

Fosfaatverwijdering door middel van simultane precipitatie met kalk

1. Inleiding

In een recente studie over de biologische gevolgen van fosfaattoevoer naar het Nederlandse zoete oppervlaktewater wordt aangegeven, dat voor eutrofiëring het fosfaat (in Nederland althans) veelal de limiterende factor is [1]. Uitgaande van de fosfaatbalans voor Nederland als geheel kan de ruimtelijk gemiddelde netto P-belasting van het Nederlandse zoete oppervlaktewater berekend worden op ruim 6 g P/m² . jaar, waarvan globaal 56 % afkomstig is van lozingen in Nederland en



IR. B. A. HEIDE

Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO
Afdeling Water en Bodem
Delft



ING. R. KAMPF

Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO
Afdeling Water en Bodem
Delft

44 % van de internationale rivieren (voornamelijk de Rijn). Als voornaamste P-bron in Nederland geldt, met ca. 70 %, het huishoudelijk afvalwater, waarvan ongeveer de helft afkomstig is van faeces en urine en de andere helft afkomstig is van de synthetische wasmiddelen. Binnen het pakket van maatregelen tot vermindering van de fosfaatbelasting van het oppervlaktewater neemt de defosfatering, op bestaande en nog te bouwen zuiveringsinrichtingen, een uiterst belangrijke plaats in [2].

In tegenstelling tot landen als Zweden en Zwitserland waar de defosfatering reeds geruime tijd op grote schaal wordt toegepast, staat de invoering van defosfatering als onderdeel van het zuiveringsproces in Nederland nog in de beginfase. Naast de informatie die beschikbaar is over de mogelijkheden van ijzer- en aluminiumverbindingen als precipitatiemiddel (bijv. de onderzoeken van het RIZA [3] en het Hoogheemraadschap van Rijnland [4]), wordt in dit onderzoek de toepassing van kalk in 'n simultaan precipitatieproces bestudeerd.

Voor bestaande zuiveringsinrichtingen, die werken zonder voorbezinking van afvalwater (zeer laag belaste actief-slib systemen - oxydatiesloot - carrousel) is simultane defosfatering in combinatie met de biologische zuivering op eenvoudige wijze realiseerbaar.

In de laatste jaren is veel kennis vergaard over de praktische uitvoerbaarheid van defosfatering bij zeer uiteenlopende

zuiveringsprocessen onder gebruikmaking van diverse chemicaliën. Op enkele uitzondering na waar een biologische P-verwijderingsmechanisme ('luxury uptake') wordt vermeld [6, 20 en 21], vindt defosfatering voornamelijk plaats door middel van chemische precipitatie met Fe-, Al- en Ca-verbindingen. Bij de 'normale' oxydatief-biologische zuiveringsprocessen wordt afhankelijk van het type proces, zonder extra maatregelen, 25 - 45 % P verwijderd. Met behulp van de eerder genoemde chemicaliën kan de P-reductie worden opgevoerd tot 80 - 90 % met als bijbehorende waarden voor het P-gehalte in het effluent van 0,5 - 2 mg/l. Voor een uitgebreid overzicht van de verschillende defosfateringsprocessen, zoals voor-, simultane en naprecipitatie, wordt verwezen naar het OECD rapport over defosfatering [5, 15 en 25]. Hierin zijn de technologische en economische ervaringen op het gebied van defosfatering met de bijbehorende slibverwerking van een tiental landen samengevat.

De informatie over en de toepassing van de combinatie van stikstof en fosforverwijdering, met name in zeer laag belaste actief-slibsystemen, is zeer beperkt. In het kader van het IG-TNO project 'Aerobe en verdergaande zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief-slibsystemen' worden in dit artikel de toepassingsmogelijkheden van kalk bij de fosfaatverwijdering behandeld.

De verwerkingsmogelijkheden van het daarbij gevormde slib zullen in een volgend verslag worden vergeleken met het oxydatieslootslib.

Toekomstige onderzoeken in de zuiveringsinstallaties van het IG-TNO omvatten de studie van denitrificatie in combinatie met simultane defosfatering met Fe- en Al-zouten.

2. Enkele aspecten van defosfatering

De eisen die gesteld worden aan de kwaliteit van het effluent ten aanzien van het fosfaatgehalte dienen te worden ontleend aan regionale P-balansen. Voor het nemen van maatregelen en het stellen van prioriteiten zal niet alleen de P-belasting in absolute zin van belang zijn, maar ook de huidige hoedanigheid en huidige of toekomstige functie of gebruik van het oppervlaktewater.

Bij de praktische bedrijfsvoering van zuiveringsinrichtingen zal het P-gehalte van het effluent meestal niet lager kunnen zijn dan 0,5 mg/l. Door toevoeging van bepaalde kationen worden de fosfaten omgezet tot zeer slecht oplosbare verbindingen, waarbij zeer lage ortho-fosfaat concentraties 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. Als gevolg van de metabolische processen van de micro-organismen bedraagt het P-gehalte in het slib gewoonlijk minimaal 1 - 3 gew. % [7, 20]. Daarnaast zijn fosfaten ook in anorganische vorm in het slib aanwezig. Bij de oxydatiesloot (van het IG-TNO) worden gehalten van 3-4 % P in het slib gevonden. Wordt nu als gevolg van bijv. simultane fosfaatverwijdering het P-gehalte in het slib verhoogd tot bijv. 5 gew. %, dan levert 10 mg/l gesuspendeerd materiaal in het effluent reeds een P-gehalte op van 0,5 mg/l.

Een goed overzicht van de chemische processen, zoals het mechanisme van de vorming van onoplosbare fosfaten, wordt gegeven door Jenkins [17]. De eindconcentratie van het fosfaat wordt behalve door het type en de doseringshoeveelheid van de toegevoegde chemicaliën bepaald door chemische factoren (afvalwatersamenstelling, type, stabiliteit en groeikinetiek van de anorganische precipitaten) en fysische parameters (temperatuur, turbulentie tijdens precipitatie, scheiding afvalwater en slib). Een samenvatting van de praktische ervaringen, die in een tiental landen zijn opgedaan bij de toepassingen van defosfatering wordt gegeven in het eerder genoemde OECD rapport. Een aantal relevante gegevens zijn in de tabellen I t/m III bijengebracht [5]. Voor verschillende toepassingsmogelijkheden worden in tabel I de gemiddelde chemicaliën doseringen en bijbehorende pH waarden vermeld, waarbij in principe $\leq 0,5$ mg P/l kan worden bereikt. Tabellen II en III geven een overzicht van de praktijkresultaten van ruim 100 zuiveringsinrichtingen, waar defosfatering wordt toegepast.

Omdat chemicaliën in zuivere vorm veelal te duur zijn is reeds veel onderzoek verricht om bijprodukten van andere industriële activiteiten te gebruiken voor defosfatering (zie bijv. [2, 9 en 12]). Bijprodukten zoals afvalbeitszuren bevatten echter soms hoge concentraties aan zware metalen [4], die de zuiveringsinrichting, of met het slib of met het effluent, verlaten.

De optimale keuze van de chemicaliën en de te gebruiken defosfateringsmethode zullen afhangen van het afvalwater en van de plaatselijke technische en economische mogelijkheden en de eisen die gesteld worden aan het fosfaatgehalte in het effluent. Naar schatting bedragen de extra kosten, welke de fosfaatverwijdering te weeg brengt, afhankelijk van de wijze van toepassing, 5 - 30 % van de jaarlijkse lasten van de huidige methoden voor de zuivering van afvalwater zonder defosfatering. In deze kosten zijn verwerkt de kosten voor de chemicaliën, de kosten voor de verwerking

TABEL I - Overzicht van gebruikelijke chemicaliëndoseringen en pH waarden, waarbij $\leq 0,5$ mg P/l kan worden bereikt [5].

	Chemicaliën									
	Al ³⁺		Fe ²⁺		Fe ³⁺		Fe ³⁺ /Ca ²⁺		Ca ²⁺	
	mg/l	pH	mg/l	pH	mg/l	pH	mg/l	pH	mg/l	pH
Biologische zuivering en chemische defosfatering										
Voorprecipitatie	6—12	6—7	—	—	10—25	≈ 5	5—15/70—100	8,5—9,5	100—150	< 9,5
Simultane precipitatie	6—10	5,5—7,0	10—40	5—7	6—20	5—7	—	—	—	—
Na-precipitatie	6—12	5,5—7,5	—	—	10—25	≈ 5	5—15/70—100	8,5	180—425	> 11,5
Mechanische zuivering en chemische defosfatering										
Gecombineerd (primary) proces	6—12	5,5—7,0	—	—	10—25	≈ 5	5—15/70—100	8,5	180—425	> 11,5
Separaat (secondary) proces	6—12	5,5—7,0	—	—	10—25	≈ 5	5—15/70—100	8,5	180—425	> 11,5

TABEL II - Zuiveringsresultaten van praktijk-rioolwaterzuiveringsinrichtingen [5].

Precipitation Method	Country	BOD ₅ in	P (mg/l)		SS in	(mg/l) out	KMnO ₄ in	(mg/l) out	Chemicals used	No. of plants	
			(mg/l) out	(total) in							
Pre	Norway	88	7	7.9	0.5	111	15	—	Alum	1	
	Canada	210	7	10.7	0.8	380	5,0	—	Lime	1	
	Sweden	165	12	6.0	0.3	240	15	—	Alum	3	
	US	—	—	8.1	0.8	—	—	—	Iron III	2	
Simultaneous	Norway	284	8	7.5	0.6	223	10	451	30	Iron II	1
	Norway	90	14	5.8	0.7	105	27	201	36	Alum	1
	Finland	165±60	20±15	7.3±2.9	2.1±1.8	170±70	31±18	210±95	67±40	Iron II	30
	Germany	150	12	9	2.6	—	—	—	—	Alum	1
	Sweden	86	9	5.1	1.1	85	20	190	55	Alum	1
	Switzerland	201	12	6.5	0.9	?	?	405	57	Iron II	10
	US	—	—	10	0.4	—	—	—	—	Iron III	1
Post	Canada	300	20	10	1.6	350	'trace'	—	—	Lime	1
	Germany	175	15	11	1.8	—	—	—	—	Alum	1
	Sweden	150±80	8±5	6.5±2.7	0.4±0.3	160±60	20±17	230±85	50±24	Alum	20
	Sweden	140	12	4.8	0.8	135	35	200	50	Lime	8
	US	—	—	—	12.5	0.3	—	—	—	Lime	2
	US	—	—	90	0.5	—	—	—	—	Alum	1
Two-stage biological plant with chemical treatment in the second step	Sweden	130	5	6.6	0.4	130	20	150	55	Alum	3
	Switzerland	—	—	8.4	1.4	—	—	—	—	Iron III	5
Primary	Norway	202	77	6.2	0.4	192	63	380	162	Alum	1
	Sweden	80	30	5.5	0.8	110	25	—	—	Alum	1
	US	—	—	8.5	1.2	—	—	—	—	Iron II	2
Secondary	Sweden	80	25	5.8	0.8	105	20	—	—	Alum	4
Biochemical Phosphorus Removal	US	—	—	10.1	0.6	—	—	—	—	—	3

en afvoer van de extra geproduceerde slibhoeveelheden [5].

3. Het gebruik van kalk bij defosfatering

Kalk wordt in de vorm van Ca(OH)₂ of CaO toegepast bij defosfateringsprocessen, waarbij voornamelijk het slecht oplosbare calciumhydroxyapatiet Ca₅(PO₄)(OH)-pk_s = 57,5 * wordt gevormd. Als een van de voordelen ten opzichte van andere precipitatiemiddelen (bijv. FeCl₃, FeSO₄ of Al₂(SO₄)₃) geldt, dat geen anionen zoals chloride of sulfaat aan het water worden toegevoegd. De verhoging van de pH is de primaire functie van de kalk omdat meestal een overmaat van calcium ten opzichte van het fosfaat in het afvalwater aanwezig is.

* pk_s = negatieve log. van het oplosbaarheidsprodukt k_s.

TABEL III - Samenvatting van de bereikbare resultaten bij de gebruikelijke defosfateringsmethoden [5].

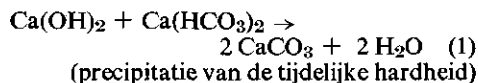
	Chemical used	Residual in Effluent Water			
		Dose g/m ³	BOD mg/l	SS mg/l	Total-P mg/l
Mechanical Treatment	—	—	70—175	75—125	7—11
Mechanical + Biological Treatment	—	—	15—30	20—30	5—8
Pre-Precipitation	Iron	5—15	10—30	10—25	0.2—0.7
	Aluminium	6—12	10—30	10—25	0.2—0.7
	Lime	100—200	10—30	10—25	0.5—1.5
Simultaneous Precipitation	Iron	6—12	20—30	15—35	0.5—1.5
	Aluminium	5—8	25—35	30—40	1.0—2.0
Post Precipitation	Iron	5—20	5—15	10—25	0.1—0.5
	Aluminium	6—12	5—15	10—25	0.1—0.5
	Lime	200—500	5—20	25—50	0.3—1.0
Primary	Iron	10—25	60—100	25—40	0.8—1.2
	Aluminium	8—14	60—100	25—40	0.8—1.2
	Lime	200—500	60—100	30—50	0.8—1.2
Secondary	Iron	10—25	50—90	10—30	0.6—0.8
	Aluminium	8—14	50—90	10—30	0.6—0.8
	Lime	200—500	50—90	30—50	0.6—0.8
Biochemical Phosphorus Removal ('luxury uptake')	—	—	15—30	20—30	0.2—0.7

Note: Influent water data: BOD₅ = 100-250 mg/l : SS = 150-130 mg/l : Total-P = 8-12 mg/l.

Voor uitgebreide informatie over de toepassing van kalk wordt verwezen naar [10], waar ondermeer gegevens over doseersystemen en de resultaten van talrijke slibverwerkingsmethoden zijn opgenomen (zie ook [30]).

Voorprecipitatie

Wanneer kalk toegevoegd wordt aan het ruwe afvalwater bij de voorprecipitatie-methode van de defosfatering zal gezorgd moeten worden dat de pH van het water, dat naar het biologisch zuiveringsproces gaat, niet boven ca. 9,5 stijgt. De corresponderende P-concentratie in het water bedraagt ongeveer 1,2 mg/l. De hoeveelheid kalk, die bij de voorprecipitatie vereist is, hangt uiteraard af van de alkaliteit van het ruwe afvalwater, zoals geïllustreerd wordt door de volgende reactievergelijking.



Bij genoemde pH kan bij luchtinslag (CO_2) tussen voorbezinker en de biologische zuivering een neerslag van CaCO_3 worden gevormd. Bij de biologische zuivering wordt de hoge pH ($\leq 9,5$) van het toegevoerde water geneutraliseerd. Het gevaar blijft altijd aanwezig dat wanneer tijdelijk de pH toch te hoog oploopt, CaCO_3 -neerslag ontstaat en de beluchtingselementen bij 'diffused air aeration' verstopten. Als gevolg van de kalkdosering bij voorprecipitatie neemt de slibproductie toe met een factor 2-3. Evenwel stijgt het slibvolume slechts met 25-50 %, omdat het slib zich beter laat indikken (> 7 % droge stof). De BOD-reductie bij de voorbezinking neemt hierbij toe van 30 % tot 40 - 60 % [8, 22]. Het blijkt dat de geprecipiteerde P-verbindingen nauwelijks of slechts in zeer geringe mate in oplossing gaan bij anaerobe [10] of aerobe stabilisatie van het chemisch-biologische slib [13].

Naprecipitatie

Wanneer defosfatering met kalk plaatsvindt na de biologische zuivering van afvalwater kunnen zeer lage P-concentraties van ongeveer 0,2 - 0,3 mg/l bereikt worden. Hiertoe moet de pH-waarde opgevoerd worden tot ca. 11,5. Daarna wordt met behulp van een CO_2 behandeling ('rearbonatie') de pH van het effluent teruggebracht tot een aanvaardbaar niveau. Eventueel kan terugwinning van CaO en CO_2 worden toegepast bij grotere installaties. Naprecipitatie is een relatief dure vorm van defosfatering, maar zal toepasbaar zijn, als gestreefd moet worden naar de genoemde zeer lage P-concentraties. Een bijkomend voordeel van de tijdelijke hoge pH is een 'tamelijk' vergaande desinfectie van het gezuiverde afvalwater.

Na een contacttijd van een uur bij pH 11,5 blijken namelijk de colibacteriën vernietigd [11]. Zware metalen, zoals koper, cadmium, nikkel e.a., worden hierbij tevens neergeslagen en met het kalkslib afgevoerd. Een verschuiving in de zware metalen verdeling over het slib en het water treedt overigens ook op bij de voorprecipitatie (pH ca. 9,5) en de simultane precipitatie bij pH ca. 8,5, zoals in hoofdstuk 5.3 zal worden aangegeven.

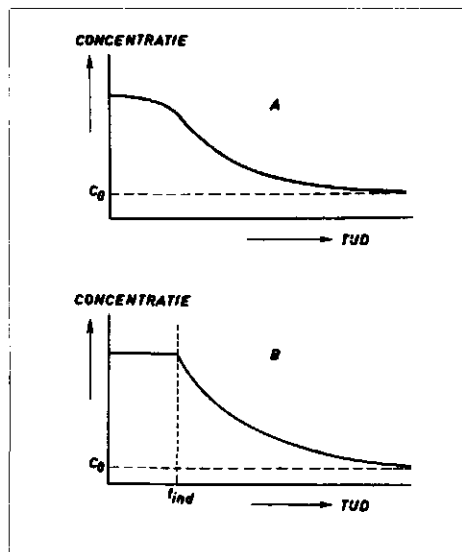
Simultane precipitatie

Bij simultane precipitatie van fosfaten met kalk tijdens het biologische zuiveringsproces zal, als gevolg van de (maximaal) toepasbare pH van ca. 8,5 het fosforgehalte van het effluent in het algemeen niet beneden 2 mg/l kunnen dalen. Mede gezien de eerder genoemde bezwaren van mogelijke verstoppingen van de beluchtingselementen en de eis voor lagere P-concentraties in het effluent, is ons in het buitenland (bijv. Zweden — voornamelijk 'diffused air aeration') geen toepassing van kalk bij een simultaan precipitatieproces bekend. Bij oppervlaktebeluchters (oxydatiesloot, carrousel) speelt dit probleem niet. Geen enkel precipitatiemiddel is in alle opzichten superieur aan de andere chemicaliën (zie bijv. [2 en 10]). Over het gebruik en de toepassing van Fe- en Al-verbindingen bij diverse uitvoeringsvormen is reeds veel bekend. Dit geldt eveneens voor kalk bij de voor- en naprecipitatiemethoden. In de volgende hoofdstukken worden de mogelijkheden van de simultaanprecipitatie van fosfaten met behulp van kalk nader aangegeven en vervolgens de resultaten van het IG-TNO-onderzoek vermeld.

Afb. 1 - Reactiekinetiek bij kristallisatiereacties.

A - algemeen beeld.

B - geïdealiseerd beeld met inductieperiode en een periode met kristalgroei.

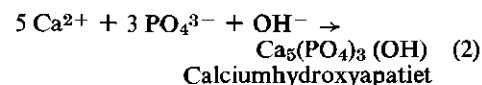


4. Simultane precipitatie door middel van kalk

Algemeen kan gesteld worden, dat bekende fysisch-chemische constanten, zoals het oplosbaarheidsproduct van de geprecipiteerde fosfaten, meestal niet in voldoende betrouwbare mate toepasbaar zijn bij de zuivering van afvalwater, bijv. bij het actief-slibproces. Het is vaak niet duidelijk of er sprake is van precipitatie, flocculatie, absorptie of adsorptie of een combinatie hiervan. Daarnaast geldt dat ook het type calcium-fosfaatverbinding, dat precipiteert, niet altijd goed te omschrijven is. De meest in aanmerking komende verbindingen zijn: dibasisch calciumfosfaat CaHPO_4 ; Apatiet-verbindingen $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{X}$, met name hydroxyapatiet $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$; en tricalciumfosfaat $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Het calciumhydroxyapatiet wordt echter als voornaamste verbinding gezien. Het heeft een theoretische molecuulverhouding $\text{Ca} : \text{P} = 1,67$, maar deze verhouding kan variëren tussen 1,3 en 2,0. Dit aspect en de moeilijkheden, die ontstaan bij het kristallografisch onderzoek in actief-slib illustreren de problemen bij de juiste identificatie van de calciumfosfaatverbindingen [7].

4.1. Mechanisme

Ferguson et al [16] hebben op laboratoriumschaal met modelvloeistoffen (CaCl_2 , NaH_2PO_4 en NaHCO_3 -oplossingen) uitgebreide onderzoeken verricht naar de calciumfosfaatprecipitatie bij geringe pH verhoging (pH = 8). Bij benadering is de volgende reactievergelijking van toepassing:



Het precipitatieproces kan in de kristal-groeiperiode (zie afb. 1) worden beschreven door:

$$-\frac{dC}{dt} = k \cdot s \cdot (C - C_0)^n \quad (3)$$

waarin:

- n: orde van reactie;
- s: beschikbaar kristaloppervlak;
- C: concentratie van de limiterende reactant (PO_4^{3-});
- C_0 : evenwichtsconcentratie;
- t: tijd na de inductieperiode.

Uit het oplosbaarheidsproduct kan worden afgeleid, dat C_0 verwaarloosbaar klein is. Wordt s als constant beschouwd, dan gaat (3) over in (4)

$$-\frac{dC}{dt} = k \cdot C^n \quad (4)$$

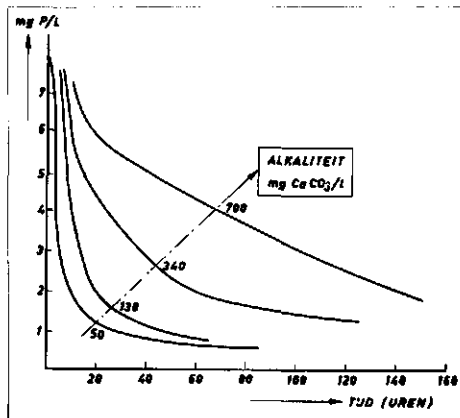
Voor de hiervoor genoemde chemisch gedefinieerde oplossingen werd voor de

reactie-orde gevonden $n = 2,7$ [16], andere literatuur waarden geven aan 1,9 - 2,0 [19]. Het effect van bicarbonaat op de precipitatie van calciumfosfaten is aanzienlijk. Ook bij pH = 8,0 blijkt bij hogere bicarbonaatconcentratie (700 mg CaCO₃/l) calciet (CaCO₃) te worden gevormd (zie afb. 2). Hoewel fosfaatprecipitatie bij geringe pH verhoging in een batch systeem een langzaam proces is en een lange inductieperiode heeft, kan de benodigde tijd aanzienlijk worden verkort door uit te gaan van calciumhydroxyapatiet kristallen. Dit kan geschieden in een continu systeem met terugvoer van kristallen [16] of door toepassing van een vast bed waarin genoemde kristallen aanwezig zijn [19]. Het principe wordt geïllustreerd in afb. 3.

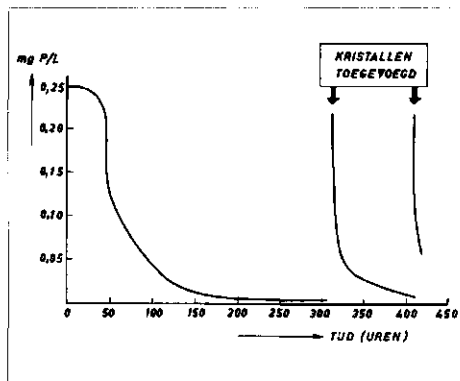
Voor toepassingen van de aangegeven principes bij de afvalwaterzuivering in een simultaanproces moeten ten aanzien van verwachtingen over de fosfaatverwijdering een aantal effecten worden beschouwd. Zo is de rol van de polyfosfaten, die geadsorbeerd kunnen worden aan het kristaloppervlak en de kristallisatieprocessen kunnen beïnvloeden, en van het aanwezige organisch materiaal bij de defosfateringsprocessen niet te voorspellen. De aanwezigheid van geringe hoeveelheden fluoride zal theoretisch de fosfaatverwijdering moeten vergroten, omdat dan calciumfluoride-apatiet wordt gevormd. Deze verbinding heeft een kleiner oplosbaarheidsproduct dan calciumhydroxyapatiet. Ferguson et al [19] vonden, dat magnesium een nadelige invloed had bij calciumprecipitatie en beschouwen 24 mg/l als maximale waarde, waarbij de fosfaatverwijdering nog niet sterk wordt benadeeld. Bij pH 8,0 en daarboven zal ook calciumcarbonaat precipiteren. De mate waarin wordt bepaald door de alkaliteit van het afvalwater. Een modelstudie over de rol van CO₂ bij de calciumfosfaatprecipitatie wordt gegeven in [18].

4.2. Precipitatie-experimenten

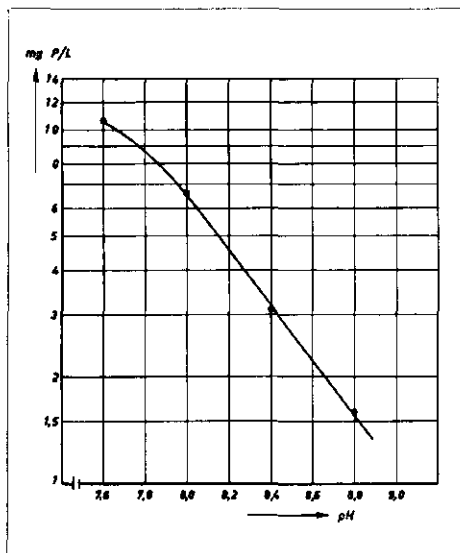
In het licht van de voorgaande beschouwingen is het duidelijk dat slechts experimenteel kan worden vastgesteld wat de mogelijkheden zijn van simultane defosfatering met kalk. In dit hoofdstuk worden de voornaamste resultaten van eigen precipitatie-experimenten [26] samengevat, die uitgevoerd zijn op 20 l schaal. De proeven zijn uitgevoerd met het actief-slib mengsel van de continue oxydatie-denitrificatie-inrichting van het IG-TNO (500 i.e.) waarin reeds gedurende een jaar kalk gedoseerd werd. Dit slib bevat dus de gewenste kristallen van calcium hydroxyapatiet en eventuele andere calcium c.q. fosfaatverbindingen. In tegenstelling tot de chemisch gedefinieerde oplossingen, die bij de andere studies zijn gebruikt (zie hfd. 4.1) kunnen de proces-



Afb. 2 - De invloed van de alkaliteit (als mg CaCO₃/l) op de kristallisatiesnelheid bij pH = 8 (naar lit. [16]).



Afb. 3 - Invloed van toevoeging van kristallen op de snelheid van de calciumfosfaatprecipitatie [17].



Afb. 4 - Laboratoriumproeven. Verband tussen P-gehalte en pH.

omstandigheden, zoals de samenstelling van het slib slechts globaal worden aangegeven. De praktische toepasbaarheid is daarentegen zeer groot, zoals uit de resultaten zal blijken. Het specifiek toegevoerde vermogen aan de slib suspensie in het 20 l vat, komt overeen met de waarde voor zeer laag belaste

actief-slibsystemen en bedraagt ca. 12 W/m³. De meentijd kan worden berekend op ongeveer 20 sec. De tijd benodigd voor monsternamen en filtratie bedraagt ca. 30 sec. Hieruit volgt, dat geen betrouwbare waarnemingen mogelijk zijn kort nadat calcium- en fosfaatverbindingen aan het slib in het meetvat worden toegevoegd.

Eind-fosfaatconcentratie en precipitatie-snelheid.

Het blijkt, dat de precipitatie-snelheid erg hoog is. Binnen enkele minuten wordt bij pH = 8,0 - 8,8 de eind-P-concentratie bereikt. In afb. 4 is het verband tussen het P-gehalte en de bijbehorende pH weergegeven. De laboratoriumresultaten sluiten goed aan bij de bedrijfsresultaten van de continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting (zie ook hfd. 5 en afb. 6).

Type calciumfosfaatverbinding

Wanneer Ca²⁺- en PO₄³⁻-ionen aan het actief-slibmengsel worden toegevoegd kan uit de afname van de calcium- en fosfaatconcentraties de Ca/P verhouding van het neerslag worden berekend. Voor de Ca/P mol. verhouding wordt 1,7 - 1,8 gevonden. Wanneer de theoretische Ca/P mol-verhoudingen van Ca₅(PO₄)₃(OH), Ca₃(PO₄)₂ en Ca HPO₄ resp. 1,67 - 1,50 - 1,00 worden vergeleken met de gevonden resultaten, dan is de vorming van calciumhydroxyapatiet aannemelijk.

Oplosbaarheidsproduct.

In het afvalwater of effluent van een zuiveringsinstallatie zijn de concentraties aan PO₄³⁻ en Ca²⁺ meestal dermate hoog, dat gesproken kan worden van een oververzadigde calciumfosfaatoplossing. Bij pH verhoging moet een kritische waarde overschreden worden, waarbij calciumfosfaat wordt gevormd. Voor de pH verhoging wordt in verband met de prijs Ca(OH)₂ in plaats van NaOH toegepast. Het begrip 'oververzadigd' wordt hier betrokken ten opzichte van het oplosbaarheidsproduct van chemisch-gedefinieerde verbindingen. Uit de laboratoriumexperimenten werden schijnbare oplosbaarheidsproducten berekend met behulp van betrekkingen die uit de dissociatie-evenwichten kunnen worden afgeleid [24].

Hieruit volgt voor het schijnbare oplosbaarheidsproduct een waarde van ongeveer $\text{pk}_{\text{sp}} = 43$, hetgeen aanzienlijk groter is dan $\text{pk}_{\text{sp}} = 57,5$ zoals voor zuiver Ca₅(PO₄)₃(OH) wordt aangegeven. Berekeningen over te verwachten P-concentraties zijn erg onbetrouwbaar, voor praktische toepassing bij afvalwaterzuivering is de experimentele benadering te verkiezen.

4.3. Plaats van kalkdosering

Wanneer kalk toegevoegd wordt aan een actief-slibmengsel in een oxydatiesloot of in een ander systeem dan is mede als gevolg van de biologische oxydatie (koolzuurproductie) de kans op de vorming van grote hoeveelheden CaCO_3 aanwezig. Immers ter wille van de fosfaatverwijdering zal bij een verhoogde pH moeten worden gewerkt. Het doel van de kalktoevoer is in de eerste plaats de pH te verhogen; er is meestal reeds een overmaat aan Ca^{2+} aanwezig. Bij directe dosering in een oxydatiesloot bijv., wordt de kalk derhalve weinig efficiënt gebruikt. Deze bevindingen worden eveneens vermeld in [14].

Bij de installaties van het IG-TNO wordt kalk tussen de belichtingsruimte en de nabezinker, dus direct na de biologische oxydatie gedoseerd. Hierdoor wordt plaatselijk in het systeem een hogere pH bereikt waarbij de fosfaatprecipitatie zeer snel kan geschieden (zie hfd. 4.2). Als vergelijking worden in de volgende hoofdstukken andere variaties in de plaats van de kalkdosering vermeld. Hieruit zal ook blijken, dat de eerdergenoemde wijze van kalktoevoer duidelijk de voorkeur heeft.

4.4. Slibproductie

Een schatting kan worden gemaakt van de minimale toename in slibproductie bij simultane defosfatering in zeer laag belaste actief-slibinstallaties.

Uitgangspunten:

- per i.e. 3,5 g P/dag;
- zonder extra maatregelen 30 - 40 % P verwijdering;
- als gevolg van defosfatering stijgt deze waarde tot 90 %;
- 40 g slib/i.e. dag is de normale slibproductie;
- het fosfaat precipiteert als $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$.

Bij defosfatering tot 90 % P reductie wordt per dag per inwoner een extra hoeveelheid van $(0,90 - 0,35) \times 3,5 = 1,93$ g P verwijderd. Per g P ontstaat 5,4 g $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})$. Als extra hoeveelheid chemisch slib wordt derhalve ruim 10 g gevonden. Hierdoor neemt de slibproductie toe van 40 tot minimaal 50 g i.e. dag. Uit metingen aan de installaties, zoals vermeld in hfd. 5 en 6, blijkt dat in de praktijk, als gevolg van bijv. CaCO_3 vorming, op een slibproductietoename van ca. 20 g moet worden gerekend. Deze waarde is aanzienlijk lager dan eerder vermeld werd bij voorprecipitatie (toename van slibproductie met een faktor 2 à 3). Afgezien van de toename in slibproductie, die niet veel meer is dan de toename in

slibproductie bij het gebruik van Fe- en Al-verbindingen, moet met name ook de slibverwerking worden beschouwd. Dit aspect wordt in een separaat verslag behandeld.

5. Toepassing van kalk in de 500 i.e. continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting van het IG-TNO

Voor een overzicht van de installatie, bedrijfsresultaten sinds medio 1974 en andere gegevens wordt verwezen naar de IG-TNO rapporten A 76 en A 77 [23, 24] of de voorafgaande publicatie [32]. Het processchema wordt nogmaals gegeven in afb. 5. In dit verslag zijn de meest relevante gegevens opgenomen, die de defosfateringsmethode betreffen. Tenzij anders wordt vermeld vindt de kalktoevoer plaats in bak 5; die tussen de nitrificatie- en denitrificatiebakken en de nabezinker is gesitueerd.

5.1. pH en P-concentratie

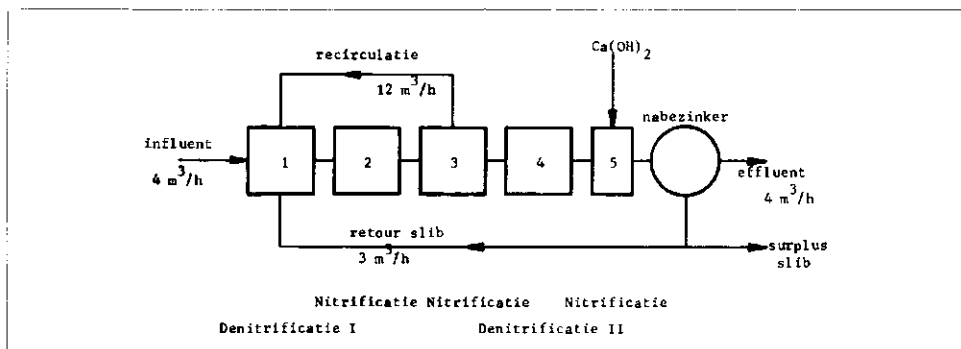
Het verband tussen de effluent P-concen-

traties en de pH is weergegeven in afb. 6. De bedrijfsresultaten sluiten goed aan bij de laboratoriumexperimenten. Het is duidelijk, dat bij pH = 8,5 de haalbare P-concentratie niet onder 2 mg/l zal liggen. Simultane precipitatie met kalk wordt als proces aantrekkelijker naarmate het afvalwater een hogere P-concentratie heeft. De pH waarde bepaalt immers in hoge mate de eindfosfaatconcentraties, zodat de procentuele P-reductie toeneemt naarmate de P-concentratie in het toegevoerde afvalwater stijgt. De hoeveelheid kalk die vereist is om de gewenste pH verhoging te bereiken hangt af van dit afvalwater en de wijze waarop de kalk gedoseerd wordt (hfd. 5.3).

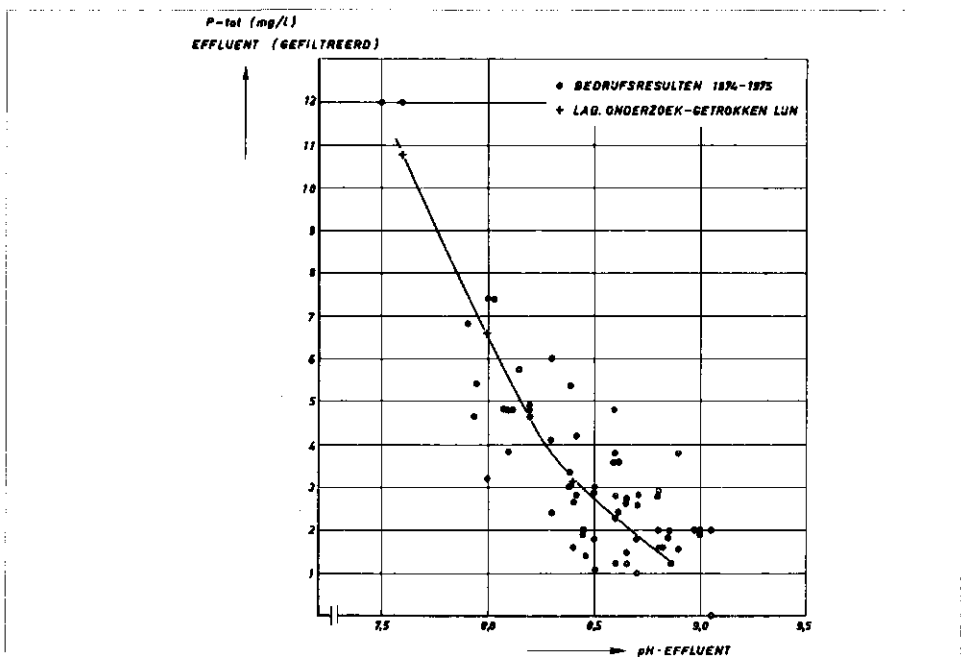
5.2. Vergelijking met oxydatiesloot zonder defosfatering (effluent, slib, zware metalen)

In de periode juni 1975 - januari 1976 is het slib van de IG-TNO oxydatiesloot (zonder kalkdosering) en van de continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting belast met gemiddeld 143 g COD/kg org. stof . dag.

Afb. 5 - 500 i.e. zuiveringsinrichting van het IG-TNO, Delft.



Afb. 6 - Fosfaatverwijdering in de cont. oxydenitro inrichting (Fosforeindconcentraties vs. pH).



Het influent heeft een gemiddelde COD concentratie van 405 mg/l, terwijl de COD : N-Kj : P-verhouding 100 : 12 : 3,5 bedraagt. Bij een aantal steekmonsters van het influent wordt 10 - 15 mg/l Mg gemeten, hetgeen duidelijk beneden de grenswaarde ligt die in hoofdstuk 4.1 wordt vermeld.

I. P-eliminatie

Voor de P-reductie, die bij kalkdosering afhankelijk is van de pH wordt verwezen naar de vorige paragraaf. Voor de oxydatiesloot wordt, zonder extra defosfateringsmaatregelen, ca. 30 % P-reductie gevonden.

II. COD-reductie

De COD-reductie van beide installaties ontlopen elkaar niet veel. Als COD waarden worden in de gefiltreerde effluent monsters gemiddeld 27 resp. 31 mg/l gevonden voor de continue oxydatie denitrificatie zuiveringsinrichting resp. oxydatiesloot. De COD reductie bedraagt derhalve 93 en 92 %.

III. N-verwijdering

Voor de resultaten die bereikt worden bij de stikstofverwijdering in de continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting wordt verwezen naar de eerder genoemde rapporten. Hier zij opgemerkt dat in deze periode bij de twee installaties ongeveer 23 % van de toegevoerde N-Kj wordt geassimileerd in het slib.

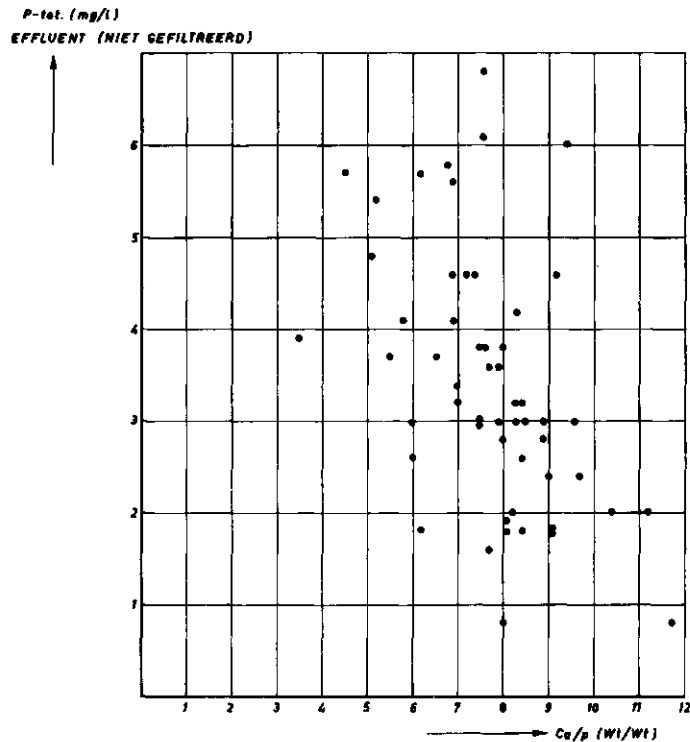
IV. pH, alkaliteit en Ca²⁺-concentratie

In de volgende tabel zijn de gemiddelde waarden opgenomen van de pH, alkaliteit en Ca²⁺ concentraties van het influent en effluent.

TABEL IV - Enkele analyses van de periode juni 1975 - januari 1976.

	pH	Ca ²⁺ (mg/l)	alkaliteit als CaCO ₃ (mg/l)
Influent	7,7	81	390
Effluent-Continue oxydenitr. + defosfatering	8,5	140	365
Effluent oxydatiesloot zonder defosfatering	7,1	75	105

In de genoemde periode is aan de continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting kalk toegevoegd overeenkomend met 95 - 115 mg/l als Ca²⁺. Dit komt overeen met een verhouding van Ca/P ≈ 7,5 (Wt/Wt) op basis van de toegevoerde kalk en het fosfor uit het influent. In afb. 7 is de Ca/P-verhouding uitgezet tegen de P-concentratie in het effluent. Het blijkt dat voor het gebruikte afvalwater bij Ca/P ≥ 7 een P-gehalte van ca. 2 - 3 mg/l en een pH waarde van ongeveer 8,5 (zie afb. 6) wordt bereikt.



Afb. 7 - Fosfaatverwijdering in de cont. oxydenitro inrichting Ca-dosering (Fosforeindconcentraties v.s. P-tot influent).

TABEL V - Slibgegevens — gemiddeld over de periode juni 1975 - januari 1976.

	slibproductie g/100 g COD influent			slibanalyse			
	droge stof	org. stof	% as	COD (g/g d.s.)	N (mg/g d.s.)	P (mg/g d.s.)	Ca (mg/g d.s.)
Cont. oxydenitro + defosfatering	60	32	47	0,79	45	44	168
Oxydatiesloot zonder defosfatering	38	27	28	1,14	71	28	38

V. Slibproductie en samenstelling

In tabel V wordt de gevonden slibproductie en gemiddelde samenstelling over de genoemde periode opgegeven.

In de twee halfjaarlijkse perioden die hieraan voorafgingen bedroeg de droge stofproductie resp. organische stof productie van de ODN 53 resp. 32 g/100 g COD en 55 resp. 33 g/100 g COD. Het calcium- en asgehalte lag in deze periode lager. Bij het IG-TNO onderzoek is de pH niet optimaal geregeld ter plaatse van de kalkdosering om zodoende te komen tot relaties tussen pH en P-gehalten. Zo is onder meer een aantal weken op pH ≈ 9 gewerkt. Het kalkgehalte in het slib stijgt dan sterk als gevolg van de toename van CaCO₃ neerslag. Samenvattend kan gesteld worden, dat bij de simultane fosfaatprecipitatie de kalk bij pH ≈ 8,5, waarbij de kalk tussen de biologische zuivering en de nabezinking wordt gedoseerd een toename in slibproductie van 15 - 20 g verwacht kan worden.

Hiervan is globaal de helft aanwezig als Ca₅(PO₄)₃OH en de helft als CaCO₃.

VI. Zware metalen

Gedurende de periode februari-mei 1975 zijn een aantal zware metalen in het influent en de effluenten bepaald. Voor Zn, Cu, Fe en Pb is nagegaan hoe de fosfaatprecipitatie in combinatie met de verhoogde pH de zware metalenverdeling tussen het effluent en het slib beïnvloedt. Als gevolg van de verhoogde pH is te verwachten, dat afhankelijk van de oplosbaarheid van de metaalhydroxyden, het effluent van de continue oxydatie-denitrificatie-zuiveringsinrichting (incl. defosfatering) minder zware metalen zal bevatten. De resultaten van het onderzoek zijn opgenomen in tabel VI. Uit deze tabel blijkt een interessant nevenaspect van de fosfaatverwijdering bij de verhoogde pH. Het gehalte aan de hier onderzochte zware metalen in het effluent

TABEL VI - Zware metalen in influent en niet gefiltreerde effluënten (gemiddeld over periode februari - mei 1975).

Metaal	Influent				Effluent (niet gefiltreerd) Oxydatiesloot				Effluent (niet gefiltreerd) cont. oxydenitro + kalk			
	Zn	Cu	Fe	Mn	Zn	Cu	Fe	Mn	Zn	Cu	Fe	Mn
Conc. (mg/l)	0,60	0,77	3,2	0,59	0,37	0,27	0,78	0,32	0,06	0,04	0,24	0,22
% t.o.v. influent	100	100	100	100	62	35	25	54	10	5	8	37
pH gemiddeld	Ca 7,7				7,1				8,8			

van de denitrificatie en defosfateringsinstallatie is aanzienlijk lager dan in het effluent van de oxydatiesloot. Bij Mn^{2+} , dat het grootste oplosbaarheidsproduct van de hier genoemde metaalhydroxyden heeft, is het verschil geringer.

5.3. Plaats van kalkdosering

Onder vergelijkbare omstandigheden, influentdebiet 4 m³/h en 22 kg kalk/dag, zijn gedurende een aantal weken variaties aangebracht in de plaats waar de kalk wordt gedoseerd. In tabel VII zijn de gemiddelde pH- en ortho-P-waarden opgenomen die op diverse plaatsen in het systeem werden gemeten.

TABEL VII - Effect van plaats van kalkdosering.

	kalkdosering in					
	bak 1		bak 4		bak 5	
	P-ortho (mg/l)	pH	P-ortho (mg/l)	pH	P-ortho (mg/l)	pH
Bak 1	2,3	8,35	4,8	8,2	5,7	8,05
Bak 2	3,3	8,0	4,6	8,2	7,3	7,9
Bak 3	3,7	7,9	4,4	8,1	7,3	7,75
Bak 4	3,8	8,0	2,8	8,6	7,6	7,8
Bak 5	3,8	7,9	3,1	8,4	1,8	8,4
Effluent	3,7	7,95	3,2	8,3	1,9	8,45

Uit de resultaten blijkt nogmaals de samenhang tussen pH en fosfaatconcentratie in het water. Indien de kalk op zodanige wijze wordt toegevoerd, dat het maximale effect voor wat betreft pH verhoging wordt bereikt, dan gaat daar een overeenkomstig lage P-concentratie mee gepaard. Bij kalkdosering in bak 1 wordt ter plaatse de hoogste pH gevonden, het effluent heeft een duidelijk lagere pH en hogere P-concentratie. Bij kalkdosering in bak 4 worden dezelfde resultaten gevonden. Bij het systeem dat normaal wordt aangehouden, te weten kalkdosering in bak 5, blijkt dat de kalkdosering of de defosfatering daar het best geschiedt.

6. Toepassing van kalk in de 500 i.e. oxydatiesloot van het IG-TNO

Ten aanzien van de vereiste pH, de benodigde hoeveelheid kalk (Ca/P verhouding van het afvalwater) en de wijze van kalkdosering sluiten de bevindingen die met de oxydatiesloot bereikt zijn goed aan bij de

resultaten met de continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting. Om defosfatering op de hier aangegeven wijze toe te passen is denitrificatie dus geen voorwaarde [31].

7. Samenvatting en conclusies

Na een algemene beschouwing over de toepassing van kalk bij defosfatering wordt in dit verslag ingegaan op de theoretische aspecten van simultaan defosfateren met kalk. Uit precipitatie-experimenten blijkt dat het defosfateringsproces zeer snel verloopt. De kalk, die als primaire functie de verhoging van de pH heeft, kan het beste worden toegevoerd tussen het biologische zuiveringsgedeelte en de nabezinker.

Dit blijkt uit ervaringen met de continue oxydatie denitrificatie zuiveringsinrichting en de oxydatiesloot. Op deze wijze wordt bij pH verhoging tot ca. 8,5 een P-concentratie in de vloeistof bereikt van 2 - 3 mg/l. Naarmate de fosfaatconcentratie van het influent toeneemt zal ook de procentuele P-reductie toenemen.

Ten opzichte van de slibproductie bij de oxydatiesloot wordt bij het simultane kalkproces 15-20 g/100 g COD van het influent meer slib geproduceerd, hetgeen een toename in slibproductie betekent van ongeveer 50 %.

Het biologische zuiveringsproces wordt niet gestoord door de hogere pH die bij het simultane kalkproces in bepaalde delen van het systeem heerst. De COD reductie blijft ca. 93 %. Als gevolg van de hogere pH bevat het effluent van de continue oxydatie denitrificatie zuiveringsinrichting aanzienlijk minder zware metalen dan het effluent van de oxydatiesloot zonder defosfatering met kalk. Voor zink bijv. worden verwijderingspercentages van 90 % resp. 38 % gemeten. De alkaliteit van het influent bedroeg in de tweede helft van 1975 gemiddeld 390 mg/l als CaCO₃ (pH = 7,7). De alkaliteit van het effluent van de continue oxydatie-denitrificatie zuiveringsinrichting en van de oxydatiesloot bedroegen gemiddeld resp. 365 mg/l als CaCO₃ (pH = 8,5) en 105 mg/l als CaCO₃ (pH = 7,1).

Het in dit verslag beschreven proces biedt goede mogelijkheden voor niet erg verdund afvalwater. Naarmate de fosfaatconcentratie

van het influent toeneemt, zal de P-reductie procentueel gezien toenemen. Het P-gehalte van het effluent zal echter niet lager dalen dan tot 2 - 3 mg/l. Is dit onvoldoende dan moet of op andere wijze met kalk worden gedefosfateerd (bijv. naprecipitatie) of moeten andere chemicaliën worden toegepast.

In meer of mindere mate werd aangroei van calciet (CaCO₃) kristallen in de effluentleidingen waargenomen. Bij toepassing van 'diffused air' beluchtingselementen bestaat de mogelijkheid van verstoppingen, waardoor bij gebruik van dit type beluchting de voorkeur zal gegeven kunnen worden aan andere chemicaliën dan kalk.

Opmerking

Dit verslag is in grote lijnen de weergave van IG-TNO rapport A 79 [31].

Literatuur

1. Rapport van de Subgroep B van de fosfaatwerkgroep van de Sectie Milieuchemie van de KNCV. *Biologische gevolgen van de fosfaat-toevoer naar het Nederlandse oppervlaktewater.*
2. Rapport van Subgroep C van de fosfaatwerkgroep van de Sectie Milieuchemie van de KNCV. *Maatregelen tot vermindering van de fosfaatbelasting van het Nederlandse oppervlaktewater.*
3. o.a. Karper, R. en Dirkzwager, A. M. (1975). H₂O (8), nr. 4, 66-71. *Onderzoek inzake de fosfaatverwijdering uit afvalwater te Elburg en Harderwijk.* Rapport no. 4, RIZA.
4. o.a. Teerink, J., Geest, G. A. P. van, en Authier, L. (1974). Hoogheemraadschap van Rijnland, Technische Dienst afdeling chemie en technologie Ct 1974-8. *2e interimrapport over Rijnlands werkzaamheden op het gebied van fosfaatverwijdering uit afvalwater.*
5. OECD — Environment Directorate — Paris. 1974. *Wastewater treatment processes for phosphorus and nitrogen removal.*
6. Cecil, L. K. (1971). EPA-R2-72-034. *Evaluation of processes available for removal of phosphorus from wastewater.*
7. Morgan, W. E. and Fruh, E. G. (1972). EPA-R2-72-031. *An investigation of phosphorus removal mechanisms in activated sludge systems.*
8. Schmid, L. (1973). EPA-R2-73-159. *Pilot Plant demonstration of a lime-biological treatment.*
9. Leary, R. D. et al (1973). EPA-670/2-73-050. *200 mgd activated sludge plant removes phosphorus by pickle liquor.*
10. Environmental Protection Service Canada (1973). *Phosphorus removal design seminar - conference proceedings no. 1.*
11. Brouzes, R. J. P. (1972?). Environmental protection service - Canada. Project no. 72-5-8. *The use of lime in the treatment of municipal wastewater.*
12. Shannon, E. E. and Verghese, K. I. (1975). Environmental protection service - Canada, no. 4-WP-75-2. *Utilization of alumized red mud solids (ARMS) for phosphorus removal.*
13. Hamoda, M. F. and Ganczarczyk, J. (1975). University of Toronto. Dept. of Civ. Eng. Publication 75-12. *Aerobic digestion of sludges precipitated from sewage by lime additions.*
14. Schuster, G. und Heine, A. (1973). *Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft (Berlin - DDR).*

Das Verfahren der chemische Fällung zur elimination der Phosphorverbindungen aus häuslichem Abwasser.

15. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser. (1975). H. 17. *Phosphor- und Stickstoffeliminierung im technischen Massstab.* (Symposium.)

16. Ferguson, J. F., Jenkins, D. and Eastman, J. (1973). *JWPCF* (45), nr. 4, 620-631. *Calcium-phosphate precipitation at slightly alkaline pH values.*

17. Jenkins, D., Ferguson, J. F. and Menar, A. B. (1971). *Water Research* (5), 369-389. *Chemical processes for phosphate removal (review).*

18. Deboice, J. N. and Thomas, J. F. (1975). *JWPCF* (47), nr. 9, 2246-2255. *Chemical treatment for phosphate control.*

19. Zolttek, J. (1974). *JWPCF* (46), nr. 11, 2498-2519. *Phosphorus removal by orthophosphate nucleation.*

20. Morgan, W. E. and Fruh, E. G. (1974). *JWPCF* (46), nr. 11, 2486-2497. *Phosphate incorporation in activated sludge.*

21. Carberry, J. B. and Tenney, M. W. (1973). *JWPCF* (45), nr. 12, 2444-2462. *Luxury uptake of phosphate by activated sludge.*

22. Klages, G. W. and Meyer, B. (1975). *GWF-Wasser/Abwasser* (116), H.8, 370-372. *Untersuchungen zur Abwasserentphosphatung durch Einsatz von Kalk.*

23. Heide, B. A. (1975) IG-TNO A 76. *Aerobe en verdergaaende zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief-slibsystemen. Stikstofverwijdering door middel van biologische denitrificatie; deel 1.*

24. Heide, B. A. (1975) IG-TNO A 77. *Idem, deel II.*

25. Bouveng, H. O. (1974). *Pure and Applied Chemistry* (37), nr. 3, 329-341. *Combined chemical-biological treatment studies.*

26. Kloet, R. (1975) *Fosfaatverwijdering uit huishoudelijk afvalwater met behulp van kalk.* (Afstudeeropdracht van HTS Amsterdam verricht bij het IG-TNO).

27. Stumm, W. and Morgan, J. J. (1970). *'Aquatic Chemistry'*. Wiley-Interscience New York.

28. Perry, R. H. and Chilton, C. H. (1973). *Chemical Engineers Handbook 5th Ed.* McGraw-hill - New York.

29. Voncken, R. M. (1966) Thesis, TH-Delft.

30. International Lime Conference. Berlin, May 1974.

31. Heide, B. A. en Kampf, R. (1976). IG-TNO A 79. *Aerobe en verdergaaende zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief-slib systemen. Fosfaatverwijdering door middel van simultane precipitatie met kalk.*

32. Heide, B. A. (1977) *H₂O* (10), nummer nog nader te bepalen.

Biologische denitrificatie in zeer laag belaste actief-slibsystemen.



Nederlandse Vereniging voor Afvalwaterzuivering

Uit het NVA-bestuur

Tijdens de op 23 november 1976 gehouden vergadering van het algemeen bestuur is besloten via dit blad mededeling te doen over wat in de bestuursvergadering aan de orde is geweest. Ook zal worden bevorderd, dat mededelingen van de NVA-commissies op deze wijze onder de aandacht der lezers gebracht. In bovengenoemde bestuursvergadering zijn de volgende besluiten genomen:

— Het bestuur ging in principe akkoord met het voorstel van de Commissie Opleiding de syllabus, die gebruikt wordt op de cursus techniek afvalwaterzuivering, algemeen beschikbaar te stellen.

— Met genoegzaam nam het bestuur kennis van een voorstel van de Commissie Opleidingen tot het instellen van een voortgezette opleiding die aansluit op de bestaande klaarmeester-cursus. De Commissie zal worden uitgenodigd de voorstellen verder uit te werken en bij het van start gaan van de cursus de publiciteit te verzorgen.

— Bevorderd zal worden het contact tussen de opleidingscommissie van NVA en VEWIN, ten einde op z'n minst op de hoogte te zijn van elkaars activiteiten.

— Binnenkort zullen programmacommissie en -werkgroepen — ingesteld op voorstel van de Structuurcommissie — hun werkzaamheden aanvangen. Zij hebben tot taak het organiseren van ledenvergaderingen en excursies.

— Een kleine werkgroep is bezig met de organisatie van een excursie naar Duitsland, die in 1977 zal worden gehouden.

Hoger NVA-diploma waterkwaliteitsbeheer en techniek afvalwaterbehandeling

1. Algemeen

De NVA organiseert in samenwerking met PBNA een cursus op het terrein van het waterkwaliteitsbeheer en de afvalwaterbehandeling. De cursus wordt als een schriftelijke cursus gegeven; regelmatig worden mondelinge dagen belegd.

Met het oog op een zo goed mogelijke professionele aanpak heeft de NVA zich verzekerd van de samenwerking met een instituut voor schriftelijk onderwijs: PBNA

te Arnhem. De verantwoordelijkheid voor de inhoud van de lessen en het niveau van de cursus berust echter volledig bij de NVA, die hiervoor een commissie hoger NVA diploma heeft geïnstalleerd.

De eerste cursus is met ca. 75 cursisten in september 1976 van start gegaan.

2. Doel van de cursus

De cursus is bedoeld voor personen die een leidinggevende functie hebben op het gebied van het passieve of het actieve waterkwaliteitsbeheer bij waterschappen, zuiveringsschappen of bij de provinciale overheid. Ook degenen die zich op adviserend niveau bij de provinciale en rijksoverheid met problemen van de aanpak van de waterkwaliteit bezig houden, kunnen veel baat hebben van deze opleiding. Last but not least biedt deze opleiding de mogelijkheid aan leidinggevende functionarissen bij bedrijven en ingenieursbureaus om hun inzicht in deze materie te verdiepen. Deze cursus beoogt het inzicht in vooral een aantal aspecten rond te mogelijkheden van het oppervlaktewater tot het ontvangen van (gezuiverd) afvalwater te behandelen, terwijl veel aandacht zal worden geschonken aan de opzet van het zuiveren van afvalwater en de problemen die zich hierbij voordoen.

De opzet van de cursus is dan ook zodanig dat de opleiding pas goed gevolgd kan worden indien de vooropleiding tenminste op het HAVO-met scheikundepeil ligt (vroeger HBS-B). De cursus beweegt zich op het niveau HTS.

Indien deze eis bezwaren oplevert en men wel denkt voor de opleiding in aanmerking te komen, kan altijd in overleg een passend pakket bij PBNA worden samengesteld om de vereiste kennis op peil te brengen.

3. Inhoud van de cursus

De cursus omvat de volgende vakken:

- I. Milieubeheer (6 lessen).
- II. Milieuwetgeving (9 lessen).
- III. Ekologie/Biologie (1 les).
- IV. Scheikunde (mondelinge behandeling).
- V. Mikrobiologie (8 lessen).
- VI. Waterhuishouding Nederland (19 lessen).
- VII. Milieuzorg en verontreiniging van oppervlaktewater (10 lessen).
- VIII. Milieuzorg en bodemverontreiniging (7 lessen).
- IX. Milieuzorg en verontreiniging van buitenlucht (5 lessen).
- X. Milieuzorg en geluidhinder (2 lessen).
- XI. Riolering en behandeling van afvalwater (17 lessen).
- XII. Meten en bemonsteren (6 lessen).
- XIII. Procesbeheersing (6 lessen).
- XIV. Veiligheid (1 les).
- XV. Bedrijfsorganisatie (4 lessen).