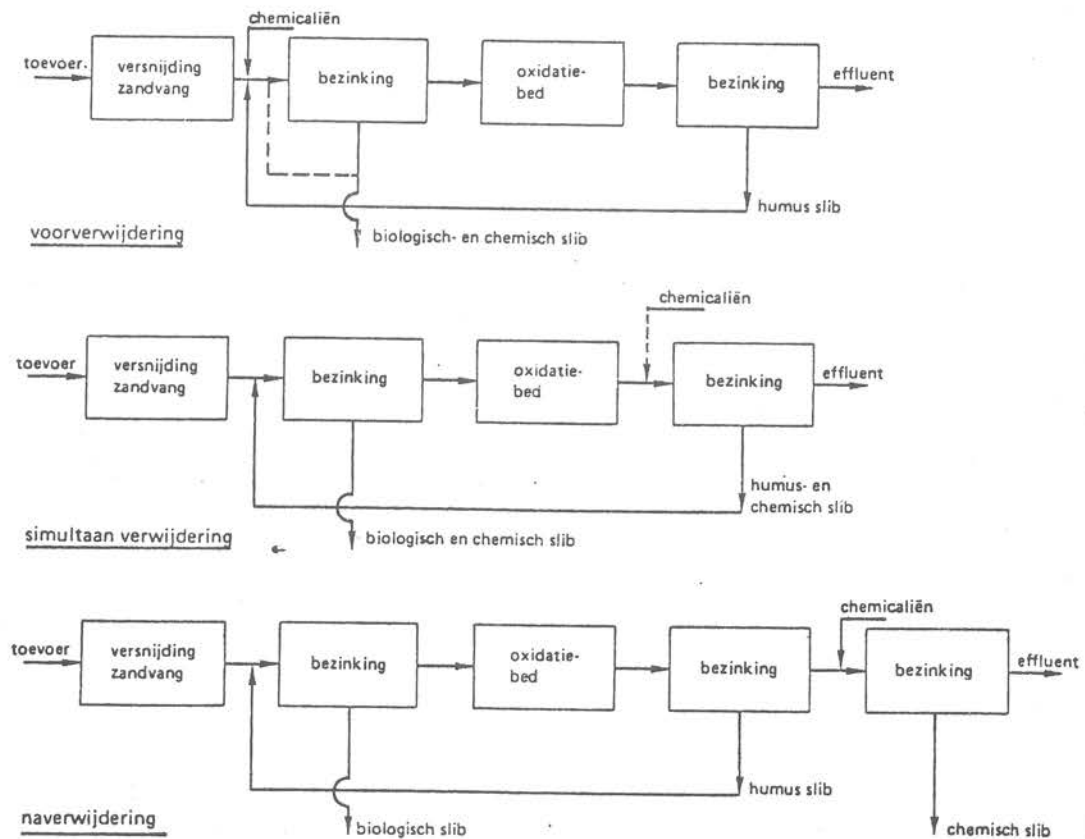


Fig. 3. Werkwijzen van fosfaatverwijdering op oxydatiebedinstallaties [2].

Afhankelijk van de toegepaste werkwijze wordt een mengsel van biologisch en chemisch slib (voorprecipitatie en simultane precipitatie) of worden aparte slibsoorten geproduceerd (naprecipitatie). Bij voorverwijdering dient ervoor gezorgd te worden dat in het voorbezonden afvalwater voldoende fosfaat in verhouding tot de resterende organische stof voor de biologische zuivering resteert. In alle gevallen is een snelle menging van de chemicaliën met het afvalwater van belang. Soms worden chemicaliën op twee plaatsen gedoseerd. Dit kan tot een besparing van chemicaliën leiden [7].

Chemicaliën

Als chemicaliën worden veelal FeCl_2 , FeSO_4 , FeCl_3 , FeClSO_4 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, CaO of combinaties daarvan gebruikt. Fe (II) fosfaat

bezinkt aanzienlijk slechter dan Fe (III) fosfaat. Daarom zal bij gebruik van Fe (II) zouten evenwel toch getracht worden om Fe (III) fosfaat te vormen. Met andere woorden oxidatie van Fe (II) moet kunnen plaatsvinden, hetgeen alleen bij simultane verwijdering het geval is.

In figuur 4 is de oplosbaarheid van Fe (III)-, aluminium- en calciumfosfaat bij evenwicht gegeven.

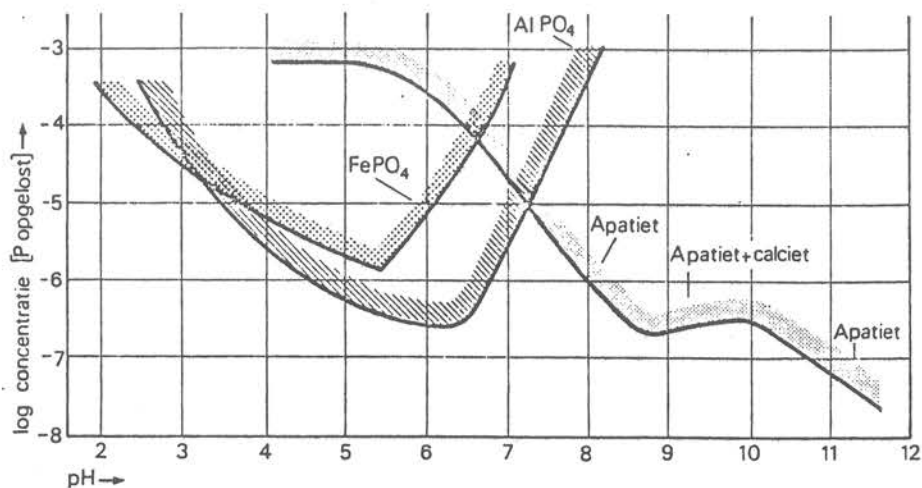


Fig. 4. Oplosbaarheid in water van ijzer(III)-, aluminium- en kristallijn calciumfosfaat bij evenwicht [2, 8].

De gegevens in fig.4 zijn ontleend aan laboratoriumonderzoek in water. Deze afbeelding dient vooral om het grote verschil tussen $\text{AlPO}_4/\text{FePO}_4$ en calcium hydroxy-apatiet $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$ aan te geven. In de praktijk treden in afvalwater en in actief slib aanzienlijke afwijkingen in oplosbaarheid op. Veelal wordt geen evenwicht bereikt en wordt de kristal- of neerslagvorming door andere stoffen nadelig beïnvloed.

Fe- en Al-zouten worden bij voor-, simultane en naprecipitatie gebruikt. Kalk wordt voornamelijk bij voor- en naprecipitatie toegepast ($\text{pH} > 10$). Onderzoekingen bij simultane precipitatie ($\text{pH} \approx 8,5$) hebben geleerd dat het P-gehalte niet beneden ca. 2 mg/l kan komen [6]. Deze methode leent zich goed voor geconcentreerd afvalwater, zoals bij verwijdering van fosfaat uit kalverdrijfmest [9].

Van de genoemde chemicaliën is FeSO_4 het goedkoopst, ca. 300 BF. per kmol actief bestanddeel. De andere chemicaliën Fe- en Al-zouten zijn op basis van het actieve bestanddeel ongeveer viermaal zo duur (zie tabel 2).

De mate van defosfatatie die wordt bereikt met kalk wordt bepaald door de eind-pH.

Tabel 2: Chemicaliënprijzen [4]

Handelsnaam	Formule	Fysische vorm	Actief bestanddeel	Prijs per ton (BF)	Prijs per kg actief bestanddeel (BF)	Prijs per kmol 1) actief bestanddeel (BF)
IJzer(II)-sulfaat	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	vast	20 % Fe^{++}	1000	5	300
IJzer(III)-chloride	FeCl_3	41% oplossing	14% Fe^{+++}	3500	25	1350
IJzer(III)-chloridesulfaat	FeClSO_4	42% oplossing	12,5% Fe^{+++}	3000	25	1350
Boliden-AVR (Zweden)	mengsel v. voornamel. $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ en $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	vast	3,2% Fe^{+++} 7% Al^{+++}	3150	31,5	1140
Aluminiumsulfaat	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	vast	9,3% Al^{+++}	5250	57	1530
Kalk ²⁾	$\text{Ca}(\text{OH})_2$ of CaO	vast		2000 1800		

1) Deze prijzen kunnen met elkaar direct vergeleken worden, omdat de te doseren hoeveelheid ionen van al deze produkten, om een bepaalde mate van defosfatering te verkrijgen, ongeveer gelijk is.

2) De mate van defosfatering die wordt bereikt met kalk, is in belangrijke mate mede afhankelijk van de pH ; er kan derhalve niet gesproken worden over een 'ionen-actief bestanddeel'.

Opslag en doseerapparatuur

Voor uitgebreide informatie wordt verwezen naar lit.2, 10. Vaste chemicaliën zoals FeSO_4 en AVR worden als oplossing of suspensie gedoseerd. De oplossingen van ijzerzouten zijn bijzonder corrosief. Opslagtanks, pompen en leidingen dienen corrosiebestendig te worden uitgevoerd. Ook dient met het uitkristalliseren van chemicaliën en de temperatuurafhankelijkheid van de oplosbaarheid van FeSO_4 rekening te worden gehouden.

Resultaten

Het gebruik van ijzer- en aluminiumzouten leidt bij gelijke molaire Me/P verhouding tot dezelfde P-gehalten in het effluent. Voor een fosfaatverwijdering van 90% is een Me/P-verhouding van 1,0 à 1,5 vereist, voor een fosfaatverwijdering van 95% neemt de Me/P-verhouding toe tot 1,5 à 2,0. Bij een P-gehalte in het influent van 20 mg/l levert een Me/P-verhouding van 1,25

een P-gehalte in het effluent van 2 mg/l op. Hiertoe moet 22 mg Al- of 45 mg Fe-ionen per liter afvalwater worden gedoseerd. Om 1 mg/l P in het effluent te bereiken (95% reductie) is een Me/P-verhouding van 1,75 nodig. Dit vereist 31 mg Al- of 63 mg Fe-ionen per liter [2]. De extra reductie van 1 mg/l kost ca. 40% meer chemicaliën! Men dient zich te realiseren of deze meerkosten verantwoord zijn. Dit hangt af van de plaatselijke situatie. Technologisch gezien is het mogelijk om beneden 0,5 mg P/l te houden, bijvoorbeeld door aanvullende defosfatatie met middel van vlokings- of contact-filtratie. Dit is een andere manier van naverwijdering. De gevormde chemische slibvlokken worden afgevangen op een filter, bestaande uit lagen zand en anthraciet. Deze methode kan alleen worden toegepast wanneer het afvalwater dat aan de tweede defosfateringstrap wordt toegevoerd, minder dan 4 mg P/l bevat, omdat het filter anders te snel dichtslibt. Naprecipitatie met kalk bij pH > 10 leidt eveneens tot een laag P-gehalte van $\leq 0,4$ mg/l, mits de scheiding tussen het chemisch slib en het gezuiverd afvalwater goed is.

Nieuwe ontwikkelingen

Een bijzondere uitvoeringsvorm van naprecipitatie is door Trentelman [3] beschreven. De fosfaatverwijdering vindt door aangroei en kristallatie van calciumhydroxy-apatiet in een gefluïdiseerd bed plaats. Er wordt geen chemisch slib, maar calciumfosfaatkorrels geproduceerd. De pH wordt met natronloog op 8,5 à 9 gebracht. Het afvalwater bevat als regel voldoende Ca-ionen voor precipitatie van calciumfosfaten. Het onderzoek loopt thans nog. De kosten lijken vooralsnog hoger dan van de andere chemische methoden.

3. NEVENEFFECTEN VAN CHEMISCHE METHODEN

In deel II van deze syllabus zal bij drie praktijkvoorbeelden in detail op een groot aantal neveneffecten van chemische defosfatering worden ingegaan. In dit hoofdstuk wordt een kort overzicht gegeven van de beschikbare literatuur- en praktijkinformatie. De neveneffecten betreffen de beïnvloeding van de "normale" biologische zuivering, de produktie en hoedanigheid van chemische en/of biologische slib waaronder de landbouwkundige waarde van het gevormde slib.

BZV

Bij voorprecipitatie neemt de BZV-reductie over de voorbezinker toe. De BZV-reductie kan van 30 naar ca. 60% toenemen. De hoeveelheid primair slib neemt sterk toe, waardoor meer organisch slib naar de gisting wordt toegevoerd en in principe meer gas kan worden geproduceerd. Een grote BZV-reductie bij

de voorbezinking leidt bij actief-slibsystemen tot een lagere belasting van de aërobe zuivering. Hierdoor wordt energie bespaard. Bij oxydatiebedden leidt de lagere belasting niet zo zeer tot energiebesparing als wel tot een verdergaande nitrificatie. Bij simultane- en naprecipitatie is nauwelijks of geen verandering van de BZV-reductie te verwachten.

Nitrificatie

Metaalionen (Fe^{3+} , Al^{3+}) remmen in principe de nitrificatie. De mate waarin de nitrificatiesnelheid wordt beïnvloed hangt van de concentratie van genoemde ionen af. Boven 15-20 mg/l van Fe- en Al-ionen is beïnvloeding van het nitrificatieproces mogelijk. Dit betekent voor de Nederlandse praktijksituatie, waar de benodigde concentraties met ijzer- en aluminiumzouten veelal boven deze waarde liggen (afhankelijk van de P-concentratie), dat rekening moet worden gehouden met remming van nitrificatie [2]. Een afname in snelheid van nitrificatie, leidt alleen tot vermindering van nitrificatie wanneer er in de uitgangssituatie geen sprake is van een overcapaciteit van nitrificatie. Hoe hoger de slibbelasting en hoe lager de temperatuur, des te gevoeliger is de nitrificatie voor simultane precipitatie (voorbeeld fig.5).

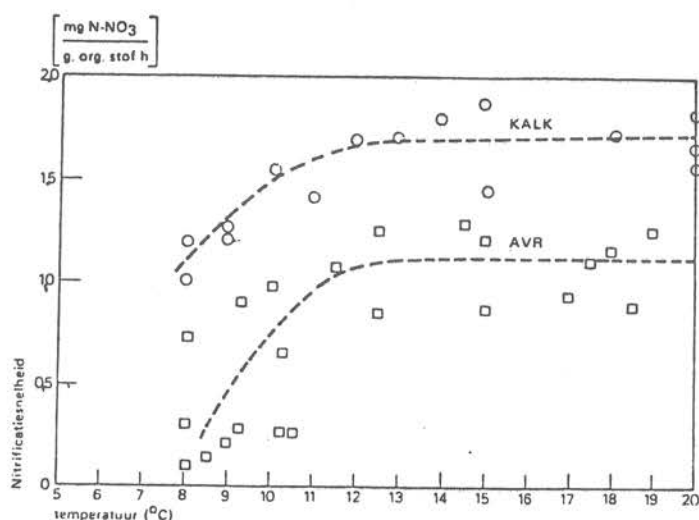


Fig.5. Nitrificatiesnelheden bij simultane precipitatie [11]

Overige

Door de dosering van metaalzouten wordt de chloride- of sulfaatconcentratie in het effluent met 80 - 150 mg/l verhoogd [2]. Bij gebruik van kalk neemt de concentratie aan zware metalen in effluent aanzienlijk af [6].

Bij gebruik van kalk moet wel worden gerekend op mogelijke aangroei van calcietskristallen in pijpleidingen en beluchtingselementen.

Slibproduktie

Afhankelijk van de precipitatiemethoden en de toegepaste chemicaliën is sprake van meerproduktie aan slib. De toename in slibproduktie (op droge stof basis) is bij gebruik van metaalzouten 40-75% bij voorverwijdering, 15-50% bij simultane verwijdering en 20-35% bij naverwijdering. Alleen bij simultane verwijdering met ijzerzouten neemt de droge stof concentratie van ingedikt slib toe, zodat de stijging in slibvolume lager is dan 15-50%. Bij gebruik van kalk ten behoeve van voor- en naprecipitatie stijgt de slibproduktie met 150% of meer [2].

Slibsamenstelling

Bij simultane precipitatie met chemicaliën stijgt de asrest tot 40-50%. Bij eenzelfde BZV-belasting ten opzichte van het organische stof van het slib dient de slibconcentratie in de aëratieruimte te stijgen. Dit vormt geen probleem omdat de slibvolume-index daalt [12, 13]. Het P-gehalte van het slib bedraagt bij chemische/biologisch slib 2,5-6,5 gew.%. De beschikbaarheid van fosfaat van het chemische deel (Al, Fe) van het slibmengsel blijkt voor planten geringer dan van het oorspronkelijk aanwezig fosfaat [12]. Het gehalte aan zware metalen (met uitzondering van Fe en Al) is bij chemisch/biologisch slib als gevolg van de toename van slibproduktie lager dan van biologisch slib.

Slibgisting

De chemicaliën die voor defosfatering worden gebruikt verstoren het gistingsproces niet. Wel kan onvolledige mineralisatie optreden indien de meerproduktie van slib in een te korte verblijftijd in de reactor resulteert (<15 dagen).

Slibontwatering

Fe-zouten beïnvloeden de ontwaterbaarheid op droogbedden in positieve zin. Al-zouten leiden bij niet-geconditioneerd slib tot minder goede verwerkbaarheid op droogbedden [12, 14]. Bij ontwatering met centrifuges, zeefbandpersen en filterpersen vallen deze verschillen weg. Bij deze methoden is geen sprake van een winst in chemicaliënverbruik. Integendeel de extra-productie van slib leidt tot een proportionele toename in kosten voor de

slibontwatering met mechanische apparatuur.

5. BIOLOGISCHE FOSFAATVERWIJDERING

In 1965 is bij het zuiveren van afvalwater het verschijnsel van omkeerbare fosfaatopname en -afgifte waargenomen (Levin en Shapiro). In de 10 jaren daarna heeft veel discussie en onderzoek naar het mechanisme van deze processen plaatsgevonden. Jenkins e.a. neigden aanvankelijk tot een chemische verklaring totdat meer en meer bewijzen voor een microbiologisch - biochemisch mechanisme beschikbaar kwamen. In dit verband moet vooral het werk van Fuchs en Chen [15] worden genoemd. Met betrekking tot de praktische uitvoering is vooral de benadering van Levin e.a. - biologische P-verwijdering in combinatie met chemische precipitatie [16] - en van de Zuid-Afrikaanse school met name Barnard [17] - biologische P-verwijdering met verschillende processchema's - van grote betekenis. Biologische fosfaatverwijdering staat al 10 tot 20 jaar in de belangstelling. De bedrijfszekerheid van deze methoden is een van de redenen waarom tot op heden voornamelijk chemische methoden in bedrijf zijn. Ook geldt voor chemische methoden dat zij op eenvoudige wijze aan bestaande zuiveringssystemen kunnen worden toegevoegd. Toch is te verwachten dat biologische fosfaatverwijdering in de toekomst meer zal worden toegepast. De mogelijkheden van dit proces voor de Nederlandse omstandigheden worden onder meer door Rensink e.a. onderzocht [3, 18].

Principe

Bepaalde microorganismen, zoals *Acinetobacter*, kunnen onder aërobe omstandigheden een overmaat van fosfaat als polyfosfaat opslaan. Het gevormde polyfosfaat dient als tijdelijke energie- en fosfaatreserve. Onder anaërobe omstandigheden (geen nitraat) kunnen deze microorganismen lagere organische zuren -azijnzuur- opnemen die onder anaërobe omstandigheden ontstaan. Dit opgeslagen voedsel komt vervolgens onder aërobe omstandigheden beschikbaar voor assimilatie- en dissimilatieprocessen. Dit type microorganismen kan dus selectief groeien, mits een afwisseling van anaërobe/aërobe condities wordt ondergaan. Eventueel aanwezig nitraat zal eerst moeten worden gedenitrificeerd om aan voorwaarde van anaërobie te voldoen. Voor een verdere toelichting van het biochemische mechanisme wordt verwezen naar lit.4, waaruit ook de twee navolgende processchema's zijn ontleend.

Uitvoeringsvormen

Bij het Phostripproces (fig.6) wordt het retourslib lange tijd -10 tot 24 uren - anaëroob gehouden teneinde organische stof af te boeken tot lagere

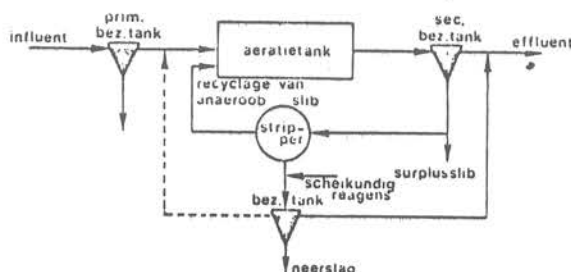


Fig.6. Het Phostripproces [16, fig.ex. 4]

organische verbindingen, zoals azijnzuur. De fosfaten die geconcentreerd zijn in de vloeistof van de "stripper" worden neergeslagen met kalk en afgescheiden in een bezinktank. De hoeveelheid kalk die hiertoe nodig is, is geringer dan die welke gebruikt wordt om de fosfaten uit de totale hoeveelheid afvalwater neer te slaan. Immers er wordt minder calcië gevormd, en er is minder kalk nodig om de vereiste pH te bereiken.

Het Phoredox-proces is een modificatie van het Bardenpho-principe (fig.7).

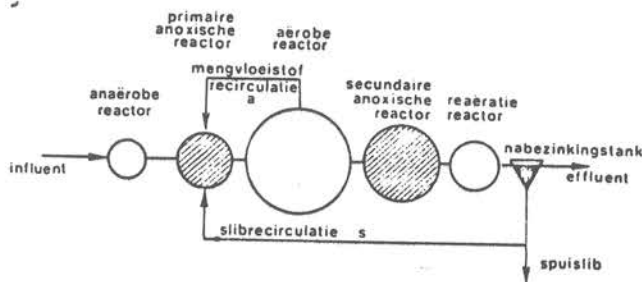


Fig.7. Het Phoredox-proces [fig.ex.4]

De gemiddelde verblijftijden in de verschillende onderdelen van het Phoredox proces bedragen achtereenvolgens 1,3 - 3,2 - 11,2 - 3,3 - 1,1 uren. Het effluent bevat veelal meer dan 1 mg/l P. Een probleem bij het verkrijgen van een goed rendement is het voldoen aan de voorwaarde van nagenoeg volledige denitrificatie. De samenstelling van het influent is mede van belang. Een

relatief hoge verhouding van stikstofverbinding ten opzichte van BZV of CZV vereist aangepaste processchema's (4).

5. LITERATUUR

- [1] GOLTERMAN, H.L. ed. Fosfaten in het Nederlandse Oppervlaktewater 1976, 133 blz. Sigma Chemie, Treubstraat 33, Rijswijk Z.H. (NL)
- [2] STORA. Chemische Defosfatering. Methoden en Neveneffecten 1981, 83 blz. STORA, Postbus 414, 2280 AK RIJSWIJK Z.H. (NL)
- [3] NVA. Defosfateren, nieuwe ontwikkelingen en praktijkervaringen in Nederland en Zweden. Symposiumboek 1981, 126 blz. Nederlandse Vereniging van Afvalwaterbehandeling en Waterkwaliteitsbeheer (NVA), Postbus 70, 2280 AB RIJSWIJK Z.H. (NL)
- [4] HAUTE van, A. Tertiaire Zuivering, Lagunering en Hergebruik van Afvalwater 1983, blz. 55-79. Leefmilieu - Dossier - no.8. Stichting Leefmilieu, Keizerstraat 8, 2000 ANTWERPEN (België)
- [5] HEIDE, B.A. Fosfaatverwijdering in rwzi's zonder en met vervanging van fosfaten in wasmiddelen, H₂O 13 (1980) 21, p.498-501.
- [6] HEIDE, B.A. en R.KAMPF. Fosfaatverwijdering door middel van simultane precipitatie met kalk. H₂O 10 (1977) 1, p.16-21.
- [7] DEEN, W. Efficiënter defosfateren van afvalwater. H₂O 9 (1976) 25, p.524-526.
- [8] JENKINS, D., J.F.FERGUSON AND A.B.MENAR. Chemical processes for phosphate removal. Water Res. 5 (1971), p.369-389.
- [9] KOX, W.M.A. Fosfaatverwijdering uit kalverdrijfmest op praktijk-schaal. H₂O 12 (1979) 17, p.377-382.
- [10] TEERINK, J. Defosfatering: de technische uitvoering bij het Hoogheemraadschap van Rijnland in lit.3, hoofdstuk 10.

- 11 HEIDE, B.A. en R.KAMPF. Simultane defosfatering met AVR.
H₂O 11 (1978) 19, p.439-444.
- 12 HEIDE, B.A., R.KAMPF and S.DE HAAN. Influence of phosphate removal on biological treatment of wastewater, on dewaterability and agricultural use of sludge, IMG-TNO report A 121, 1981
- 13 HEIDE, B.A., R.KAMPF en F.BLOOT. Eigenschappen en verwerking van oxydatieslootslib met en zonder simultane defosfatering met kalk.
H₂O 10 (1977) 19, p.448-456.
- 14 HEIDE, B.A. en R.KAMPF. Aërobe en verdergaande zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief slibsystemen. Stikstof- en fosfaatverwijdering bij simultane precipitatie met AVR. Slibeigenschappen en verwerking. IMG-TNO rapport A 88, 1977.
- 15 FUCHS, G.W. and M.CHEN. Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. Microbial Ecology 2 (1975), p.119-138.
- 16 LEVIN, G., G.TOPOL and A.TARNAY. Operation of full-scale biological phosphorus removal plant. J.Water Pollut. Control Fed. 47 (1975), p.577-590.
- 17 BARNARD, J.L. A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. Water. S.A. 2 (1976) 3, p.136-144.
- 18 RENSINK, J.H., H.J.DONKER en H.J.BRONS. Biologische fosfaatverwijdering in een actief slib installatie. H₂O 12 (1979) 13, p.296-300.

DEEL II. DEFOSFATATIE - VERSLAG VAN PRAKTIJKONDERZOEKINGEN

Zuiveringsinstallaties

- . Gouda oxydatiebed 110.000 i.e. voor- en naprecipitatie met AVR
- . Bodegraven oxydatiesloot 40.000 i.e.) type Carrousel
- . Nieuwveen oxydatiesloot 17.500 i.e.) simultane precipitatie
met FeSO_4