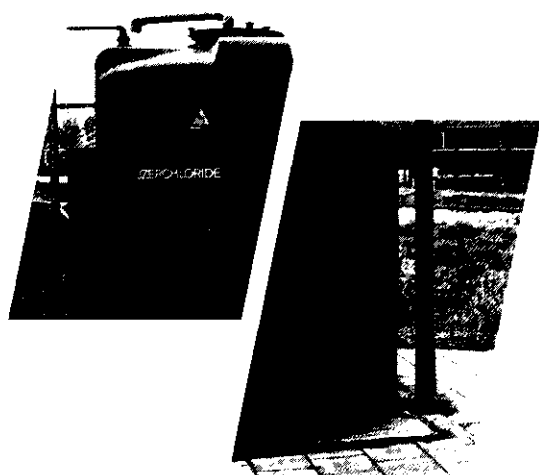


NN31050.91-3

1991-03

Werking en neveneffecten van simultane defosfatering in actief-slibsystemen



Werking en neveneffecten van simultane defosfatering in actief-slibsystemen



0000 0470 5766

9 OKT. 1991

Programma PN-1992

stora

Inhoud

1	SAMENVATTING	1
2	INLEIDING	4
3	STAND VAN ZAKEN	6
4	CHEMISCHE ASPECTEN BIJ TOEPASSING VAN SIMULTANE DEFOSFATERING	8
4.1	Chemische vorm van fosfaat	8
4.2	Chemie van de simultane defosfatering	8
4.3	Invloed van pH op fosfaatverwijdering	9
4.4	De pH-afhankelijkheid van de defosfatering en andere processen	10
5	BEREIKBARE FOSFAAT-EFFLUENTCONCENTRATIES	13
5.1	Invloed van de Me/P-verhouding	13
5.2	Toepassing van ijzer- en aluminiumhoudende defosfateringschemicaliën	15
5.3	Invloed van de zwevende-stofverwijdering	17
5.4	Invloed van het doseerpunt	18
5.4.1	doseerpunt voor drie-waardige metaalzouten	18
5.4.2	doseerpunt voor twee-waardige ijzerverbindingen	18
5.4.3	doseerpunt voor kalk	19
5.4.4	conclusies doseerpunten	19
5.5	Sturing van de chemicaliëndosering	20
6	INVLOED VAN DE SIMULTANE DEFOSFATERING OP HET ZUIVERINGSPROCES	22
6.1	De Slibvolume Index (SVI)	22
6.2	Nitrificatie	24
6.2.1	pH en alkaliteit	24
6.2.2	slibleeftijd en slibbelasting	26
6.2.3	invloed van metaalzouten op de nitrificatie	26
6.2.4	zuurstofgehalte	28
6.3	Invloed op de denitrificatie	29
6.4	BZV- en CZV-verwijdering	29
6.5	Slibproductie	30

6.6	Toevoer en verwijdering van metalen	32
6.6.1	toevoer van metalen als gevolg van chemicaliëndosering	32
6.6.2	verwijdering van metalen in het zuiveringsproces	33
6.6.3	metalen in het effluent	33
6.6.4	slibsamenstelling	33
7	INVLOED VAN DE SIMULTANE DEFOSFATERING OP DE SLIBVERWERKING	35
7.1	Slibindikking	35
7.2	Slibstabilisatie	37
7.2.1	aërobe slibstabilisatie	37
7.2.2	anaërobe slibstabilisatie	37
7.3	Slibconditionering	38
7.4	Ontwaterbaarheid	38
8	SIMULTANE DEFOSFATERING IN TWEETRAPSSYSTEMEN	41
8.1	Algemeen	41
8.2	Onderzoeksresultaten van tweetraps actief-slibsystemen	41
8.3	Onderzoeksresultaten van een actief-slib/oxydatiebedinrichting	42
9	CONCLUSIES	43
9.1	Fosfaatverwijderingsrendement en te bereiken effluentconcentratie	43
9.2	Effecten van simultane defosfatering op andere zuiveringsprocessen	44
9.3	Simultane defosfatering in een tweetrapsstelsel	46
9.4	Toepassing van simultane defosfatering op korte termijn	46
10	LITERATUUR	47
	BIJLAGEN:	
	I. Binnenlandse contacten	53
	II. Buitenlandse contacten	57
	III. Verband tussen totaal-fosfaat-effluentconcentratie en het gehalte zwevende stof in het effluent op verschillende Nederlandse zuiveringsinrichtingen	62

Ten geleide

In 1990 werd het STORA-onderzoek naar de verwijdering van fosfaat en stikstof op rioolwaterzuiveringsinrichtingen geïntensiveerd en versneld. Doel van het speciaal hierop gerichte spoedprogramma "PN 1992" - dat van de zuiverende waterkwaliteitsbeheerders een extra onderzoeksinspanning van zeven miljoen gulden in drie jaar vraagt - is het elimineren van onzekerheden en knelpunten in de thans operationele methoden en technieken. Dit om de zuiverende deelnemers in de STORA tijdig een voldoende beproefd instrumentarium te bieden om te kunnen voldoen aan de effluenteisen voor die stoffen in 1995 en later.

Onderdeel van het PN 1992-programma is het bepalen van de werking en de neveneffecten van simultane defosfatering in actief-slibsystemen. Simultane defosfatering kan andere processen in een actief-slibstelsel beïnvloeden. Naarmate effluenteisen meer aangescherpt worden, wordt het belangrijker te weten in welke mate zich die invloeden doen gelden. Het rapport voorziet in deze behoefte door Nederlandse praktijkgegevens en buitenlandse onderzoekresultaten te evalueren.

Het onderzoek werd door het algemeen bestuur van de STORA - op voorstel van de Stuurgroep PNs 1992* - opgedragen aan Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs (projectteam bestaande uit ir. D.M.E. Anink, ir. P. de Jong en ir. J. Slange) en namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit ir. J. Boschloo (voorzitter), ir. R.E.M. van Oers, ing. J.R. Starke, ir. P.J. Tessel en ing. P.P. Weesendorp.

Op basis van de resultaten is besloten tot vervolgonderzoek op (semi)praktijkschaal naar de invloed van het gebruik van FeSO_4 op de nitrificatiesnelheid, en naar mogelijkheden het zwevendstofgehalte te verminderen vanwege de relatief belangrijke P-bijdrage daaruit aan het P_{tot} -gehalte in het effluent.

Den Haag, mei 1991

De directeur van de STORA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

* De Stuurgroep PNs 1992 die tot dit project adviseerde, bestond uit:

ir. R. den Engelse (voorzitter), ir. J. Boschloo, ir. A.E. van Giffen, ir. C. Kerstens, ir. K.F. de Korte, ir. T. Meijer, ir. P.C. Stamperius, alsmede ir. W. van Starckenburg voor de coördinatie met het programma RWZI-2000.

Als technisch secretaris treedt op ir. P. de Jong van Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs

Als gevolg van het Rijn Actie Programma zullen de fosfaatlozingen op de Rijn in 1995 met 50 % moeten worden verminderd ten opzichte van 1985. Op korte termijn dient als gevolg hiervan op veel Nederlandse rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI's) te worden gedefosfateerd. De fosfaateisen zijn voor Nederland vastgelegd in een Algemene Maatregel van Bestuur (AMvB).

In dit rapport wordt de simultane defosfatering belicht. Deze techniek is relatief eenvoudig in te voeren en wordt reeds bij diverse Nederlandse oxydatiesloten en laagbelaste actief-slibsystemen toegepast. Simultane defosfatering verwijdert echter niet alleen fosfaat maar heeft ook invloed op andere zuiveringsprocessen in een actief-slibstelsel. Te denken valt aan een verhoging van de anorganische fractie van het actief-slib en een beïnvloeding van de nitrificatie en denitrificatie.

Gezien de ook in de toekomst te verwachten verscherping van de overige effluenteisen is het van belang te weten welke effecten de simultane defosfatering heeft en hoe groot deze effecten zijn op zuiveringsprocessen als de nitrificatie en denitrificatie en de BZV- en CZV-verwijdering.

Aan de hand van een inventarisatie van Nederlandse praktijkgegevens, aangevuld met buitenlandse onderzoeksresultaten, is gepoogd meer duidelijkheid te verschaffen in de effecten van de simultane defosfatering.

Uit de inventarisatie van de Nederlandse praktijkgegevens is naar voren gekomen dat op 23 RWZI's simultane defosfatering wordt toegepast. Deze techniek vindt veelal toepassing op zeer laag- tot laagbelaste actief-slibsystemen, met een slibbelasting van 0,02 - 0,12 kg BZV/kg d.s.d. Daarnaast wordt de techniek ook toegepast in de eerste trap van een aantal twee-trapssystemen. Als defosfateringschemicaliën wordt in hoofdzaak ijzersulfaat gebruikt, maar ook vinden ijzerchloride en afvalbeitsen toepassing.

Tevens is naar voren gekomen dat van de meeste RWZI's wel veel bemonsteringsgegevens aanwezig zijn, maar dat geen gericht onderzoek gedaan is naar de eventuele effecten van de simultane defosfatering op met name de nitrificatie en de denitrificatie. Soms ontbreken essentiële gegevens of zijn tegelijkertijd met de invoering van simultane defosfatering andere veranderingen opgetreden, zodat het alsnog vaststellen van eventuele effecten moeilijk is.

In het buitenland is met de simultane defosfatering ervaring opgedaan in Zwitserland (in combinatie met vlokingsfiltratie), Finland, Duitsland en Zweden (meer toepassing van pre- of post-precipitatie). Onderzoeksgegevens uit deze landen zijn gebruikt ter aanvulling van de Nederlandse praktijkgegevens.

Fosfaat is in het afvalwater in verschillende vormen aanwezig. De belangrijkste componenten zijn ortho-fosfaat en poly-fosfaat. Alleen ortho-fosfaat is direct chemisch te binden. Poly-fosfaat dient eerst in het zuiveringsproces te worden omgezet tot ortho-fosfaat alvorens het chemisch kan worden gebonden. Het neerslagproces wordt beïnvloed door de Me/P-verhouding, de pH en kinetische factoren die de omzettingssnelheid beïnvloeden.

De defosfateringschemicaliën (aluminium- en ijzerzouten) worden gedoseerd op basis van de Me/P-verhouding. Bij een Me/P-verhouding van circa 1,5 mol/mol ligt de ortho-fosfaatconcentratie in het effluent

lager dan 1 mg/l. Een Me/P-verhouding > 2 mol/mol heeft nog slechts een geringe extra verwijdering van ortho-fosfaat tot gevolg. Naast de ortho-fosfaat-concentratie wordt de totaal-fosfaatconcentratie in het effluent bepaald door de hoeveelheid fosfaatbevattend gesuspendeerd materiaal. Uit de praktijkgegevens blijkt dat met name deze laatste component er de oorzaak van is dat een effluentconcentratie < 1 mg P-totaal/l in een aantal gevallen niet kan worden bereikt.

Naast eerdergenoemde aspecten kan de fosfaatverwijdering worden beïnvloed door de aard van de chemicaliën (ijzer- of aluminiumzouten, zure of basische chemicaliën), het doseerpunt en de sturing van de chemicaliëndosering. De aard van de chemicaliën heeft met uitzondering van de basische aluminiumverbindingen geen invloed op de fosfaatverwijdering. Bij toepassing van basische aluminiumverbindingen lijken meer chemicaliën noodzakelijk om eenzelfde effluentconcentratie te bereiken als bij de dosering van andere chemicaliën.

De plaats van het doseerpunt heeft nauwelijks invloed op de fosfaatverwijdering. Dosering op meerdere plaatsen in de RWZI lijkt echter een iets betere fosfaatverwijdering te bewerkstelligen.

Bij de sturing van de chemicaliëndosering kan onderscheid worden gemaakt tussen een constant doseerdebiet, een debietgestuurde dosering en een vrachtgestuurde dosering. Met name deze laatste lijkt voordelen te bieden daar minder chemicaliën behoeven te worden gedoseerd, waardoor de jaarlijkse lasten en de slibproductie afnemen. Gezien de kosten van de on-line fosfaat-meetapparatuur en het onderhoud van deze apparatuur lijkt een dergelijke sturing alleen aantrekkelijk voor grote zuiveringen (> 100.000 i.e.) en zuiveringen met een fluctuerende fosfaat-aanvoer. Voor de overige RWZI's kan worden volstaan met een debietgestuurde chemicaliëndosering.

De toepassing van de simultane defosfatering heeft op vele processen in de zuiveringsinstallatie invloed. Zo daalt in het algemeen de SVI, met name bij dosering van aluminiumzouten. De grootte van de daling is echter niet op voorhand aan te geven.

De nitrificatie kan onder andere worden beïnvloed door een pH-daling als gevolg van de chemicaliëndosering. Tevens kan de nitrificatie afnemen door de extra slibproductie, doordat bij een gelijkblijvend drogestofgehalte in de aëratieruimte de biologische fractie in het slib afneemt. Hierdoor kan met name bij lage temperaturen de nitrificatie stagneren. Een daling van de biologische slibfractie kan worden gecompenseerd door het drogestofgehalte in de beluchting te verhogen. In hoeverre een verhoging van het drogestofgehalte de extra slibproductie kan compenseren, is afhankelijk van de optredende SVI-daling en de capaciteit van het zuiveringsproces.

Mogelijk kan de nitrificatie ook worden beïnvloed door de aanwezigheid van bepaalde defosfateringschemicaliën, met name ijzersulfaat. Het werkingsmechanisme hiervan is echter nog niet bekend. Om de nitrificatie op peil te houden kan het noodzakelijk blijken de zuurstoftoevoer te verhogen.

De simultane defosfatering heeft volgens de inventarisatie geen of nauwelijks invloed op de denitrificatie, de CZV- en BZV-verwijdering en de verwijdering van zware metalen.

De slibproductie neemt als gevolg van de simultane defosfatering toe. De chemisch-slibproductie is eenvoudig te berekenen. De extra organisch-slibproductie is moeilijk te begroten, doch is naar verwachting gering.

De samenstelling van het slib verandert sterk door toepassing van de simultane defosfatering. Naast het gedoseerde ijzer en aluminium neemt de vracht nikkel en chroom (bij toepassing van ijzerzouten) en nikkel en cadmium (bij toepassing van aluminiumzouten) gebonden in het slib toe. Deze metalen zijn als verontreinigingen aanwezig in de defosfateringschemicaliën. De concentraties zware metalen in het slib nemen af door verdunning, als gevolg van de extra slibproductie.

De invloed van de simultane defosfatering op de slibverwerking is niet of nauwelijks aanwezig. Slechts de ontwaterbaarheid van slib kan iets verbeteren.

Met de defosfatering op tweetrapssystemen kan een fosfaat-effluentconcentratie van 1 à 2 mg P-totaal/l worden bereikt. Defosfatering op de eerste trap lijkt het zuiveringsproces in de tweede trap niet te beïnvloeden.

Voor toepassing van de simultane defosfatering op korte termijn kan worden gesteld dat een fosfaat-effluentconcentratie van 1 à 2 mg P-totaal/l kan worden bereikt mede afhankelijk van de zwevende-stofconcentratie in het effluent. Daarnaast dient om een vergaande nitrificatie te kunnen waarborgen de extra slibproductie te worden gecompenseerd met een verhoging van de drogestofconcentratie in de aëratieruimte. Het zal van de plaatselijk omstandigheden afhangen of de verbetering van de SVI voldoende is om de extra slibproductie door middel van een verhoging van het drogestofgehalte in de aëratieruimte te kunnen compenseren zonder uitbreiding van de nabezinktank of het beluchtingsvolume.

Naar het zich laat aanzien verbetert de slibindikking niet als gevolg van toepassing van de simultane defosfatering. Als gevolg hiervan dient met name ten aanzien van de verblijftijd in de slibgistingstank rekening te worden gehouden met de extra slibproductie.

Als gevolg van het Rijn Actie Programma zullen de fosfaatlozingen op de Rijn in 1995 met 50 % moeten worden verminderd ten opzichte van 1985. Op korte termijn dient als gevolg hiervan op veel Nederlandse rioolwaterzuiveringsinrichtingen (RWZI's) te worden gedefosfateerd. De fosfaateisen zijn voor Nederland vastgelegd in een Algemene Maatregel van Bestuur (AMvB). De verschillende eisen uit de AMvB zijn in tabel 1 weergegeven.

Tabel 1 Fosfaateis volgens fosfaat-AMvB (Staatsblad 301, 1990).

i.e.	< 20.000	20.000-100.000	>100.000
I. Bestaande RWZI's			
1/7/90 - 1/1/95	geen eis	geen eis	geen eis
vanaf 1/1/95	2 mg P/l voortschr. gem. tenzij E \geq 75%	2 mg P/l voortschr. gem. tenzij E \geq 75%	1 mg P/l voortschr. gem. tenzij E \geq 75%
II. Nieuwe of uit te breiden RWZI's			
1/7/90 - 1/1/95	geen eis	2 mg P/l jaargem.	1 mg P/l jaargem.
vanaf 1/1/95	2 mg P/l voortschr. gem. tenzij E \geq 75%	2 mg P/l voortschr. gem.	1 mg P/l voortschr. gem.

E = verwijderingsrendement op basis van fosfaatvrucht in het totale beheersgebied, t.o.v. de influentvrucht in 1995.

Voor het bereiken van bovengenoemde eisen zijn chemische, biologische en andere defosfateringstechnieken beschikbaar. In dit rapport wordt de simultane defosfatering belicht. Deze techniek is relatief eenvoudig in te voeren en wordt reeds bij diverse Nederlandse oxydatiesloten en laagbelaste actief-slibsystemen toegepast.

Simultane defosfatering verwijdert echter niet alleen fosfaat maar heeft ook invloed op andere zuiveringsprocessen in een actief-slibstelsel. Te denken valt aan een verhoging van de anorganische fractie van het actief-slib, een beïnvloeding van de nitrificatie en denitrificatie en afzetting van het chemisch slib in de beluchtingselementen.

Probleemstelling

Vragen die bij het toepassen van simultane defosfatering een belangrijke rol spelen zijn:

- kan een fosfaat-effluentconcentratie van 1 mg P/l worden bereikt;
- kan het aandeel chemisch slib worden gecompenseerd door in de bestaande RWZI's een hoger drogestofgehalte toe te passen of is uitbreiding van de aëratieruimte en/of nabezinking nodig;
- in hoeverre worden de nitrificatie en de denitrificatie beïnvloed door simultane defosfatering;

- is fijnblazige bellenbeluchting toepasbaar in combinatie met simultane defosfatering. Voor nadere informatie omtrent dit probleem wordt verwezen naar het STORA-onderzoek PN 0020: "Verstopping van beluchtingselementen".

Doelstelling

In dit rapport wordt een inventarisatie gemaakt van de beschikbare ervaring. De nadruk van de inventarisatie ligt op de volgende punten:

- fosfaatverwijdering in relatie tot procestype, dosering, afvalwatersamenstelling en aanvoervariaties;
- invloed van de fosfaatverwijdering op de stikstofverwijdering;
- invloed van de defosfatering op secundaire aspecten (slibindex, slibproductie, slibeigenschappen).

Aan de hand van de resultaten van een inventarisatie onder de Nederlandse waterkwaliteitsbeheerders in het voorjaar van 1990 zijn verschillende beheerders benaderd voor het verkrijgen van gedetailleerde informatie. Aanvullende informatie is gezocht in de buitenlandse literatuur en bij buitenlandse instanties.

Algemene opmerkingen

Wanneer in het rapport wordt gesproken van fosfaat wordt, indien niet anders is vermeld, totaal-fosfaat bedoeld uitgedrukt in mg P/l.

De in de AMvB gestelde eisen omvatten voortschrijdend gemiddelde waarden van tien waarnemingen. Tot voor kort werd voor de meeste zuiveringen een jaargemiddelde effluentwaarde bepaald. Uit onderzoek (71) blijkt dat om aan de eisen gesteld in de AMvB te kunnen voldoen de jaargemiddelde fosfaat-effluentconcentratie een factor 2 lager moet liggen dan de in de AMvB gestelde effluentconcentraties van 1 en 2 mg P/l. In dit rapport zijn slechts jaargemiddelde waarden opgenomen.

Simultane defosfatering wordt in Nederland op 23 RWZI's toegepast. Deze zuiveringen zijn in beheer van de Provincie Friesland (8 RWZI's), het Zuiveringsschap Veluwe (4 RWZI's), het Zuiveringsschap Drenthe (4 RWZI's), de Provincie Groningen (4 RWZI's), het Waterschap Regge en Dinkel (één RWZI), het Zuiveringschap West-Overijssel (één RWZI) en het Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen (één RWZI). Daarnaast is op verschillende installaties geëxperimenteerd met simultane defosfatering (o.a. Leek, Haastrecht, Amsterdam-West en Amsterdam-Oost, Beekbergen, Wervershoof, Heino).

De simultane defosfatering wordt vooral toegepast op laag- tot zeer laagbelaste eentraps actief-slibsystemen, veelal oxydatiesloten met een slibbelasting van 0,02 - 0,12 kg BZV/kg d.s.d. Echter ook op een aantal tweetrapsystemen (Veendam, Dokhaven, Nieuwveer, Vinkel) wordt in de hoogbelaste eerste trap simultane defosfatering toegepast.

Als defosfateringschemicaliën wordt hoofdzakelijk ijzersulfaat (FeSO_4) toegepast. In een aantal gevallen worden ijzer- en aluminiumhoudende afvalbeitsen gedoseerd (o.a. Elburg, Harderwijk en Denekamp). In kortdurende praktijkexperimenten is veelal gebruik gemaakt van ijzerchloride. Andere chemicaliën zoals Alton (Zuidlaren) en ijzerchloridesulfaat (Steenwijk) vinden op bescheiden schaal toepassing. AVR en kalk zijn in het verleden gebruikt in onderzoeken uitgevoerd door TNO en het Waterschap Regge en Dinkel (Enter).

Op de meeste RWZI's wordt geen gericht onderzoek gedaan naar de effecten van de simultane defosfatering op het zuiveringsproces. Bemonsteringsgegevens zijn meestal wel in ruime mate aanwezig. Het vaststellen van effecten aan de hand van de bemonsteringsgegevens is echter moeilijk of soms in het geheel niet mogelijk. Zo zijn er van een aantal RWZI's geen dagbemonsteringen over het gehele jaar beschikbaar, terwijl er van een aantal RWZI's geen gegevens beschikbaar zijn van een referentieperiode zonder simultane defosfatering. Vaak ontbreken ook nauwkeurige gegevens van de chemicaliëndosering en de ortho-fosfaatconcentraties in influent en effluent.

Voor een uitgebreid overzicht van de Nederlandse gegevens wordt verwezen naar bijlage I.

Buitenlandse ervaringen zijn verkregen in Zwitserland, Finland, Zweden en Duitsland. In Zwitserland wordt simultaan gedefosfateerd in combinatie met vlokkingsfiltratie. De nadruk van het onderzoek ligt hier op de vlokkingsfiltratie. Specifieke informatie op het gebied van de simultane defosfatering is hierdoor nauwelijks verkrijgbaar.

In Finland is reeds 20 jaar ervaring opgedaan met simultane defosfatering. Het grootste deel van de zuiveringsinrichtingen is uitgerust met deze defosfateringstechniek. Ten behoeve van de defosfatering wordt ijzersulfaat gedoseerd. Sinds enige jaren worden de chemicaliën op een aantal installaties op twee punten gedoseerd. Het grootste deel van het ijzersulfaat wordt gedoseerd in de voorbeluchting of in de voorbezinktank. De resterende chemicaliën worden aan het einde van de aëratieruimte gedoseerd.

Veel fundamenteel onderzoek wordt er niet uitgevoerd, wel is er de nodige praktijkervaring aanwezig. De RWZI's worden in Finland bedre-

ven bij slibbelastingen van 0,02 tot 0,15 kg BZV/kg d.s.d. De fosfaat-influentconcentratie is vergelijkbaar met de Nederlandse influentconcentratie.

In Zweden kon weinig informatie omtrent de simultane defosfatering worden verzameld. Veel van de zuiveringsinrichtingen defosfateren met behulp van voor- of na-precipitatie.

In Duitsland wordt veel onderzoek gedaan naar de effecten van simultane defosfatering op andere zuiveringsprocessen. De onderzoeken worden veelal uitgevoerd door de universiteiten. De onderzoeken vinden plaats op praktijk- en semi-technische schaal. De slibbelasting van de zuiveringen varieert van laagbelast tot hoogbelast. Ook de te bereiken effluentconcentraties variëren sterk. Als chemicaliën vinden ijzersulfaat, aluminiumsulfaat, ijzerchloride, Alton (alkalische aluminiumverbinding), Südflock (een aluminium- en ijzerhoudende stof) en ijzerchloridesulfaat toepassing.

Voor een uitgebreid overzicht van de benaderde buitenlandse instanties wordt verwezen naar bijlage II.

4 CHEMISCHE ASPECTEN BIJ TOEPASSING VAN SIMULTANE DEFOSFATERING

4.1 Chemische vorm van fosfaat

Fosfaat komt in huishoudelijk afvalwater in een aantal vormen voor, namelijk:

- ortho-fosfaat
 - H_2PO_4^- (diwaterstoffosfaat)
 - HPO_4^{2-} (monowaterstoffosfaat)
- poly-fosfaat
 - $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$ (pyrofosfaat)
 - $\text{H}_3\text{P}_3\text{O}_{10}^{2-}$ (trifosfaat)
- organische fosfaten
 - suikers (glucose-fosfaat)
 - lipiden (glycerol-fosfaat)
 - proteïnen (fosforproteïnen)
- neergeslagen gebonden fosfaten
 - ijzer(III)fosfaat
 - calciumfosfaat
- fosforverbindingen vastgelegd in organismen.

Ortho-fosfaat en poly-fosfaat vormen de belangrijkste componenten van het in huishoudelijk afvalwater aanwezige fosfaat. Het influentfosfaat bestaat voor circa tweederde uit ortho-fosfaat. Alleen ortho-fosfaat is chemisch te binden. Poly-fosfaat en organisch gebonden fosfaat dienen eerst te worden gehydrolyseerd tot ortho-fosfaat alvorens het chemisch kan worden gebonden. Aan het eind van de verblijftijd zijn de meeste complexe fosfaatverbindingen gehydrolyseerd en aanwezig als ortho-fosfaat.

4.2 Chemie van de simultane defosfatering

Bij simultane defosfatering vindt de fosfaatbinding plaats tijdens het aëratieproces in de aëratieruimte of in de nabezinking. Het chemische fosfaatslib dat ontstaat, wordt te zamen met het surplusslib in de nabezinktank verwijderd. De chemicaliën kunnen worden gedoseerd in de toevoer van de aëratieruimte, in de aëratieruimte zelf, in de afloop van de aëratieruimte of in het retourslibcircuit.

Voor het neerslaan van fosfaat kunnen verschillende chemicaliën worden gebruikt. De chemicaliën zijn in te delen in ijzer- en aluminiumzouten en kalk. Bij de aluminiumzouten kan onderscheid worden gemaakt tussen basische en zure verbindingen. IJzerzouten kunnen zowel in tweewaardige als driewaardige vorm worden toegepast. Tweewaardig ijzer moet echter eerst worden geoxydeerd tot driewaardig ijzer alvorens het een neerslag kan vormen met ortho-fosfaat.

Vereenvoudigd kan de chemische defosfatering bij toepassing van ijzer- en aluminiumzouten worden onderverdeeld in vijf processen:

- het ontstaan van slecht oplosbare metaalfosfaatverbindingen uit de gedoseerde chemicaliën en in het afvalwater aanwezig ortho-fosfaat:
 $\text{Me}^{3+} + \text{PO}_4^{3-} \rightarrow \text{MePO}_4 \downarrow$
- ontstaan van slecht oplosbare, goed bezinkbare hydroxyden:
 $\text{Me}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Me}(\text{OH})_3 \downarrow + 3 \text{H}^+$

- adsorptie van de metaalfosfaatverbindingen aan de hydroxydevlokken:
 $Me_n(OH)_{3m}(PO_4)_{n-m}$
- adsorptie van gecondenseerde en organisch gebonden fosfaten aan de hydroxydevlokken:
- coagulatie van de overige negatief geladen colloïdale deeltjes in het afvalwater (51).

Defosfatering met kalk berust op het neerslaan van calciumfosfaat. De vorming van dit complex wordt in de eerste plaats bepaald door de pH. Calciumfosfaat slaat neer bij een pH hoger dan 8,5. Het hoofddoel van de kalkdosering is dan ook het verhogen van de pH. De te doseren hoeveelheid calcium speelt in het proces een ondergeschikte rol. De volgende reactievergelijking geeft bij benadering het neerslagproces weer:

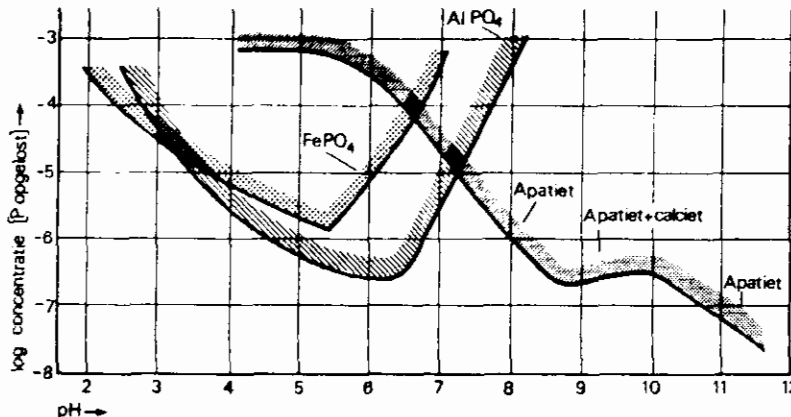
$$5 Ca^{2+} + 3 PO_4^{3-} + OH^- \rightarrow Ca_5(PO_4)_3(OH)$$

De fosfaatverwijdering berust waarschijnlijk niet alleen op de chemische precipitatie maar mogelijk ook op processen als adsorptie of substitutie. Bij substitutie vindt uitwisseling plaats van een OH^- groep van het neerslagproduct tegen vrij ortho-fosfaat. Dit blijkt uit praktijkexperimenten met simultane defosfatering waarbij ijzerslib uit de drinkwaterbereiding wordt toegepast. Toepassing van dit slib leidt evenals andere defosfateringschemicaliën tot een vergaande verwijdering van fosfaat. Daar in dit slib geen vrij ijzer aanwezig is, moet worden aangenomen dat adsorptie (78) of substitutie optreedt.

Dat er naast een directe binding van het fosfaat ook nog op een andere manier fosfaat wordt gebonden, blijkt eveneens uit de resultaten van oxydatiesloten met een vast chemicaliëndoseerdebiet. Deze systemen blijken bij een variërende fosfaat-influentconcentratie toch een vergaande fosfaatverwijdering te kunnen bereiken, zonder dat grote schommelingen in de fosfaateffluentconcentratie optreden.

4.3 Invloed van pH op fosfaatverwijdering

De vorming van metaalfosfaatcomplexen wordt bepaald door het oplosbaarheidsproduct in water. Het oplosbaarheidsproduct is pH-afhankelijk. Het verloop van de verschillende oplosbaarheidsproducten in relatie tot de pH is weergegeven in figuur 1.



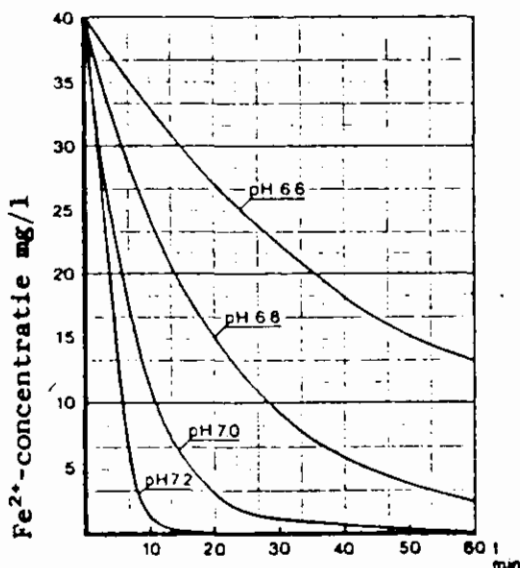
Figuur 1 Oplosbaarheid in water van ijzer(III)-, aluminiumfosfaat en kristallijn calciumfosfaat als functie van de pH en de logaritme van de fosfaatconcentratie in mol/l bij evenwicht (66). $\text{Log}[P\text{-opgelost}] = -3$ komt overeen met 31 mg P-opgelost/l.

Uit figuur 1 blijkt dat de optimale pH's voor het neerslaan van ijzer- en aluminiumfosfaat liggen bij respectievelijk 5,4 en 6,3. Voor kalk ligt de optimale pH boven 8,5. In afvalwater zal het minimum van de oplosbaarheid door de aanwezigheid van andere ionen minder scherp liggen dan in figuur 1. Bovendien wordt het defosfateringsrendement onder praktijkomstandigheden niet alleen bepaald door de heersende pH in relatie tot het evenwichtsoptimum, maar ook door de kinetische factoren die de omzettingssnelheden beïnvloeden.

De pH in een actief-slibstelsel ligt meestal rond 7. Geconcludeerd kan worden dat de vorming van de fosfaatneerslagen beter zal verlopen naarmate de pH in het actief-slibstelsel dichter bij de optimale pH ligt. Hierbij moet echter wel worden opgemerkt dat een verlaging van de pH invloed kan hebben op de nitrificatie. Op dit effect wordt nader ingegaan in de paragraaf 6.2.1.

Naast de invloed op de vorming van het metaalfosfaatcomplex heeft de pH ook invloed op de oxydatie van tweewaardig ijzer tot driewaardig ijzer. Uit figuur 2 blijkt dat de oxydatie sneller verloopt naarmate de pH hoger is.

De gemiddelde pH van het Nederlandse influent bedraagt circa 7,5. Dit betekent dat de oxydatie van tweewaardig ijzer tot driewaardig ijzer binnen tien minuten geheel kan verlopen.



Figuur 2 De oxydatiesnelheid van Fe²⁺ bij verschillende pH-waarden (58).

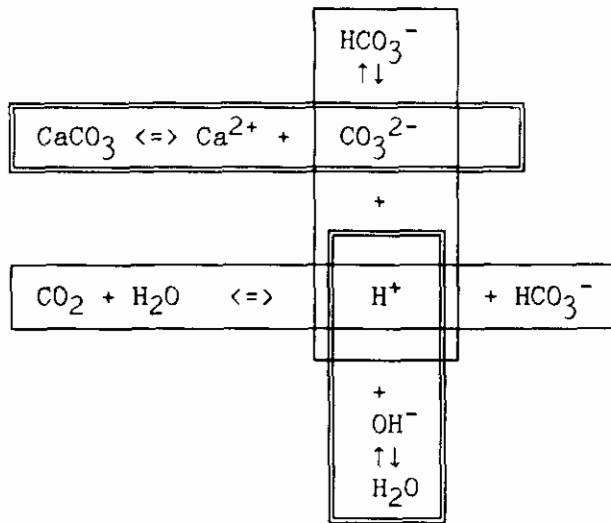
4.4

De pH-afhankelijkheid van de defosfatering en andere processen

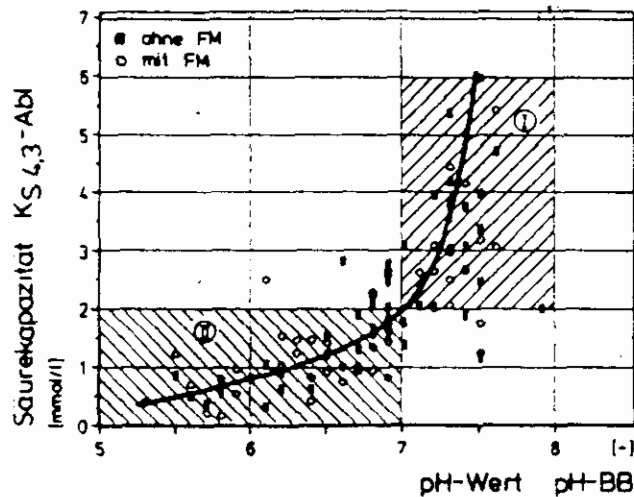
De pH wordt gebufferd door de bicarbonaatconcentratie (= alkaliteit), welke voor een groot deel afhankelijk is van de hardheid van het drinkwater. De alkaliteit van afvalwater wordt echter ook bepaald door de samenstelling van eventueel geloosd industrieel afvalwater (bijv. uit de zuivelindustrie) en processen die op de zuivering plaats vinden zoals slibontwatering met kalk (retourstromen).

Bicarbonaat wordt verbruikt door de H⁺-ionen die vrijkomen bij het

nitrificatieproces en de simultane defosfatering. De bufferende werking van het bicarbonaat wordt in de volgende vergelijkingen weergegeven:



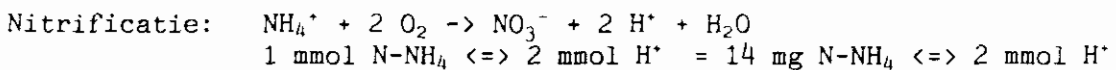
De samenhang tussen de pH in de aëratieruimte en de resterende alkaliteit aan het einde van het zuiveringsproces is weergegeven in figuur 3.



Figuur 3 pH-waarde in aëratieruimte als functie van de restalkaliteit (52). FM = defosfateringschemicaliën.

Uit figuur 3 blijkt dat bij een restalkaliteit van minimaal 2 mmol/l de pH in het licht-alkalisch gebied blijft. Wanneer het bicarbonaat verder wordt verbruikt, valt de bufferende werking weg en daalt de pH sterk. Bij een vergaand verbruik van de alkaliteit kan de pH dalen tot waarden van 5 à 6.

Processen als simultane defosfatering, nitrificatie en denitrificatie beïnvloeden de alkaliteit van het afvalwater. Het nitrificatie- en het denitrificatieproces kunnen met de volgende vergelijkingen worden weergegeven:



Denitrificatie: $\text{NO}_3^- + \text{H}^+ + 5 [\text{H}] \rightarrow 1/2 \text{N}_2 + 3 \text{H}_2\text{O}$
 $1 \text{ mmol N-NO}_3^- \Leftrightarrow 1 \text{ mmol H}^+ = 14 \text{ mg N-NO}_3^- \Leftrightarrow 1 \text{ mmol H}^+$
 $[\text{H}] = \text{organisch gebonden waterstof.}$

Nitrificatie leidt tot een daling van de alkaliteit met 1/7 mmol/l per mg genitrificeerde ammonium-stikstof. Het denitrificatieproces doet de alkaliteit met ongeveer 1/14 mmol/l per mg gedennitrificeerde nitraat-stikstof stijgen.

De daling van de alkaliteit als gevolg van de nitrificatie en de toepassing van simultane defosfatering wordt geïllustreerd in het volgende rekenvoorbeeld:

Uitgangspunten

$\text{Me}^{3+} + \text{H}_2\text{PO}_4^- \rightarrow \text{MePO}_4 + 2 \text{H}^+$	=> 1 mmol Me^{3+}	\Leftrightarrow 2 mmol H^+
$\text{Me}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Me}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}^+$	=> 1 mmol Me^{3+}	\Leftrightarrow 3 mmol H^+
$2 \text{Fe}^{2+} + 1/2 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{Fe}^{3+} + 2 \text{OH}^-$	=> 2 mmol Fe^{2+}	\Leftrightarrow 2 mmol OH^-
P-influentconcentratie	10 mg P/l	= 0,32 mmol/l
N-kj-influentconcentratie	50 mg N-kj/l	
Me/P-verhouding	2 mol Me/mol P	
Fe^{2+} -concentratie	35,7 mg Fe/l	= 0,64 mmol/l
Al-concentratie	17,3 mg Al/l	= 0,64 mmol/l
neerslagvorming: MePO_4	1 mol/mol P	
$\text{Me}(\text{OH})_3$	1 mol/mol P	
N-kj-effluentconcentratie	5 mg N-kj/l	
Nitraateffluentconcentratie	5 mg N-NO_3 /l	

Berekening

- daling door nitrificatie;	$(50 - 5) * 1/7$	= -6,4 mmol/l
- daling door Fe^{2+} -dosering;	$0,32 * (2 + 3 - 2)$	= -0,96 mmol/l
- daling door Fe^{3+} -dosering;	$0,32 * (2 + 3)$	= -1,6 mmol/l
- daling door Al-dosering;	$0,32 * (2 + 3)$	= -1,6 mmol/l
- stijging denitrificatie;	$(40 * 1/14)$	= +2,86 mmol/l

Uit voorgaande volgt dat de alkaliteit tijdens het zuiveringsproces daalt. De hoeveelheid zuur neemt toe en de pH daalt. De alkaliteitsdaling in relatie tot de defosfatering is weergegeven in tabel 2.

Tabel 2 Alkaliteitsdaling als gevolg van nitrificatie/denitrificatie en simultane defosfatering met ijzer- en aluminiumzouten.

toegepaste chemicaliën	alkaliteitsdaling mmol/l
zonder defosfatering	3,54
Al^{3+}	5,14
Fe^{3+}	5,14
Fe^{2+}	4,5

De daling van de alkaliteit als gevolg van nitrificatie/denitrificatie en simultane defosfatering kan problemen geven op installaties met een hoge stikstofaanvoer en zacht water. Zacht water komt voor in Zuid-Oost-Noord-Brabant, Noord-Limburg, Zuid-West-Overijssel, Noord-Utrecht, Flevoland, de Veluwe en Oost-Drenthe.

5 BEREIKBARE FOSFAAT-EFFLUENTCONCENTRATIES

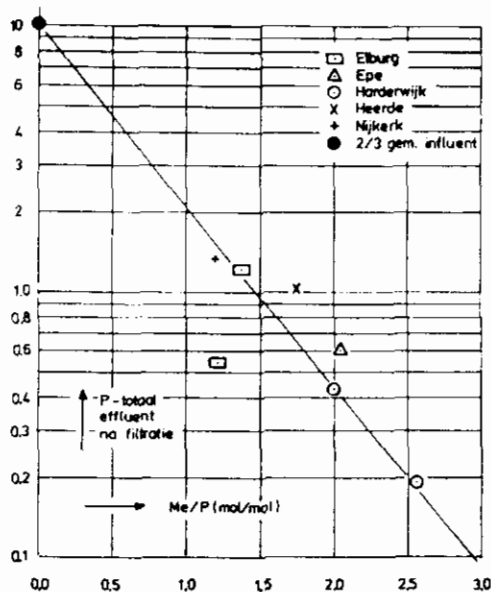
5.1 Invloed van de Me/P-verhouding

Van de ijzer- en aluminiumzouten is het metaalion de werkzame component. De chemicaliëndosering wordt dan ook vaak uitgedrukt als de verhouding van de te doseren metaalionen en het in het influent aanwezige fosfaat, de zogenaamde Me/P-verhouding (mol Me/mol P).

Theoretisch is een Me/P-verhouding van circa 0,6 voldoende om al het fosfaat te binden. Hierbij wordt aangenomen dat circa 40 % van de fosfaatvrucht in het influent door de biologische slibmassa wordt opgenomen voor metabolische reacties en groei.

Uit paragraaf 4.2 is reeds gebleken dat de chemische fosfaatverwijdering niet alleen wordt bepaald door de vorming van metaalfosfaat. Voor een vergaande fosfaatverwijdering moeten ook metaalhydroxyden worden gevormd om metaalfosfaatvlokken in te vangen en organische en onoplosbare fosfaten te adsorberen, zodat deze componenten in de nabezinktank kunnen worden afgescheiden.

Bij een Me/P-verhouding van circa 1,5 mol Me/mol P ligt de ortho-fosfaatconcentratie in het effluent < 1 mg P/l. Het verband tussen de ortho-fosfaatconcentratie en de Me/P-verhouding is voor een aantal Nederlandse praktijkinstallaties weergegeven in figuur 4 (zie ook paragraaf 5.2).



Figuur 4 Na filtratie geanalyseerde fosfaat-effluentconcentratie versus Me/P-verhouding (71).

Een Me/P-verhouding groter dan 2 mol Me/mol P geeft nog maar een geringe extra verwijdering van ortho-fosfaat. Een lage concentratie zal in de regel alleen kunnen worden bereikt door het uitspoelen van aan gesuspendeerd materiaal gebonden fosfaat tegen te gaan. Hierop wordt in paragraaf 5.3 teruggekomen.

Volgens Tessel (71) neemt door invoering van de fosfaatvrije wasmiddelen niet alleen de fosfaat-influentconcentratie af maar ook het percentage fosfaat in het gesuspendeerde materiaal (72). Het bereiken van de 1 mg P/l-eis kan dan ook mogelijk minder problematisch blijken te zijn dan voor enige jaren werd gedacht.

In tabel 3 zijn de resultaten van verschillende RWZI's weergegeven.

Tabel 3 Effluentconcentraties bij verschillende Me/P-verhoudingen.

Me/P-verh.	infl. conc.	effl. conc.	toegepaste	inrichting chemicaliën	bron
mol/mol	mg P/l	mg P/l			
1.5	14,4	1 - 2,5	AVR	TNO-inrichting	29
0.5 - 4	7,7 - 16	0.8 - 2,5	Al-beits	Nijverdal	76
1.3	11 - 12	< 1	Alton ***	Zuidlaren	7
2.5	12	0.7	Al-beits	Hoogezand	33
1	9	1,3	AlCl ₃	Klijndijk	57
1.05	8	0,8	AlCl ₃	Schoonoord	57
1.6	6,4 - 10,4	0,4	FeCl ₃	Hochdorf	6
0.9 - 1.3	16	< 1	FeCl ₃	Steenwijk	83
0.8 - 1.1	8,5 - 18	1,2 - 2,1	FeCl ₃	Beekbergen	69
0.8	9,3	1,3	FeCl ₃	Leek	33
1.3	8,8	1,1	FeCl ₃	Slochteren	33
0.7 - 1.3	17 - 23	2 - 7	FeCl ₃	Gieten	57
0.8 - 2,8	6,9 - 14,8	0,5 - 1,1	FeCl ₃	Haastrecht	61
2.5	6,1	1,5	FeSO ₄	semi-techn.	74
1.5 - 2	16	< 1	FeSO ₄	Steenwijk	83
1.1 - 1.3	8,2 - 9,7	< 2	FeSO ₄	Berlijn-Marijkefeide	11
1.7 - 3.3	7,5 - 12,4	0,8 - 3	FeSO ₄	Akkrum	10
1.2 - 2	5 - 8,3	0,6 - 2	FeSO ₄	Grouw	10
0.9 - 1	12,2 - 18,2	1,3 - 3,3	FeSO ₄	Joure	10
0.9 - 1,9	10,5 - 24	0,9 - 3	FeSO ₄	Lemmer	10
0.8 - 1,6	10,1 - 17	0,9 - 2,1	FeSO ₄	Sloten	10
1 - 1,1	7,4 - 9,5	1,4 - 3,1	FeSO ₄	Sneek	10
1,8	12,3 - 17,1	2	FeSO ₄	Warns	10
0.9 - 1	9,7 - 16,6	1,6 - 3,3	FeSO ₄	Wolvega	10
1.2 - 1,3	12 - 16	2 - 4	FeSO ₄ + kalk	Gieten	57
1 - 1,3	11 - 18	0,5 - 1,7	FeSO ₄	Heino	82
onbekend	5 - 16	0,8 - 1,4	FeSO ₄	Eversteekooog	77
1.5 - 2	6 - 10	0,5 - 0,8	FeSO ₄	div. Finland	58, 75
1	4 - 5	1 - 1,3	FeClSO ₄	Pforzheim	73
1,38	7,6 - 11	0,4 - 1	FeClSO ₄	Steenwijk	82
1,45	12 - 16	< 1	ijzerbeits	Steenwijk	84
< 1	-	2	Südflock	Erlangen	70
1	-	< 1	Südflock	Weilheim	70
5	14,4	2 - 3	kalk	TNO-inrichting	25
**	6,2 - 18,5	1 - 2	kalk	Dremmen	15
0.9 - 1,6	19,8 - 20,6	0,7 - 2,7	diverse	Elburg	71
1.1 - 2,2	10,9	0,6 - 1,4	diverse	Epe	71
1.2 - 3,2	14 - 16,4	0,4 - 1,7	diverse	Harderwijk	71
2.5 - 2,1	9 - 11	1,1 - 1,2	diverse	Nijkerk	9

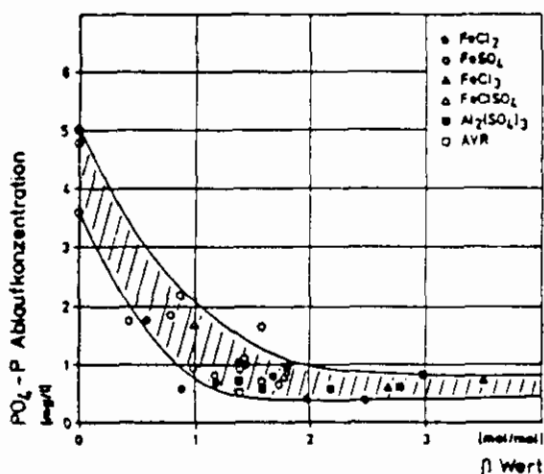
- * problemen met slijbuitspoeling inmiddels opgelost door bouw extra nabezinktank.
- ** kalk dosering tot een pH van 8,5 tot 9.
Volgens Heide (25) is alleen vergaande fosfaatverwijdering mogelijk bij pH 9. Een effluentconcentratie van 1 mg P/l kan volgens hem niet worden bereikt. Ewald (15) bereikte op de RWZI Dremmen bij pH 9 wel een fosfaat-effluentconcentratie van 1 mg P/l.
- *** Alton is een basische aluminiumhoudende verbinding.

Uit tabel 3 komt naar voren dat het met simultane defosfatering in principe mogelijk moet zijn een effluentconcentratie van 1 à 2 mg P/l te behalen. De spreiding in Me/P-verhoudingen is groot, ook ten opzichte van de fosfaat-influentconcentratie. Hieruit blijkt dat de te bereiken effluentconcentratie ook van andere factoren afhankelijk is.

5.2 Toepassing van ijzer- en aluminiumhoudende defosfateringschemicaliën

Voor de simultane defosfatering kan gebruik worden gemaakt van ijzer- en aluminiumzouten. Bij de aluminiumzouten kan onderscheid worden gemaakt tussen basische en zure chemicaliën. IJzerzouten kunnen zowel in twee-waardige als in drie-waardige vorm worden toegepast. Het twee-waardig ijzer dient echter eerst te worden geoxydeerd alvorens het fosfaat kan binden.

Door Nolting (51) zijn experimenten op semi-technische schaal uitgevoerd met verschillende ijzerzouten en zure aluminiumzouten in hetzelfde afvalwater. In figuur 5 is het verband tussen de ortho-fosfaatconcentratie in het effluent en de Me/P-verhouding weergegeven.

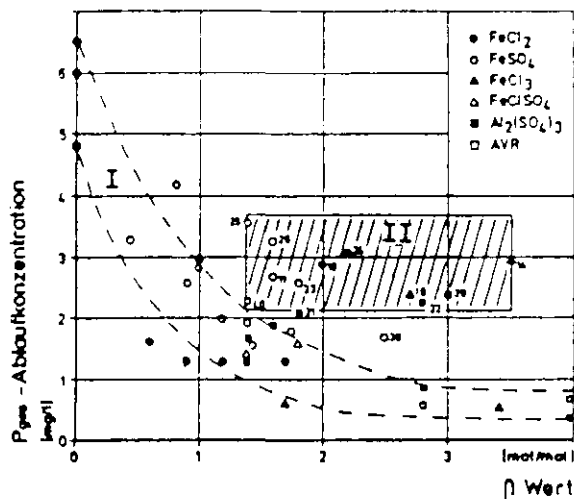


Figuur 5 Verband tussen de ortho-fosfaat-effluentconcentratie en de Me/P-verhouding (51).

Uit figuur 5 blijkt duidelijk dat de onderzochte ijzer- en aluminiumzouten per concentratie werkzaam metaalion een vergelijkbare werking hebben. Nolting concludeert, evenals Tessel (71), dat bij een Me/P-verhouding > 1,5 à 2 mol Me/mol P geen verdere verwijdering van ortho-fosfaat meer optreedt. De ortho-fosfaat-effluentconcentratie ligt in dit geval lager dan 1 mg P/l.

Nolting (51) heeft eveneens het effect van de verschillende ijzer- en aluminiumzouten op de verwijdering van totaal-fosfaat onderzocht. De resultaten van deze experimenten zijn weergegeven in figuur 6.

Figuur 6 kan worden onderverdeeld in twee gebieden. Het verloop van gebied I komt overeen met de ortho-fosfaatverwijdering zoals weergegeven in figuur 5. Ook in deze experimenten is geen verschil waarneembaar tussen de verwijderingspercentages voor de verschillende chemicaliën. De spreiding is echter groter en er is een hogere Me/P-verhouding noodzakelijk om 1 mg P/l te bereiken. Dit wordt veroorzaakt door het uitspoelen van een geringe hoeveelheid fosfaatbevattend gesuspendeerd materiaal, hetgeen ook optreedt bij goedwerkende nabezinktanks. Aan de waarden in het gearceerde gebied ligt een grotere uitspoeling van zwevende stof ten grondslag. Op de gevolgen van het uitspoelen van gesuspendeerd materiaal wordt nader ingegaan in paragraaf 5.3.



Figuur 6 Verband tussen de totaal-fosfaat-effluentconcentratie en de Me/P-verhouding (51).

Voorbeelden van basische aluminiumverbindingen zijn Alton en NaAlO_2 . Op verschillende plaatsen is onderzoek gedaan naar het verwijderingsrendement van deze chemicaliën. Müller (48) heeft batch-onderzoek gedaan naar de werkingsgraad van Alton, het zure FeClSO_4 en het basische NaAlO_2 . Hij heeft hierbij gebruik gemaakt van het afvalwater van drie praktijkinstallaties. De pH lag in deze experimenten tussen 7 en 8,5. De alkaliteit van het afvalwater bedroeg circa 5,5 mmol/l. In de onderzoeken bleek de werkingsgraad van Alton en NaAlO_2 beduidend geringer te zijn dan die van FeClSO_4 . Om eenzelfde fosfaat-effluentconcentratie (gefiltreerd) te kunnen bereiken was een hogere Me/P-verhouding nodig bij het gebruik van Alton en natriumaluminaat.

Op de RWZI Zuidlaren (57) kon met Alton vergaand fosfaat worden verwijderd. Een effluentconcentratie < 1 mg P/l werd bereikt. Er was echter geen referentie aanwezig zodat niet kan worden geconstateerd of ook in dit geval het chemicaliënverbruik hoger is dan bij toepassing van zure defosfateringschemicaliën.

Dorgeloh (13) heeft eveneens onderzoek gedaan naar de effecten van simultane defosfatering met Alton. De onderzoeken zijn uitgevoerd op de onderzoekszuiveringsinrichting Simmerath. Deze RWZI bestaat uit twee straten. Eén van de straten werd bedreven als referentie voor de defosfateringsstraat. In het onderzoek bleek dat met Alton effluentwaarden bereikt kunnen worden die lager liggen dan 1 mg P/l. Ook hier was geen referentie met zure defosfateringschemicaliën aanwezig.

Uit voorgaande blijkt dat de mogelijkheid bestaat dat bij de defosfatering met Alton en NaAlO_2 meer chemicaliën moeten worden gedoseerd dan bij het gebruik van de andere defosfateringschemicaliën.

Tussen de overige aluminium- en ijzerzouten (bij gelijke Me/P-verhouding) bestaat geen aantoonbaar verschil (figuur 5 en 6). De in tabel 3 weergegeven verschillen in de fosfaat-effluentconcentratie moeten dan ook worden toegeschreven aan andere factoren.

5.3 Invloed van de zwevende-stofverwijdering

Het totaal-fosfaatgehalte in het effluent is samengesteld uit opgelost fosfaat (vrijwel volledig ortho-fosfaat) en fosfaat gebonden aan zwevende stof.

Uit figuur 4 blijkt dat bij een hoge Me/P-verhouding een zeer lage effluentconcentratie aan opgelost fosfaat haalbaar is (bijvoorbeeld 0,1 mg P-ortho/l bij een Me/P > 3). Het totaal-fosfaat van het effluent is nu volledig gebonden aan zwevende stof (71). Het bereiken van een fosfaat-effluentconcentratie van 1 mg P/l wordt derhalve voor een belangrijk deel bepaald door het terugdringen van de hoeveelheid zwevende stof in het effluent. Dit wordt geïllustreerd door het volgende getalenvoorbeeld:

Me/P-verhouding	2 mol Me/mol P
ortho-fosfaat-effluentconcentratie	0,4 mg P/l
zwevende-stof-effluentconcentratie	10 mg/l
P-percentage in de droge stof	4 %
fosfaat-effluentconc. a.g.v. zwevende stof	0,4 mg P/l
totaal-fosfaat-effluentconcentratie	0,8 mg P/l

Uit de berekening blijkt dat bij een zwevende-stofconcentratie groter dan 15 mg/l de 1 mg P/l-eis wordt overschreden. Aan de 2 mg P/l-eis kan worden voldaan tot een slibuitspoeling van maximaal 40 mg zwevende stof/l.

Opgemerkt dient te worden dat als gevolg van de invoering van de fosfaatvrije wasmiddelen het P-percentage in het slib van een simultaan defosfaterende zuivering afneemt. Hierdoor kan mogelijk ook bij een hogere concentratie gesuspenderd materiaal aan de 1 mg P/l-eis worden voldaan (72).

In bijlage III zijn voor een aantal Nederlandse installaties de fosfaatconcentratie en de zwevende-stofconcentratie in het effluent weergegeven. Uit de figuren van de RWZI Nijkerk blijkt dat in het effluent de ortho-fosfaatconcentraties (gem. circa 0,4 mg P/l) duidelijk lager liggen dan de totaal-fosfaatconcentraties (gem. circa 1,2 mg/l). Er is weliswaar geen direct verband aan te geven tussen de zwevende-stofconcentratie in het effluent en de fosfaat-effluentconcentratie, de hoge fosfaat-effluentconcentraties worden echter wel door het uitspoelen van gesuspenderd materiaal veroorzaakt.

Uit de figuren van de RWZI Elburg blijkt eveneens dat de ortho-fosfaatconcentratie (gem. circa 0,5 mg/l) lager ligt dan de totaal-fosfaatconcentratie (gem. circa 1 mg/l). Bij deze installatie is bovendien een aantoonbaar verband aan te geven tussen de hoeveelheid gesuspenderd materiaal en de fosfaatconcentratie in het effluent. Een zelfde beeld geven de figuren van de RWZI Gieten.

Uit het voorgaande kan worden geconcludeerd dat voor een vergaande fosfaatverwijdering tot een effluentconcentratie van 1 mg P/l, uitspoelen van gesuspenderd materiaal zo veel mogelijk moet worden voorkomen. Eén van de mogelijkheden om de concentratie zwevende stof in het effluent terug te dringen is het doseren van poly-electrolyten in de nabezinktank. In Finland (58, 75) worden met dosering van 0,2 - 0,5 g/m³ effluëntwaarden bereikt van 0,5 - 0,8 mg P/l.

5.4 Invloed van het doseerpunt

5.4.1 *doseerpunt voor drie-waardige metaalzouten*

Een voorwaarde voor vergaande fosfaatverwijdering met drie-waardige metaalzouten is voldoende turbulentie bij het chemicaliëndoseerpunt om een goede menging van chemicaliën met het afvalwater te laten plaatsvinden.

In onderzoek op de RWZI Amsterdam-West (59) was bij dosering van FeCl_3 aan het begin van de aëratieruimte een hogere Me/P-verhouding nodig dan bij dosering in de overloop van de aëratieruimte. De Me/P-verhoudingen bedroegen respectievelijk 1,78 en 1,13 mol Fe/mol P.

Amsterdam-West wordt bedreven als een propstroominstallatie. In het begin van de aëratieruimte was tijdens het onderzoek waarschijnlijk een relatief groot deel van het fosfaat niet aanwezig als ortho-fosfaat en kon als gevolg hiervan niet worden neergeslagen. De gedoseerde chemicaliën hebben voor een deel gereageerd met andere stoffen dan fosfaat en stonden hierdoor niet meer ter beschikking van de defosfatering. Om toch een vergaande defosfatering te bewerkstelligen was het noodzakelijk meer chemicaliën te doseren.

Eenzelfde resultaat hebben onderzoeken op de RWZI Leek (33) opgeleverd.

Bij onderzoek op de RWZI Elburg (9) met FeCl_3 gaven de verschillende doseerpunten geen duidelijk verschil in effectiviteit van de fosfaatverwijdering. Wel gaf dosering op twee doseerpunten een iets beter verwijderingsrendement dan dosering op één plaats. De dosering vond in dat geval meestal plaats in de voorbezinktank en in de beluchting.

Volgens Gleisberg (16) is dosering van de chemicaliën, met name aluminiumverbindingen, in de afloop van de aëratieruimte het meest effectief, omdat het grootste deel van de fosfaten hier in ortho-vorm aanwezig is.

Op de zuiveringsinrichting Steenwijk bleek de overloop van de aëratieruimte naar de nabezinktank het meest geschikte doseerpunt voor FeClSO_4 te zijn (82).

5.4.2 *doseerpunt voor twee-waardige ijzerverbindingen*

Voor de dosering van twee-waardige ijzerverbindingen lijkt een voldoende turbulentie van minder groot belang dan voor drie-waardige metaalzouten. Het twee-waardige ijzerion dient, alvorens het fosfaat kan binden eerst te worden geoxydeerd tot drie-waardig ijzer. Dit proces neemt enige tijd in beslag (paragraaf 4.3). Tijdens de oxydatie zullen de defosfateringschemicaliën verder met het slib-watermengsel worden gemengd.

Donnert (11) heeft bij ijzersulfaatdosering in de overloop van de voorbezinktank, in de toevoer van de aëratieruimte of in het retour-slibcircuit geen invloed van het doseerpunt op de fosfaatconcentratie in het effluent gevonden.

In Finland (58, 75) wordt een betere fosfaatverwijdering gevonden wanneer ijzersulfaat op meerdere plaatsen in de zuivering worden gedoseerd. Het grootste deel van het te doseren ijzersulfaat wordt in de voorbeluchting of voorbezinktank gedoseerd. Het resterende deel wordt

gedoseerd aan het eind van de beluchting of in de overstort van de aëratieruimte naar de nabezinktank. Oxydatie van het tweewaardig ijzer naar driewaardig ijzer is op beide plaatsen volledig bij een in- en effluent-pH van circa 7,2 (zie ook 4.3).

5.4.3 *doseerpunt voor kalk*

Op de RWZI Enter (80) bleek bij defosfatering met kalk de plaats van het doseerpunt geen verschil in de fosfaateffluentkwaliteit te geven. Peschen (55) echter stelt dat voor de dosering van kalk, alleen de afloop van de aëratieruimte in aanmerking komt. Dosering op dit punt kwam de stabiliteit van het defosfateringsproces ten goede. Bij dosering van kalk in de toevoer naar de aëratieruimte of in het retourslib-circuit dient rekening te worden gehouden met het opnieuw in oplossing gaan van het calciumfosfaat.

In het onderzoek van Heide (25) was het meest geschikte doseerpunt voor kalk de afloop van de aëratieruimte. Er wordt door Heide op gewezen dat bij biologische processen koolzuur wordt geproduceerd, dat een deel van de gedoseerde kalk bindt (zie ook paragraaf 4.4). De buffercapaciteit van het reeds gezuiverde water is lager dan van het influent. Er behoeven daardoor minder chemicaliën te worden gebruikt om de pH te verhogen, hetgeen het hoofddoel is van de kalkdosering.

Een ander voordeel van kalkdosering in de overloop van de aëratieruimte is dat de pH in de aëratieruimte minder stijgt dan bij dosering in de aëratieruimte zelf. De nitrificatie wordt hierdoor minder snel beïnvloed (paragraaf 6.2.1).

5.4.4 *conclusies doseerpunten*

Voor de dosering van drie-waardige metaalzouten lijkt een lichte voorkeur aanwezig voor de overloop van de aëratieruimte.

Voor de doseringslocatie van ijzersulfaat gaat de voorkeur uit naar het begin van de aëratieruimte, of naar de eventueel aanwezige voorbeluchting.

De overloop van de aëratieruimte is het optimale doseerpunt voor kalk.

De plaats van het doseerpunt voor twee- en drie-waardige metaalzouten blijkt geen grote invloed te hebben op de te bereiken fosfaateffluentconcentratie. Dit wordt zeer waarschijnlijk veroorzaakt door het feit dat niet alleen de snelle chemische binding van het vrije orthofosfaat aan de metaalionen, maar ook adsorptie- of substitutiereacties aan het eenmaal gevormde chemisch slib kunnen optreden (paragraaf 4.2).

Uit verschillende onderzoeken komt naar voren dat bij dosering van twee- en drie-waardige metaalzouten op meerdere plaatsen in de installatie bij een gelijkblijvende Me/P-verhouding een hoger fosfaatverwijderingsrendement wordt bereikt. De dosering vindt in dit geval meestal plaats in de voorbezinktank en in de aëratieruimte. Chemicaliëndosering in de voorbezinktank heeft zowel voor- als nadelen. Voordelen zijn:

- er wordt meer BZV-verwijderd;
- er wordt meer primairslib geproduceerd, hetgeen leidt tot een hogere gistingsgasproductie;
- bij een overbelaste aëratieruimte wordt deze ontlast, zodat mogelijk ook nitrificatie gaat optreden of vergaander verloopt.

Een groot nadeel van de chemicaliëndosering in de voorbezinktank is dat de BZV/N-verhouding negatief wordt beïnvloed; hierdoor zal de denitri-

ficatie minder vergaand kunnen verlopen. Aan de hand van de plaatselijke omstandigheden moet worden bepaald of dosering in de inloop van de voorbezinktank voordelen biedt.

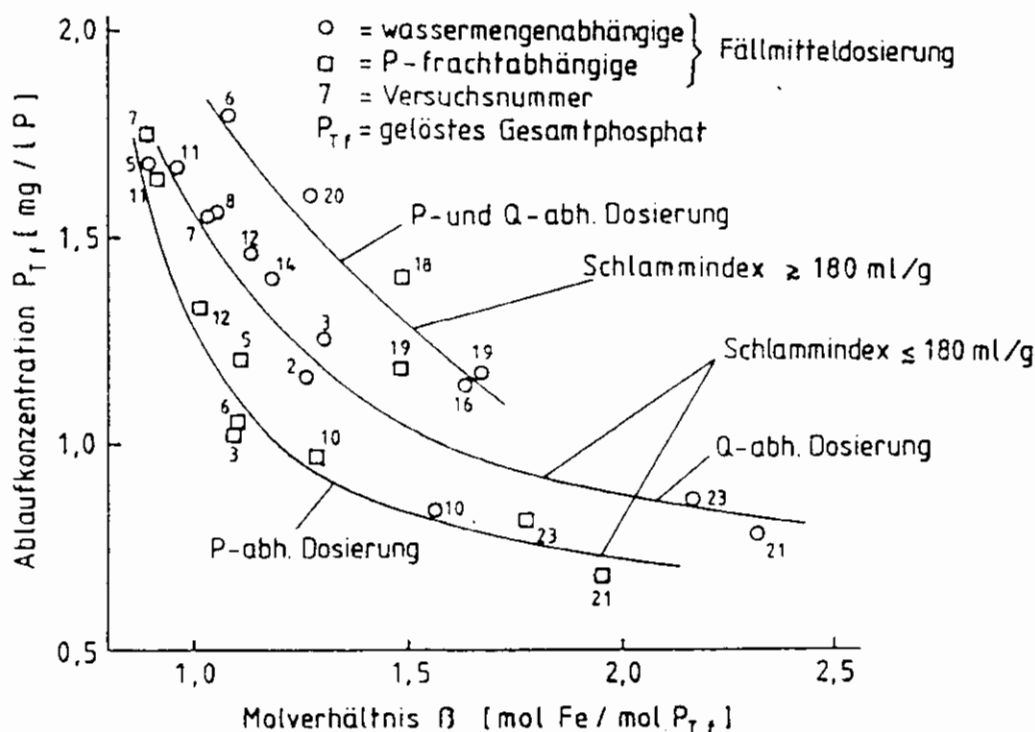
5.5 Sturing van de chemicaliëndosering

De chemicaliëndosering kan op verschillende manieren worden gestuurd:
 a. aan de hand van de effluentkwaliteit handmatig een vast chemicaliëndoseerdebiet instellen; wijziging van het doseerdebiet vindt alleen plaats bij verandering van de effluentkwaliteit.

Deze methode wordt in Nederland veelal bij oxydatiesloten toegepast. De methode heeft als nadeel dat er bij een lage aanvoer van fosfaat en bij een zeer hoge aanvoer respectievelijk te veel en te weinig chemicaliën worden gedoseerd. De verblijftijd in de oxydatiesloten is lang. Uit de praktijk blijkt een tekort of een teveel aan gedoseerde chemicaliën in de aëratieruimte te worden genivelleerd.

b. debietproportionele dosering, waarbij eerst is vastgesteld hoeveel chemicaliën per m³-afvalwater gedoseerd moeten worden.

Debietproportionele dosering ondervangt de debietfluctuaties over de dag. Echter als de fosfaat-influentconcentratie sterk verandert en de afvlakking in de aëratieruimte beperkt is, zullen schommelingen in de effluentkwaliteit kunnen optreden. Indien de doseerverhouding is afgestemd op het DWA-patroon zal bij aanvoer van door regenwater verdund afvalwater overdosering optreden. De dosering wordt daarom bij RWA vaak begrensd.



Figuur 7 Verband tussen effluentconcentratie en Me/P-verhouding bij simultane defosfatering op de RWZI Berlijn-Marienfelde als functie van de doseringsregeling (12).

c. fosfaatvracht-afhankelijke dosering, waarbij zowel op het debiet als op de fosfaatconcentratie van het influent wordt gestuurd. Bij specifieke industriële lozingen kan de fosfaat-influentcon-

tratie sterk variëren, waardoor debietproportionale dosering de fosfaatvracht onvoldoende volgt. De regeling kan dan worden uitgebreid met een fosfaatconcentratiemeting in het influent.

In onderzoek op de RWZI Berlijn-Marienfelde (12) kon bij sturing op de fosfaatvracht volstaan worden met een lagere Me/P-verhouding dan bij de debietgestuurde dosering. Voor deze methode is een on-line fosfaatmeting onontbeerlijk.

Op de RWZI Berlijn-Marienfelde is eerst onderzoek gedaan naar het verloop van de fosfaat-influentconcentratie. Gedurende de dag en de week varieerde de influentconcentratie tussen 8,2 en 9,7 mg P/l. Aansluitend zijn de debiet- en fosfaatvrachtgestuurde dosering in twee parallelle gescheiden straten onderzocht. De verblijftijd in de beluchtingstank bedroeg circa 5 uur. In figuur 7 zijn de daggemiddelde waarden voor beide doseerprincipes weergegeven.

Uit de figuur blijkt dat tussen een Me/P-verhouding van 0,9 tot 1,3 de fosfaatverwijdering bij de vrachtgestuurde dosering met circa 5 tot circa 20 % toeneemt. Bij hogere Me/P-verhoudingen bleef het verschil gelijk. Het optreden van hoge SVI-waarden leidde tot een nivellering van het verschil tussen beide doseerprincipes.

Geconcludeerd kan worden dat het aantrekkelijk kan zijn een fosfaatvrachtgestuurde chemicaliëndosering toe te passen. Deze methode kan als voordeel hebben dat er minder chemicaliën worden gedoseerd. Hierdoor zullen de jaarlijkse lasten lager zijn en bovendien wordt er minder slib geproduceerd. Hoe groot de eventuele besparingen op de chemicaliën zijn, is nog niet geheel duidelijk, daar er nog zeer weinig ervaringen zijn opgedaan met deze doseertechniek.

Voor toepassing van de fosfaatvrachtgestuurde chemicaliëndosering wordt in eerste instantie gedacht aan grote zuiveringen (> 100.000 i.e.) en installaties met een sterk fluctuerende fosfaataanvoer.

Voor kleinere installaties waarvan de fosfaataanvoer minder fluctueert en waarbij de verblijftijd in de aëratieruimte lang is (circa één dag), met andere woorden zuiveringen met een aanzienlijke afvlakkingscapaciteit, kan worden volstaan met een debietgestuurde chemicaliëndosering.

6 INVLOED VAN DE SIMULTANE DEFOSFATERING OP HET ZUIVERINGSPROCES

6.1 De Slibvolume Index (SVI)

Toepassing van simultane defosfatering leidt over het algemeen tot een afname van de SVI. Dit wordt op de eerste plaats veroorzaakt door verzwarening van de slibvlokken. Op verschillende zuiveringsinrichtingen is tevens vastgesteld dat na het invoeren van simultane defosfatering de aanwezigheid van draadvormende organismen afneemt. Dit betekent dat simultane defosfatering mogelijk een rol kan spelen in de bestrijding en voorkoming van licht slib.

In tabel 4 wordt een overzicht gegeven van verschillende onderzoeksresultaten.

Tabel 4 SVI-waarden bij toepassing van verschillende defosfateringschemicaliën.

toegepaste chemicaliën	SVI ml/g	inrichting	bron
FeSO ₄	85 -> 65	Bodegraven	30
FeSO ₄	125 -> 85	Nieuwveen	30
FeSO ₄	250 -> 150	onbekend	43
FeSO ₄	74 -> 42	Steenwijk	83
FeSO ₄	licht slib	Berlijn-Marienfelde	11
FeSO ₄	80 -> 600	Langwiese	1
FeSO ₄	200 -> 75	semi-technische	51
FeSO ₄	175 - 200	Denekamp	14
FeSO ₄	155 -> 135	Epe	9
FeSO ₄	80 - 160	Harderwijk	9
FeSO ₄	66 -> 74	Akkrum	10
FeSO ₄	65 - 90	Grouw	10
FeSO ₄	100 - 150	Lemmer	10
FeSO ₄	210 -> 155	Joure	10
FeSO ₄	90 - 113	Sloten	10
FeSO ₄	98 -> 110	Sneek	10
FeSO ₄	72 - 110	Warns	10
FeSO ₄	120 -> 98	Wolvega	10
FeSO ₄	135 -> 75	Wervershoof	77
FeSO ₄	145	Eversteekoog	77
FeCl ₃	79 -> 46	Amsterdam-West	59
FeCl ₃	400 -> 150	onbekend	43
FeCl ₃	84 - 173	Elburg	9
FeCl ₃	86	Leek	33
FeCl ₃	103 -> 147	Slochteren	33
FeCl ₃	ca. 200 -> 140	Nieuwveer	47
FeClSO ₄	>500 -> 100	onbekend	43
FeClSO ₄	70 - 100	Steenwijk	82
Südflock	60 -> < 50	Erlangen	34
Südflock	< 100	Weilheim	34
AVR	600 -> 80	Langwiese	1
Al-beits/FeSO ₄	200 -> 70	Denekamp	14
Al-beits	115 -> 55	Harderwijk	9
Al-beits	103 -> 48	Hoogezand	33
AlCl ₃	71	Elburg	9
AlCl ₃	77 - 98	Epe	9
AlCl ₃	52 - 57	Nijkerk	9
Al ₂ (SO ₄) ₃	190 -> 40	onderzoeksinst.	36
Alton	130 -> 85	Zuidlaren	7
Alton	150 -> 90	Simmerath	13
Kalk	300 -> 100	Mannheim (industrie)	63
Kalk	verbetering	Dremmen	15
diverse	daling	semi-technisch	53

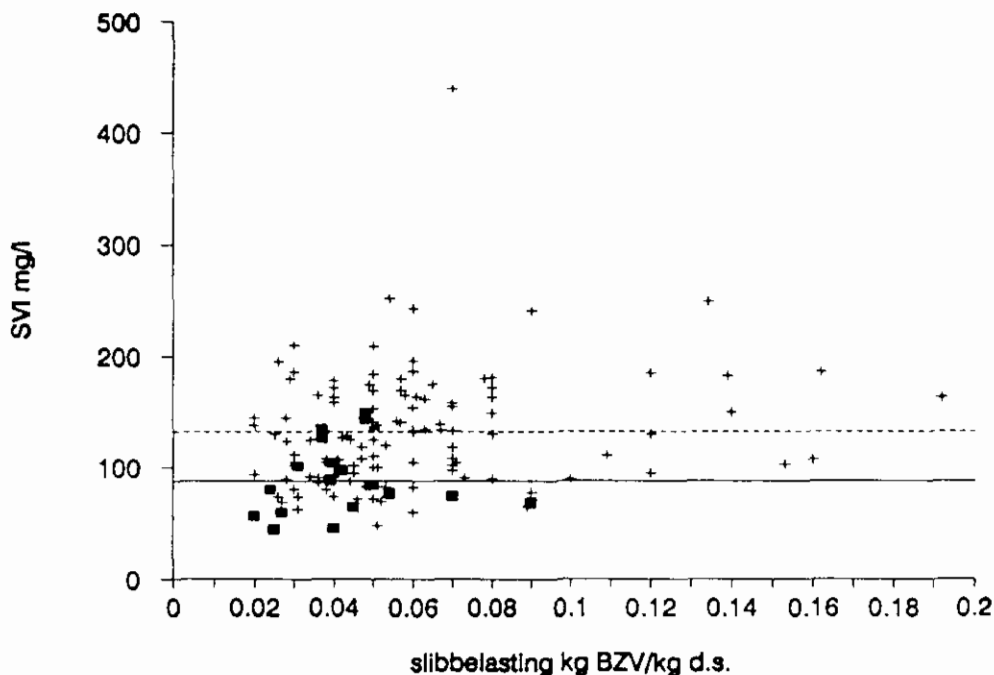
Op de RWZI Denekamp gaf het toepassen van FeSO_4 geen daling van de SVI te zien. Het toepassen van aluminiumbeitsen naast FeSO_4 had dit effect wel. Uit onderzoek is volgens Ellenbroek (14) naar voren gekomen dat Microtrix Parvicella weinig gevoelig is voor ijzerionen maar wel gevoelig voor aluminiumionen.

Het gebruik van FeSO_4 leidde in onderzoek van Donnert (11) en Ahlfänger (1) tot een verhoging van de SVI. Op de RWZI Berlijn-Marienfelde (11) ontstond licht slib na circa 15 maanden defosfateren. Een oorzaak voor dit fenomeen is tot op heden niet gevonden.

In het onderzoek van Ahlfänger (1) trad met name in het najaar licht slib op dat niet was te voorkomen of te bestrijden met FeSO_4 . Wanneer werd overgeschakeld van FeSO_4 op AVR daalde ook in het najaar de SVI tot normale waarden.

Volgens Wagner (79) bestaat er niet alleen een verband tussen de gloei-rest en de SVI maar ook tussen de P/N-verhouding van de droge stof en de SVI. Bij een P/N-verhouding kleiner dan 30 % neemt de SVI sterk toe evenals de aanwezigheid van draadvormende organismen. Bij een P/N-verhouding groter dan 30 % nemen de SVI en de aanwezigheid van draadvormende organismen af. Door het toepassen van simultane defosfatering neemt de P/N-verhouding toe, hetgeen kan leiden tot een verlaging van de SVI.

In figuur 8 is de SVI in relatie tot de slibbelasting uitgezet voor een aantal Nederlandse RWZI's met en zonder simultane defosfatering.



Figuur 8 De SVI in relatie tot de slibbelasting van een aantal Nederlandse RWZI's met en zonder simultane defosfatering (■ = RWZI's met simultane defosfatering, ● = RWZI's zonder simultane defosfatering, — = gem. SVI RWZI's met simultane defosfatering, - - - = gem. SVI RWZI's zonder simultane defosfatering).

In figuur 9 is de teruggang van de stikstofoxydatie weergegeven in relatie tot een pH-daling. De toename van de ammonium-stikstofconcentratie duidt op een remming van de groei van de nitrificerende micro-organismen (52).

Met name in gebieden met zacht afvalwater en een hoge ammonium-influentconcentratie moet rekening worden gehouden met een extra daling van de alkaliteit bij toepassing van ijzer- en aluminiumzouten (paragraaf 4.4). De nitrificatie kan als gevolg hiervan negatief worden beïnvloed. In voorkomende gevallen zal de pH moeten worden gecorrigeerd door kalktoevoeging. Ook kan defosfatering met behulp van Alton of kalk worden overwogen.

Alton verhoogt evenals kalk de alkaliteit van het afvalwater. Deze chemicaliën hebben als voordeel dat de werking niet berust op een pH-verhoging, maar op het neerslaan van aluminiumfosfaat. Door toepassing van Alton stijgt de pH slechts enkele tiende eenheden. In de onderzoeken van Dorgeloh (13) steeg de pH met 0,3 in de aëratieruimte tot waarden rond 7. De pH wordt hierdoor in het voor de nitrificatie optimale pH-gebied gehouden.

In paragraaf 4.3 is opgemerkt dat een pH boven het optimum ongunstig kan zijn voor de defosfatering. Wanneer met basische chemicaliën de pH in het voor de nitrificatie optimale gebied wordt gehouden, ligt de pH echter ook vrij gunstig voor het neerslaan van aluminiumfosfaat.

Bij defosfatering met kalk wordt de pH doelbewust verhoogd. In het onderzoek van Nolting (52) bleek pas bij pH 9 een vergaande fosfaatverwijdering op te treden. Ammonium-stikstof wordt bij deze hoge pH nog wel omgezet in nitriet-stikstof, maar de omzetting naar nitraat-stikstof komt vrijwel volledig tot stilstand. Deze remming is het gevolg van de directe pH-invloed en van de NH_3 -toxiciteit: het NH_4/NH_3 -evenwicht verschuift naar NH_3 . De Nitrobacter wordt reeds bij zeer lage ammoniakconcentratie (1 mg NH_3 -N/l) geremd.

De remming van het nitrificatieproces door een hoge pH is mogelijk mede afhankelijk van het doseerpunt. Volgens Ewald (15) treedt geen remming op van het nitrificatieproces wanneer kalk wordt gedoseerd in de overloop van de beluchting. Het nitrificatieproces zou zelfs worden gestabiliseerd. De pH bij het doseerpunt varieerde tijdens de onderzoeken tussen 8,5 en 9.

Op de RWZI Enter (80) is onderzoek uitgevoerd naar simultane defosfatering met kalk. De zuiveringsinrichting was tijdens het onderzoek slechts voor 50 % belast. De kalkdosering vond zowel plaats in de aëratieruimte als in de overloop naar de nabezinktank. Als gevolg van de kalkdosering steeg in beide gevallen de pH tot 8 à 8,5. Een negatieve invloed van kalk op de nitrificatie kon niet worden vastgesteld.

Uit de meest recente onderzoeken kan voorzichtig worden geconcludeerd dat defosfatering met kalk invloed kan hebben op de nitrificatie. Een belangrijke rol lijkt het doseerpunt te spelen. De mate waarin de pH stijgt in de aëratieruimte is voor een belangrijk deel afhankelijk van de alkaliteit van het influent en de concentratie Kjeldahl-stikstof. De toepasbaarheid van kalk wordt daarmee sterk bepaald door de plaatselijke omstandigheden. Per situatie zal moeten worden bepaald of defosfatering met kalk mogelijk is.

6.2.2 *slibleeftijd en slibbelasting*

De slibleeftijd is het quotiënt van de slibmassa in het zuiveringssysteem en de hoeveelheid slib die per dag aangroeit c.q. wordt afgetapt. Voor een stabiel nitrificatieproces moet een voldoende lange slibleeftijd in de aëratieruimte worden aangehouden in verband met de groeisnelheid van de nitrificerende micro-organismen. Door de extra productie van chemisch slib neemt de slibleeftijd af, tenzij de slibconcentratie evenredig wordt verhoogd.

Doordat bij toepassing van simultane defosfatering het percentage anorganische stof toeneemt, verandert de samenstelling van het slib. Wanneer het drogestofgehalte in de aëratieruimte gelijk blijft, betekent dit een toename van de biologische slibbelasting. Dit kan een negatieve invloed hebben op de nitrificatie. De biologische slibbelasting kan alleen op het ontwerpniveau worden gehandhaafd als het extra chemisch slib in de vorm van een verhoogd drogestofgehalte wordt gecompenseerd. Dit is in praktijk echter maar beperkt mogelijk, afhankelijk van een eventuele verbetering van de slibbezinkingseigenschappen (paragraaf 6.1.) en de capaciteit van de nabezinktank. Bij nieuw te bouwen RWZI's kan het beluchtingsvolume of de nabezinkcapaciteit worden verhoogd.

6.2.3 *invloed van metaalzouten op de nitrificatie*

Metaalzouten blijken de groei van de nitrificerende micro-organismen te beïnvloeden. Uit verschillende onderzoeken (o.a. 51, 53) is naar voren gekomen dat $Al_2(SO_4)_3$, AVR, $NaAlO_2$ geen invloed, $FeCl_3$ en $FeCl_2$ een positieve invloed en $FeSO_4$ een negatieve invloed hebben op de groeisnelheid van de nitrificerende micro-organismen.

De onderzoeken van Nyhuis (53) zijn uitgevoerd op laboratoriumschaal. Er werden zes systemen parallel bedreven bij een slibbelasting van 0,12 - 0,22 kg BZV/kg org.d.s.d. en verschillende concentraties metaalzouten.

Nolting (51) heeft onderzoek gedaan op semi-technische schaal. De onderzoeken zijn uitgevoerd bij een temperatuur van 17 °C, een pH van 7,3, een constant zuurstofgehalte en Me/P-verhoudingen van 1,5 - 2,5 mol Me/mol P. Er is ook in dit onderzoek gewerkt met meerdere parallelle systemen.

Valve (74) heeft op semi-technische schaal onderzoek gedaan naar het effect van ijzersulfaat op de nitrificatie in verschillende typen zuiveringsinrichtingen, namelijk:

- alleen met nitrificatie
- met na-denitrificatie
- met voor-denitrificatie
- met intermitterende beluchting.

Voor het onderzoek werd gebruik gemaakt van afvalwater van de RWZI Espoo. Het onderzoek werd uitgevoerd in twee parallel werkende systemen, waarvan één als referentie diende. Er is gewerkt bij een slibbelasting van 0,04 - 0,21 kg BZV/kg d.s.d., een temperatuur van 10 - 18 °C en een pH van 6,5 - 7,5. De onderzoeken zijn uitgevoerd bij verschillende Me/P-verhoudingen.

Uit het onderzoek is naar voren gekomen dat in het systeem met na-denitrificatie de nitrificatie bij een ijzerconcentratie van 13 mg/l

verstoord werd. De verstoring trad in de andere drie systemen pas op bij een ijzerconcentratie van 25 mg/l. Tot op heden is er geen inzicht in het mechanisme van de remming door ijzersulfaat. In tabel 5 worden de resultaten uit de verschillende onderzoeken weergegeven.

Tabel 5 Remming en stimulering van de groeisnelheid van nitrificerende micro-organismen door verschillende precipitatiemiddelen.

chemi- caliën	slibbelasting kg BZV/kg d.s.	slibleef- tijd dagen	Me-con- centratie mg/l	toe-/afname [*] nitrificatie	temp. °C	bron
FeCl ₃	0,1	5		+ 10 - 25 %	12	18,19,20
FeCl ₃	0,076 - 0,11 **		10 - 75	+ 40 %	20	53
FeCl ₃	0,1	17	2,5 mol/mol	+ 5,9 %	17	51
FeCl ₂	0,076 - 0,11 **		10 - 75	+ 14 %	20	53
FeCl ₂	0,1	11	2 mol/mol	+ 6,4 %	20	51
FeSO ₄	0,1	11		- 10 - 35 %	12	18,19,20
FeSO ₄				- 100 %		35
FeSO ₄	0,04 - 0,21	12 - 50	10 - 50	negatief	10 - 18	74
FeSO ₄	0,076 - 0,11 **		10 - 75	- 21 %	20	53
FeSO ₄	0,1	10	1,5 mol/mol	- 10 %	20	51
AVR	0,076 - 0,11 **		75 - 500	0 %	20	53
Al ₂ (SO ₄) ₃	0,052 - 0,056 **		5 - 50	0 %	20	53
Al ₂ (SO ₄) ₃	0,1	13,5	1,8 mol/mol	0 %	19	51
Südflock				positief		34

* De toename en afname van de groeisnelheid worden weergegeven met respectievelijk + en -. De percentages zijn uitgedrukt ten opzichte van een situatie zonder simultane defosfatering.

** Organische slibbelasting 0,12 - 0,22 en 0,094 kg BZV/kg org.d.s.

De mate waarin bepaalde precipitatiemiddelen een remmende of stimulerende werking hebben op de groeisnelheid van de nitrificerende micro-organismen loopt nogal uiteen. Duidelijk is wel dat FeSO₄ in voornoemde experimenten bij een Me/P-verhouding van circa 1,5 - 2 (ijzerconcentraties 27 - 36 mg/l) tot een aanzienlijke remming van de groeisnelheid heeft geleid.

In Nederland wordt FeSO₄ op grote schaal toegepast. Enkele Nederlandse gegevens zijn weergegeven in tabel 6. Hierbij dient te worden opgemerkt dat er op genoemde zuiveringen geen referentiestraat aanwezig was zonder simultane defosfatering, zodat een eventueel toxisch effect of een effect door chemisch slib moeilijk of niet kan worden waargenomen.

Op de RWZI Steenwijk werd gedefosfateerd in twee straten. In één straat werd FeCl₃ en in de andere werd FeSO₄ toegepast. De nitrificatie liep in de straat met FeSO₄ terug. Een duidelijke oorzaak was hiervoor niet aan te geven. Het drogestofgehalte, de slibproduktie en de pH waren in beide straten gelijk. De teruggang in de nitrificatie kon worden onderhouden door meer zuurstof toe te voeren (81). Tegenwoordig wordt gedefosfateerd met FeClSO₄.

Uit tabel 6 kan worden geconcludeerd dat in de praktijk blijkbaar geen merkbare remming van de nitrificatie optreedt als gevolg van de simultane defosfatering. Opgemerkt dient te worden dat veel RWZI's niet volledig belast zijn, zodat ten aanzien van de nitrificatie een aanzien-

lijke overcapaciteit aanwezig is. Bovendien is er bij geen van de RWZI's een referentiestraat zonder simultane defosfatering aanwezig.

Tabel 6 Invloed van defosfateringschemicaliën op Nederlandse RWZI's.

chemi- caliën	slibbelasting kg BZV/kg d.s.d	slibleef- tijd dagen	toe-/ afname nitrifi- catie	Me/P-ver- houding mol/mol	inrichtingen	bron
AVR	0,05		- 40 %	140 mg Al/1 60 mg Fe/1	TNO-inrich.	29
AlCl ₃	0,04	22	geen	1,6	Eiburg	9
AlCl ₃	0,06 - 0,12	6,8 - 9,2	geen	1,6 - 2,7	Epe	9
AlCl ₃	0,03 - 0,05	6	geen	1,9 - 3,2	Harderwijk	9
AlCl ₃	0,02 - 0,04	21,6 - 24,4	geen	1,1 - 1,9	Nijkerk	9
FeSO ₄	0,03 - 0,1		geen	0,8 - 3,3	Priesland	4,5 **
FeSO ₄ en Al-beits	0,09		geen		Denekamp	14 ***
FeSO ₄	0,095 - 0,1	8	geen	1,6 - 1,8	Epe	9
FeSO ₄	0,03 - 0,05	11 - 17	geen	1,2 - 1,5	Harderwijk	9
FeSO ₄	0,04		geen	1,2 - 1,3	Gieten	57 *****
FeSO ₄	0,015 - 0,07		geen	onbekend	Wervershoof	77
FeSO ₄	0,05	28 - 50	geen	1 - 1,3	Heino	82 *****
FeSO ₄	0,02 - 0,08	14	remming	1,5 - 2	Steenwijk	81
FeSO ₄	0,01 - 0,09	15 - 33	geen	onbekend	Eversteoog	77
FeSO ₄	0,05		-25 %	0,8 - 2,5	TNO-inrich.	31
FeCl ₃	0,04		geen	0,8 - 1,1	Beekbergen	69
FeCl ₃	0,02 - 0,08	14	geen	0,9 - 1,3	Steenwijk	81
FeCl ₃	0,03 - 0,05		geen	0,8 - 2,8	Haastrecht	61

- * De toename en afname van de groeisnelheid worden weergegeven met respectievelijk + en -. De percentages zijn uitgedrukt ten opzichte van een situatie zonder simultane defosfatering.
- ** Onderbelaste oxydatiesloten
- *** Overbelaste laagbelaste oxydatiesloot.
- **** Laagbelaste oxydatiesloot.
- ***** Niet volledig belast actief-slibstelsel

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat remming of stimulering van de nitrificatie als gevolg van de defosfateringschemicaliën niet uitgesloten kan worden. Naar verwachting treedt geen remming van de nitrificatie op door de aanwezigheid van metaalionen wanneer de pH in het voor de nitrificatie optimale bereik van 7 - 8 blijft en de slibleeftijd voldoende lang is. Pas wanneer niet aan deze voorwaarden is voldaan, zal naar verwachting een beïnvloeding van de nitrificatie door de aanwezigheid van de metaalionen een rol van betekenis gaan spelen. Omtrent het mechanisme van remming of stimulering bestaat nog geen duidelijkheid. De verschillen tussen de vorm van het metaalion (Fe²⁺ en Fe³⁺) en het tegenion (Cl⁻ en SO₄²⁻) zijn niet verklaard.

6.2.4 zuurstofgehalte

Voor de oxydatie van 1 mg Fe²⁺ is 0,14 mg O₂ nodig. Bij een ijzerconcentratie van circa 36 mg/l (Me/P-verhouding 2) betekent dit een zuurstofvraag van 5 mg/l. Dit is slechts 1 à 2 % van de biologische zuurstofvraag.

Tijdens onderzoek op de RWZI Steenwijk (81) vergde het toepassen van FeSO₄ 15 % meer lucht dan het toepassen van FeCl₃. De verhoogde zuurstofvraag kan op basis van de theorie niet worden veroorzaakt door de oxydatie van het Fe²⁺. De zuurstoftoevoer moest worden verhoogd om het

teruglopen van de nitrificatie tegen te gaan. Het teruglopen van de nitrificatie kan veroorzaakt zijn door het verstoort raken van de beluchtingselementen of doordat de zuurstofoverdracht van de waterfase naar de slibvlok minder goed verliep door de aanwezigheid van het chemisch slib (diffusielimitatie). Verstopping van de beluchtingselementen kon niet worden vastgesteld. Diffusielimitatie kan alleen een rol spelen wanneer wordt aangenomen dat de slibvlokken, die ontstaan bij toepassing van FeSO_4 , van een andere samenstelling zijn dan de slibvlokken die ontstaan bij toepassing van FeCl_3 . Het ontstaan van andere slibvlokken is niet ondenkbaar daar Fe^{2+} eerst moet worden geoxydeerd tot Fe^{3+} .

Geconcludeerd kan worden dat de oxydatie van Fe^{2+} geen belangrijke invloed heeft op de zuurstofvraag. Wel kan het nodig zijn een hogere zuurstofconcentratie in te stellen wanneer de nitrificatie door de ijzersulfaatdosering negatief wordt beïnvloed. Zeker op RWZI's met een krappe aëratiecapaciteit dient hiermee rekening te worden gehouden.

6.3 Invloed op de denitrificatie

Gegevens over de invloed van de simultane defosfatering op de denitrificatie zijn beperkt. In veel gevallen is onderzoek gedaan op RWZI's met alleen nitrificatie. Wanneer wel werd gedenitrificeerd, is meestal geen onderzoek gedaan naar de effecten op de denitrificatie.

In zijn algemeenheid geldt dat het denitrificatieproces minder gevoelig is voor de invloeden van de simultane defosfatering dan het nitrificatieproces.

In het onderzoek van Heide (26) is gebleken dat de denitrificatie bij het gebruik van kalk en AVR niet negatief wordt beïnvloed.

Valve (74) constateerde met name in een systeem met intermitterende beluchting remming van de denitrificatie bij dosering van ijzersulfaat.

Onderzoek op de RWZI Karlsruhe (39) op semi-technische schaal met ijzersulfaat liet zien dat een vergaande denitrificatie mogelijk was. Remming van de denitrificatie kon niet worden vastgesteld.

Uit het voorgaande kan worden geconcludeerd dat over de effecten van de simultane defosfatering op de denitrificatie weinig bekend is. Slechts in één geval trad remming van de denitrificatie op als gevolg van de dosering van FeSO_4 . Verwacht mag worden dat de denitrificatie niet negatief zal worden beïnvloed door toepassing van simultane defosfatering.

6.4 BZV- en CZV-verwijdering

Bischofsberger (2) heeft in hoogbelaste actief-slibsystemen (0,55 kg BZV/kg d.s.d) een relatie tussen CZV in het effluent en de Me/P-verhouding waargenomen. Een hogere Me/P-verhouding leidde tot een lager CZV en BZV van het effluent.

Simultane defosfatering in laag- en zeer laagbelaste actief-slibsystemen heeft geen of slechts een licht positieve invloed (2 à 3 % hogere verwijderingspercentages) op de BZV- en CZV-verwijdering. Dit blijkt uit verschillende onderzoeken (o.a. lit. 8).

Op de RWZI Radolfzell (slibbelasting 0,13 kg BZV/kg d.s.d) (8) werd een verhoogde CZV- en BZV-verwijdering en een geringere spreiding in

de effluentkwaliteit waargenomen. Dit wordt toegeschreven aan een betere verwijdering van fijn-colloïdale organische verbindingen.

Uit voorgaande resultaten kan worden geconcludeerd dat op RWZI's waar fijn-colloïdale organische verbindingen slecht worden afgevangen, bij toepassing van simultane defosfatering mogelijk een betere effluentkwaliteit kan worden bereikt. Echter dient wel te worden opgemerkt dat een lager effluent BZV niet alleen door een verbeterde verwijdering kan worden veroorzaakt maar ook door een verdunningseffect. Bij een even hoge zwevende-stofconcentratie in het effluent zal bij simultane defosfatering een groter deel bestaan uit anorganisch materiaal dan in de situatie zonder simultane defosfatering.

Bij goedwerkende laagbelaste actief-slibsystemen zal het effect gering zijn.

6.5 Slibproductie

De extra slibproductie, als gevolg van de simultane defosfatering, bestaat grotendeels uit chemisch slib in de vorm van MePO_4 en Me-hydroxydeverbindingen. De slibproductie bij verschillende Me/P-verhoudingen wordt weergegeven in tabel 7. Bij de berekening van de verschillende slibproducties is er van uitgegaan dat 40 % van het fosfaat wordt opgenomen in de biologische slibmassa. Tevens is aangenomen dat alleen MePO_4 en $\text{Me}(\text{OH})_3$ worden gevormd.

Tabel 7 Chemisch-slibproductie bij verschillende Me/P-verhoudingen

Me/P-verhouding mol/mol	Fe-zouten		Al-zouten	
	g d.s./g P	g d.s./g Fe	g d.s./g P	g d.s./g Al
1	4,2	2,4	3,4	3,8
1,5	6,2	2,3	4,6	3,6
2	7,9	2,2	5,9	3,4
2,5	9,6	2,1	7,2	3,2

Naast chemisch slib kan extra slibproductie optreden door het invangen van colloïdaal materiaal, afhankelijk van de afvalwatersamenstelling en het zuiveringsproces. Deze post zal bij zeer laagbelaste actief-slibsystemen gering zijn, omdat deze ook zonder simultane defosfatering een goede verwijdering van colloïdaal materiaal geven. Of het geflocculeerde colloïdale materiaal extra surplus-slib oplevert, is afhankelijk van de mate waarin het blootstaat aan de normale hydrolyse- en mineralisatieprocessen in de slibvlok. Verwacht mag worden dat de extra slibproductie langs deze weg bij simultane defosfatering gering is.

De bijdrage van de simultane defosfatering aan de surplus-slibproductie is geïllustreerd in tabel 8. De productie primair en biologisch slib is ontleend aan het STORA rapport "Optimalisatie van de gistingsgasproductie" (67). De productie van uitgestort slib is ontleend aan CBS-gegevens uit 1987. De chemisch-slibproductie is berekend bij een Me/P-verhouding van 2 en een fosfaataanvoer van 1,5 g/i.e.d.

Op praktijkinstallaties is de extra slibproductie zeer moeilijk nauwkeurig te meten. Het nemen van representatieve slibmonsters ter bepaling van het drogestofgehalte in de verschillende slibstromen is zeer moeilijk. De oorzaak hiervan is dat de slibbelasting in de tijd kan variëren, wat kan leiden tot een sterke spreiding in de totale slibpro-

duktie. De slibproductie kan op afzonderlijke RWZI's tevens verschillen, afhankelijk van de adsorptie van opgeloste organische verbindingen of het invangen van gesuspenseerd materiaal.

Tabel 8 De slibproductie bij simultane defosfatering

gebruikte chemicaliën	Fe-zouten	Al-zouten	
primair slib	36	36	g/i.e.d
biologisch slib	25	25	g/i.e.d
chemisch slib	11,85	8,85	g/i.e.d
	-----	----	
totaal secundair slib	36,85	33,85	g/i.e.d
totale vers-slibproductie	72,85	79,85	g/i.e.d
meerproductie vers slib	19	15	%
meerproductie sec. slib	47	35	%
productie uitgegist slib	45	45	g/i.e.d
productie chemisch slib	11,85	8,85	g/i.e.d
	-----	----	
totale slibproductie na gisting	56,85	53,85	g/i.e.d
meerproductie uitgegist slib	26	20	%

In tabel 9 wordt een overzicht gegeven van verschillende gemeten of berekende slibproductiewaarden.

Tabel 9 Berekende en gemeten slibproducties uit verschillende onderzoeken.

chemicaliënsoort	slibproductie		gewicht %	volume %	gemeten/ berekend	bron
	gewicht g/g Me	gewicht g/i.e.d				
Fe-verbindingen	2,6				gemeten	56
Fe-verbindingen	2,5				gemeten	51
Fe-verbindingen	2,3				berekend	51
Fe-verbindingen	2,5					ATV
FeSO ₄		11 - 13			gemeten	30
FeSO ₄		16,5 - 23			gemeten	10
FeSO ₄		8 - 21			gemeten	57
FeSO ₄		21			gemeten	9
FeCl ₃				0	gemeten	59
Al-verbindingen	4,5				gemeten	51
Al-verbindingen	3,6				berekend	51
Al-verbindingen	4					ATV
Al-beits			89		gemeten	76
Alton				10 *	gemeten	49
Alton			11	0	gemeten	41
AVR, Kalk				40 - 50 **	gemeten	26
Kalk	2,8				berekend	25
verschillende		10 - 20		50	gemeten	44
verschillende			38 - 161			37
verschillende		16		25	gemeten	50
verschillende		10		60 - 160		24
verschillende			60		gemeten	32
niet bekend			12	0	gemeten	42

* ontwaterd slib.

** bij een Me/P-verhouding van 1,5.

De in tabel 9 weergegeven cijfers zijn sterk vertekend door:

- de definitie van het i.e.;
- de fosfaataanvoer per i.e./d;
- de toegepaste Me/P-verhouding;
- overige factoren, bijv. invang van colloïdaal materiaal.

Geconcludeerd kan worden dat de extra chemisch-slibproductie makkelijk kan worden berekend. De extra organisch-slibproductie is moeilijk te berekenen of te ramen. Dit aandeel is wellicht gering bij de toepassing van zeer laagbelaste actief-slibsystemen. Op basis van onderzoek kan mogelijk een betere taxatie van de organisch-slibproductie in de praktijk worden gemaakt. Dit onderzoek heeft echter geen hoge prioriteit.

6.6 Toevoer en verwijdering van metalen

6.6.1 *toevoer van metalen als gevolg van chemicaliëndosering*

Als gevolg van de chemicaliëndosering ten behoeve van de simultane defosfatering worden naast ijzer en aluminium ook andere metalen in de zuivering gebracht. Deze metalen zijn als verontreinigingen aanwezig in de defosfateringschemicaliën.

De te doseren defosfateringschemicaliën zijn in verschillende kwaliteiten verkrijgbaar, namelijk de zuivere, de KIWA- en de technische kwaliteit. In de waterzuivering wordt over het algemeen gebruik gemaakt van de technische kwaliteit. De technische kwaliteit is de minst zuivere en het goedkoopst.

Aan de hand van produktgegevens is voor een aantal defosfateringschemicaliën in tabel 10 de verhoging in de aanvoer van metalen weergegeven. Voor $FeCl_3$ en $AlCl_3$ is hierbij uitgegaan van een technische kwaliteit. Voor $FeSO_4$ is uitgegaan van een KIWA-kwaliteit. Als referentie is gebruik gemaakt van de meetwaarden uit het STORA rapport "Het inwoner-equivalent getoetst" (68).

Tabel 10 Aanvoer metalen/i.e.d. als gevolg van normale vervuiling en de toename als gevolg van toepassing van simultane defosfatering.

Metaal	STORA mg/i.e.	$FeCl_3$ mg/i.e.	toename %	$FeSO_4$ mg/i.e.	toename %	$AlCl_3$ mg/i.e.	toename %
zink	22,2	22,6	1,8				
lood	2,5	2,62	4,8	2,5025	0,1	2,51	0,43
nikkel	1,4			1,98	42	1,59	14
chromium	0,55	1,73	215	0,87	58,2	0,556	1,2
cadmium	0,14	0,16	14	0,1413	0,95	0,166	18
kwik	0,05	0,0504	0,8	0,05062	1,25	0,05004	-
arseen	0,55	0,59	7	0,55015	0,027	0,5565	1,2

Geconcludeerd kan worden dat met name de toevoer van nikkel en chromium sterk toeneemt bij simultane defosfatering met ijzerzouten en dat bij toepassing van aluminium de toevoer van nikkel en cadmium duidelijk toeneemt.

Opgemerkt dient te worden dat de samenstelling van de defosfateringschemicaliën afhankelijk is van de herkomst van het produkt. Boven genoemde getallen zijn alleen als illustratie bedoeld. Aan deze cijfers mag geen absolute waarde worden gehecht.

6.6.2 *verwijdering van metalen in het zuiveringsproces*

De verwijdering van metalen uit afvalwater wordt volgens verschillende onderzoeken niet beïnvloed door de simultane defosfatering met ijzer- of aluminiumzouten (2, 3, 30, 45). Bischofsberger heeft in referentie-onderzoeken zonder simultane defosfatering aangetoond dat in de aëratieruimte metalen (zink, koper, chroom, ijzer) reeds vergaand worden verwijderd. De bij de simultane defosfatering extra toegevoerde metalen worden verwijderd tot effluentconcentraties die gelijk zijn aan de effluentconcentraties in een situatie zonder simultane defosfatering (zie ook paragraaf 6.6.3).

Bij defosfatering met kalk (25) is gebleken dat de effluentconcentraties metalen (zink, koper, ijzer, mangaan) duidelijk lager liggen dan wanneer er niet wordt gedefosfateerd. De oorzaak hiervan is waarschijnlijk dat metalen als hydroxyden kunnen neerslaan bij een hoge pH. Deze resultaten worden bevestigd door het onderzoek naar de verwijdering van zink, koper en chroom op de RWZI Enter (80).

Geconcludeerd kan worden dat zink, chroom, ijzer en koper reeds in een actief-slibstelsel zonder simultane defosfatering vergaand worden verwijderd. Bij toepassing van ijzer- en aluminiumzouten zal geen verdere verwijdering van metalen meer optreden. Bij toepassing van kalk kan daarentegen wel een verdergaande verwijdering optreden.

6.6.3 *metalen in het effluent*

Zware metalen zijn ondanks de extra aanvoer als gevolg van verontreiniging van de defosfateringschemicaliën in zeer geringe concentraties in het effluent aanwezig. De concentraties in het effluent lagen op de onderzoeksinstallaties duidelijk lager dan de concentraties in het influent en in hetzelfde gebied als in een referentieperiode zonder simultane defosfatering.

Ten aanzien van de concentraties van de defosfateringsmetalen ijzer en aluminium lopen de gegevens nogal uiteen. Zowel een toe- als een afname van de ijzer- en aluminiumconcentratie in het effluent is waargenomen. Bij een toename bedroeg de ijzer- of aluminiumconcentratie 2 à 3 mg/l (2, 45). In andere onderzoeken werd echter geconstateerd dat vrijwel al het gedoseerde ijzer en aluminium gebonden werd in het slib. In dat geval werden effluentconcentraties gemeten $< 0,23$ mg Al/l en $< 0,5$ mg Fe/l (3, 29).

Een oorzaak voor deze verschillen is niet aan te geven. Mogelijk worden de hoge effluentconcentraties veroorzaakt door het uitspoelen van aan slib gebonden metalen of zijn de metalen om onbekende redenen niet neergeslagen als complexen.

6.6.4 *slibsamenstelling*

Als gevolg van de simultane defosfatering zal de samenstelling van het zuiveringsslib veranderen. Met name de metaalconcentraties van aluminium en ijzer nemen sterk toe. In tabel 11 wordt een overzicht gegeven van de toename van de verschillende metaalconcentraties in het slib. De berekende concentraties worden vergeleken met de huidige richtlijnen van de Unie van Waterschappen en de toekomstig te stellen eisen.

Bij de berekening is rekening gehouden met de extra slibproductie die als gevolg van de simultane defosfatering optreedt en van de in tabel 10 genoemde toename in de aanvoer van de verschillende metalen. Bovendien is ervan uitgegaan dat de totale aangevoerde vracht (zware) metalen wordt gebonden in het slib.

Tabel 11 Berekende metaalconcentratie in het surplusslib met en zonder simultane defosfatering.

metaal	geen defos.	FeCl ₃	FeSO ₄	AlCl ₃	Unie van Waterschappen	toekomstige eisen
	µg/g d.s.	µg/g d.s.	µg/g d.s.	µg/g d.s.	µg/g d.s.	µg/g d.s.
ijzer		146.540	146.540			
aluminium				77.190		
arseen	22	16	14,9	15,1	10	25
cadmium	5,6	4,3	3,8	4,5	5	3,5
kwik	2	1,4	1,4	1,4	5	3,5
nikkel	56		53,7	43,1	100	70
chrom	22	46,9	23,6	15,1	500	350
lood	100	71	67,9	68,1	500	350
zink	888	634			2.000	1.400
koper					600	425

* Richtlijnen voor het gebruik van zuiveringsslib in de landbouw.

** Deze eisen zullen gelden tot 1 - 1 - 1995 voor slib met een organische stofgehalte van tenminste 50 %. Na 1995 zullen nog strengere eisen gaan gelden, met name voor koper en zink.

Door toepassing van simultane defosfatering wordt er meer slib geproduceerd, waardoor verdunning optreedt van de in het slib ingevangen verontreinigingen. Hierdoor nemen de concentraties metalen in het slib relatief af.

7 INVLOED VAN DE SIMULTANE DEFOSFATERING OP DE SLIBVERWERKING

7.1 Slibindikking

De simultane defosfatering leidt tot een extra slibproductie. Een eventuele invloed van het chemisch slib op de slibindikking is van belang voor de capaciteit van de slibverwerking.

In tabel 12 zijn onderzoeksresultaten weergegeven afkomstig van verschillende experimenten met de indikking van defosfateringsslib dat ontstaat bij toepassing van simultane defosfatering.

Tabel 12 Effect van de aanwezigheid van chemisch slib op de slibindikking.

chemicaliënsoort	verbetering/ verslechtering	bron
niet bekend	verbetering	42 *
niet bekend	geen effect	44
niet bekend	kortstondige verbetering	24
verschillende	verbetering *	3
verschillende	geen effect	38
Al-verbindingen	geen effect	22
Alton	geen effect **	41

* indikking uitgegist slib

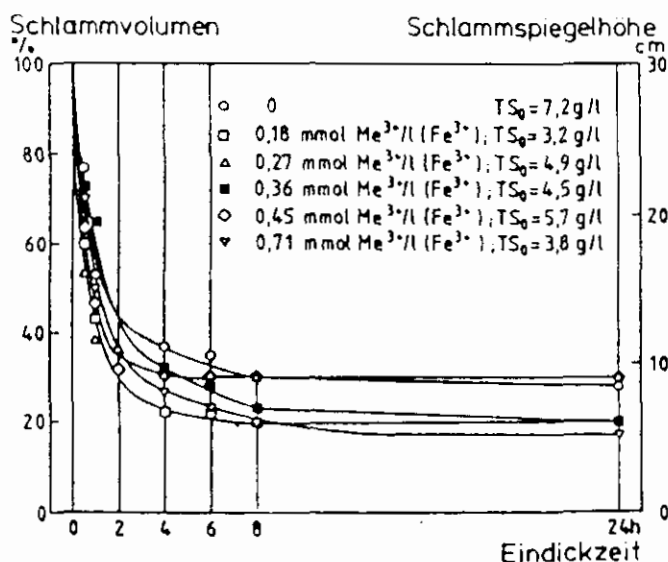
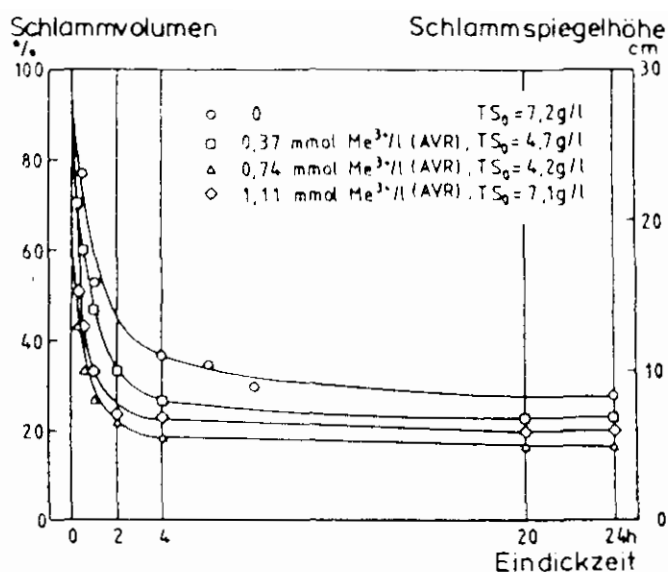
** de indikking in centrifuges van vers en uitgegist slib verbeterde niet.

In het onderzoek van Hahn (22) nam het slibvolume bij simultane defosfatering toe, doordat de gravitatie-indikking niet verbeterde en de drogestofproductie groter werd. Defosfateringsslib dikt gedurende de eerste uren beter in dan normaal slib bij toepassing van gravitatie-indikking (23). Echter na 24 uur indikking is er vrijwel geen verschil meer tussen de indikkingsresultaten van defosfateringsslib en normaal slib.

Bij flotatie-indikking werd door Hahn (22) een verbeterde indikking gevonden. Onderzoek op de RWZI Berlijn-Marienfelde vertoonde echter een lichte verslechtering van de flotatie-indikking na de invoering van simultane defosfatering met FeSO_4 (12).

De aanwezigheid van chemisch slib heeft geen wezenlijke invloed op de volumereductie en het resulterende drogestofgehalte. Het slib gedraagt zich op gelijke wijze als normaal surplusslib. Dit betekent dat het volume van het ingedikte slib evenredig met de slibproductie zal toenemen.

Uit figuur 10 blijkt dat de volumereductie van het defosfateringsslib weinig afhankelijk is van toegepaste chemicaliën. Ook de hoogte van de Fe- of Al-dosering heeft geen eenduidige invloed op het indikproces.



Figuur 10 Het verband tussen de volumereductie van secundair slib en de duur van het indikproces bij verschillende chemicaliëndoseringen (38).

Hoewel op basis van het voorgaande geen positieve invloed op de slibindikking mag worden verwacht, zijn er enkele positieve waarnemingen van een aantal Nederlandse RWZI's te melden (tabel 13). Opgemerkt dient te worden dat het hier niet altijd gericht onderzoek betreft.

Uit tabel 13 komt naar voren dat de slibindikking op de verschillende zuiveringsinrichtingen is verbeterd na invoering van simultane defosfatering. Dit is mogelijk toe te schrijven aan het feit dat de SVI als gevolg van de simultane defosfatering sterk is verbeterd (paragraaf 6.1). Er is echter geen eenduidig verband tussen een SVI-daling en een verbeterde slibindikking (28).

Tabel 13 Effect van de aanwezigheid van chemisch slib uit de simultane defosfatering op de slibindikking; Nederlandse praktijkgegevens.

chemicaliënsoort	verbetering/ verslechtering	drogestof %	bron
FeSO ₄	verbetering		30
FeSO ₄	geringe verbetering	2,6 -> 2,85	9
FeSO ₄ + Al-beits	verbetering	4 -> 5	14
FeSO ₄	geringe verbetering	2,8 -> 2,9	57
FeSO ₄	verbetering	3,4 -> 5,4	77
FeCl ₃	verbetering	3,5 -> 4,5	54

Uit het voorgaande kan worden geconcludeerd dat de slibindikking door toepassing van simultane defosfatering doorgaans niet sterk verbetert.

7.2 Slibstabilisatie

7.2.1 *aërobe slibstabilisatie*

De zuurstofverbruiksnelheid van endogeen ademend slib wordt vaak als maat gebruikt voor de stabilisatiegraad van aëroob slib. Een hoge zuurstofverbruiksnelheid zou duiden op minder vergaand gestabiliseerd slib.

Onderzoek van Heide (29) gaf aan dat de zuurstofverbruiksnelheid van endogeen ademend AVR-slib hoger lag dan die van normaal slib. Desondanks bleek de aërobe slibstabilisatie in aanwezigheid van AVR in de praktijk ongestoord te verlopen.

Ook de aërobe slibstabilisatie van slib uit Bodegraven en Nieuwveen (30) verloopt goed ongeacht de aanwezigheid van chemisch slib afkomstig van de simultane defosfatering met FeCl₃ en FeSO₄.

Uit de beperkte onderzoeksresultaten kan worden geconcludeerd dat simultane defosfatering geen invloed heeft op de aërobe slibstabilisatie.

7.2.2 *anaërobe slibstabilisatie*

De simultane defosfatering geeft een toename van het slibvolume en een veranderde chemische samenstelling van het slib.

De verhoogde slibproductie leidt tot een daling van de verblijftijd in de slibgistingstank met als mogelijk gevolg een verminderde slibstabilisatie en een daling van de gasproductie.

In het onderzoek op de RWZI Amsterdam-West (59) ging het fosfaat-neerslag niet in oplossing door de overgang van Fe³⁺ naar Fe²⁺. In dit onderzoek kwam tevens naar voren dat de aanwezigheid van fosfaatslib geen invloed op het slibgistingsproces had.

Een remming van het gistingsproces door de aanwezigheid van metaal-fosfaatverbindingen treedt volgens Seyfried (65) op geen enkele wijze op. Inhibitie van het slibgistingsproces vindt plaats wanneer meer dan 10 % van het te vergisten slib bestaat uit FePO₄ (65). Theoretisch

wordt er 7,3 g FePO_4 /i.e.d geproduceerd. Uit tabel 8 blijkt dat de totale slibproductie 72,8 g d.s./i.e.d bedraagt. Dit betekent dat circa 10 % van het naar de slibgisting te voeren slib uit FePO_4 bestaat. Uit de Nederlandse praktijk is echter geen remming van het slibgistingsproces bekend.

Ook uit een samenvattend onderzoek van Mertsch (44) blijkt dat de anaërobe slibstabilisatie niet wordt gestoord door de aanwezigheid van chemisch slib. De gasproductie per i.e. blijft gelijk aan de gasproductie van alleen primair en secundair slib.

Gunstig neveneffect van de defosfatering met ijzerverbindingen is de binding aan sulfide. Aluminiumverbindingen doen dit in theorie niet.

Geconcludeerd kan worden dat er geen problemen optreden door toepassing van de simultane defosfatering mits de verblijftijd in de slibgistingstank voldoende blijft om het slibgistingsproces volledig te laten verlopen.

7.3 Slibconditionering

Om slib mechanisch te kunnen ontwateren wordt het over het algemeen eerst geconditioneerd met chemicaliën. Voor de conditionering wordt afhankelijk van de ontwateringstechniek gebruik gemaakt van polyelectrolyten, of FeCl_3 en kalk.

Voor conditionering van het defosfateringsslib, ontstaan bij simultane defosfatering met kalk, zijn minder chemicaliën nodig bij ontwatering in filterpersen dan voor de conditionering van normaal zuiveringsslib (27).

In de onderzoeken met simultane defosfatering met FeSO_4 op de RWZI's Bodegraven en Nieuwveen (30) waren echter evenveel chemicaliën (g/kg d.s.) nodig om met defosfateringsslib en normaal slib eenzelfde droge-stofgehalte te bereiken.

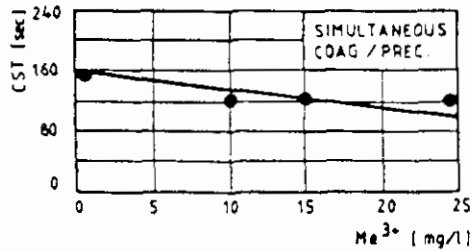
Gleisberg (17) geeft aan dat voor de conditionering van fosfaatslib meer chemicaliën (g/kg d.s.) nodig zijn dan voor gewoon uitgegist slib. Dit geldt voor alle door Gleisberg onderzochte ontwateringstechnieken (centrifuge, zeefbandpers, kamerfilterpers). In zeer specifieke gevallen kan het voorkomen dat minder chemicaliën nodig zijn. De conditionering van Fe-houdend slib vraagt bij ontwatering in zeefbandpersen minder chemicaliën (g/kg d.s.) dan de conditionering van Al-houdend slib. Het omgekeerde geldt echter voor toepassing van centrifuges en kamerfilterpersen (17).

Een duidelijke invloed van fosfaatslib op de slibconditionering, zo die er is, blijkt niet. Opgemerkt wordt dat er weinig onderzoeken zijn uitgevoerd en verschillende ontwateringstechnieken zijn toegepast.

7.4 Ontwaterbaarheid

De ontwaterbaarheid van slib is met behulp van verschillende parameters (CST en filtratieweerstand) te karakteriseren. Een afname van de CST (Capillary Suction Time) en de filtratieweerstand betekent een verbeterde ontwaterbaarheid. Klute (37) heeft waargenomen dat de CST afneemt bij een toenemende chemicaliëndosering voor de defosfatering. Hierbij dient wel te worden opgemerkt dat een deel van de defosfateringschemicaliën gelijk is aan de toeslagstoffen die worden gebruikt bij de ont-

watering van zuiveringsslib. De ontwaterbaarheid wordt als gevolg van deze toeslagstoffen verbeterd. Het verband tussen de CST en de chemicaliëndosering voor de defosfatering is weergegeven in figuur 11.



Figuur 11 Relatie tussen CST en chemicaliëndosering.

De filtratieweerstand verbetert in de meeste gevallen eveneens bij de toepassing van simultane defosfatering (12, 28).

Dat zowel de CST als de filtratieweerstand niet altijd een even geëigende grootte is om de ontwaterbaarheid van slib te karakteriseren, blijkt uit onderzoek van Donnert (12). Op de RWZI Berlijn-Marienfelde verbeterden de filtratieweerstand en de CST na invoering van simultane defosfatering met FeSO_4 , hetgeen zou moeten duiden op beter ontwaterbaar slib. De ontwaterbaarheid in de vacuümfiltratie liep echter sterk terug, waarbij de filterkoek tegen het filterdoek vrijwel droog was maar de buitenzijde niet verder kon worden ontwaterd (12).

In tabel 14 wordt een overzicht gegeven van de resultaten uit verschillende ontwateringsexperimenten met fosfaatslib.

Tabel 14 Effect van de aanwezigheid van defosfateringschemicaliën in slib op de ontwaterbaarheid.

chemicaliën	ontwaterings- techniek	verbetering/ verslechtering	bron
kalk	natuurlijk	verbetering	26
kalk	natuurlijk	verbetering	27
kalk	filterpers	verbetering	27
kalk	centrifuge	verbetering	27
AVR	natuurlijk	verslechtering	26
Fe/Al-verbindingen	zeefbandpers	verslechtering	17
FeCl_3	filterpersen	geen	54
FeSO_4	centrifuge	verbetering	30
FeSO_4	zeefbandpers	gering/geen	30
FeSO_4	filterpers	gering/geen	30
FeSO_4	vacuümfiltratie	verslechtering	12
diverse	diverse	verbetering	21
diverse	diverse	verbetering	62
diverse	kamerfilterpers	geen	44
diverse	centrifuge	geen	44
diverse	zeefbandpers	geen	44
onbekend	onbekend	verbetering	64
onbekend	onbekend	verbetering	24

De natuurlijke ontwaterbaarheid van niet gestabiliseerd fosfaatkalkslib neemt toe (27). De slibeigenschappen worden door het verhogen van het as-gehalte als gevolg van de simultane defosfatering echter niet constanter.

De bepalende factor voor de ontwaterbaarheid van slib in centrifuges is het gehalte anorganisch materiaal (as-gehalte). Centrifuges ontwateren slib met een hoog as-gehalte beter dan slib met een lager as-gehalte. Door toepassing van simultane defosfatering wordt het as-gehalte van het slib verhoogd, waardoor de ontwatering in centrifuges beter zal verlopen (28, 30).

In een onderzoek van Gleisberg (17) met zeefbandpersen was Fe-houdend slib beter te ontwateren dan Al-houdend slib. Met centrifuges of kamerfilterpersen was nauwelijks een verschil te zien tussen Fe- of Al-houdend slib in het bereikte drogestofpercentage.

De invloed van de aanwezigheid van fosfaatslib in het te verwerken slib op de ontwaterbaarheid is gering. Doorgaans worden positieve effecten geconstateerd. Geconcludeerd kan worden dat met ijzerverbindingen de slibontwatering iets beter verloopt dan met aluminiumverbindingen.

8 SIMULTANE DEFOSFATERING IN TWEETRAPSSYSTEMEN

8.1 Algemeen

In een tweetrapssysteem wordt de eerste trap hoog belast. De slibleeftijd in deze trap is te kort voor het optreden van nitrificatie. In de tweede trap vindt wel nitrificatie plaats.

Simultane defosfatering kan in tweetraps actief-slibsystemen in de eerste of in de tweede trap worden toegepast.

Het voordeel van chemische defosfatering in de eerste trap is dat de nitrificerende slibmassa slechts in contact komt met een lage chemicaliënconcentratie die wordt veroorzaakt door uitspoeling van chemicaliën die in de eerste trap niet hebben gereageerd. In de praktijk zal worden gestreefd naar een zo gering mogelijke uitspoeling van de eerste naar de tweede trap.

Een eventuele beïnvloeding van het nitrificatieproces door de aanwezigheid van metaalzouten of een sterke verkorting van de slibleeftijd zal dan ook naar verwachting niet of nauwelijks optreden.

De simultane defosfatering in de eerste trap is in zekere zin vergelijkbaar met de voorprecipitatie. Naar verwachting zal als gevolg van de defosfatering in de eerste trap meer BZV worden verwijderd. De BZV/N-verhouding neemt door de hogere BZV-verwijdering verder af, hetgeen ongunstig is voor de denitrificatie. Dit kan een nadelig effect hebben op de totaal-stikstofverwijdering in de tweede trap.

Bij een onvolledige afscheiding van chemisch slib in de tussen-bezinktank of een onvolledig reageren van de metaalionen in de eerste trap kan het nitrificatieproces in de tweede trap worden beïnvloed. Door het uitspoelen van chemisch slib naar de tweede trap worden de slibsamenstelling en de slibleeftijd beïnvloed (zie 6.2.2). Dit kan leiden tot een negatieve beïnvloeding van de nitrificatie.

Voor de simultane defosfatering in de tweede trap gelden dezelfde factoren als in een ééntrapssysteem.

8.2 Onderzoeksresultaten van tweetraps actief-slibsystemen

Op een aantal Nederlandse zuiveringsinrichtingen is of wordt onderzoek gedaan naar de simultane defosfatering in een tweetrapssysteem. In tabel 15 worden de resultaten van deze onderzoeken weergegeven.

Op de RWZI Dokhaven werd slechts gekeken naar de effecten van de simultane defosfatering op de eerste trap. Hiertoe werden twee straten parallel bedreven. De onderzoeken hebben slechts enkele weken geduurd. Er werd gestreefd naar een Me/P-verhouding van 1,5 mol Fe/mol P. Het ijzerchloride werd gedoseerd op basis van het influentdebiet. De fosfaat-influentconcentratie vertoonde echter sterke schommelingen. De Me/P-verhouding en de fosfaat-effluentconcentratie varieerden als gevolg hiervan sterk.

Op de RWZI Veendam wordt alleen in de zomer gedefosfateerd. Bij vergelijking van perioden met en zonder simultane defosfatering gaat het dus niet om vergelijkbare condities. De in tabel 15 aangegeven verbeteringen van de zuiveringsrendementen zijn dan ook niet alleen toe te schrijven aan het toepassen van de simultane defosfatering.

Tabel 15 Resultaten van simultane defosfatering in de eerste trap van tweetrapssystemen.

Procesparameter	Dokhaven	Nieuwveer	Veendam	Vinkel
Chemicaliën	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃	FeCl ₃
Me/P-verh. mol/mol	0,9 - 1,6	0,9 - 1,1	0,5	1
pH		geen verandering		geen effect
1^e-trap				
P-conc. TBZ mg/l	1,3 - 2,8	3,3	5,8	
P-verw. %	43 -> 83	38 -> 64	20 -> 40	
BZV-verw.	9 % toename	geen effect	12,5 % toename	
N-Kj-verw.	3 % toename	geen effect	geen effect	
SS-verwijdering		niet eenduidig	geen effect	
SVI ml/g	77 -> 94	45 -> 69	57 -> 41	
Slibproductie				
- gewicht	toename 35 %			3 %
- volume				
Gloeirest %	5 % toename			
2^e-trap				
P-conc. effl. mg/l		0,9	1,8	0,5 - 2
P-verw. tot. %		55 -> 91	53 -> 75	
Nitrificatie		geen effect	geen effect	geen effect
SVI ml/g		geen effect	niet eenduidig	
Bron	60	46	33	40

In Finland is eveneens onderzoek gedaan naar simultane defosfatering in tweetrapssystemen. Holm (32) vond dat defosfatering in de eerste trap geen invloed heeft op het nitrificatieproces in de tweede trap. Wel werd remming van de nitrificatie door een fosfaatgebrek gevonden. Nitrificerende bacteriën hebben minimaal 0,1 - 0,3 mg ortho-P/l nodig. In Nederland zal hieraan vrijwel altijd worden voldaan.

Op grond van de nog betrekkelijk beperkte praktijkervaring mag worden verwacht dat met simultane defosfatering in de eerste trap van een tweetrapstelsel fosfaat-effluentconcentraties worden bereikt van 1 à 2 mg P/l. De nitrificatie in de tweede trap wordt niet beïnvloed door de simultane defosfatering in de eerste trap. De toename van de BZV-verwijdering is relatief gering.

8.3 Onderzoekresultaten van een actief-slib/oxydatiebedinrichting

Op de zuiveringsinrichting Karlsruhe (39) zijn gedurende een jaar praktijkonderzoeken uitgevoerd naar de simultane defosfatering op de eerste trap. De eerste trap van de zuivering bestaat uit een actief-slibstelsel, de tweede trap omvat oxydatiebedden. Er werden effluentconcentraties kleiner dan 1 mg P/l bereikt bij een FeClSO₄-dosering van 0,7 - 1,1 mol Fe/mol P. Overigens werd zonder defosfatering 1,5 - 2,5 mg P/l bereikt.

Algemeen kan worden gesteld dat de resultaten van de verschillende onderzoeken niet altijd even eenduidig zijn. Dit wordt mede veroorzaakt door het feit dat er wel veel praktijkervaring is, maar dat er weinig betrouwbaar gedocumenteerd en gericht onderzoek is uitgevoerd.

Tevens dient nogmaals te worden opgemerkt dat de in het rapport genoemde effluentconcentraties jaargemiddelde waarden omvatten. Om aan de in de AMvB gestelde effluenteisen te kunnen voldoen dient het jaargemiddelde een factor 2 lager te liggen dan de in de AMvB gestelde effluentconcentraties van 1 en 2 mg P/l.

9.1 Fosfaatverwijderingsrendement en te bereiken effluentconcentratie

Ortho-fosfaat

Tot een Me/P-verhouding van circa 2 mol Me/mol P - waarmee een P-ortho $\approx 0,5$ mg P/l bereikt worden - neemt de concentratie ortho-fosfaat duidelijk af met de Me-dosering. Een verdere verhoging van de Me/P-verhouding leidt nauwelijks tot een verdere verlaging van de ortho-fosfaatconcentratie.

Gesuspendeerd materiaal

De fosfaatverwijdering is voor een zeer groot deel afhankelijk van de afscheiding van gesuspendeerd materiaal. Wanneer de zwevende-stofconcentratie in het effluent hoger is dan 15 mg/l (Me/P-verhouding van 2) wordt de 1 mg-fosfaateis reeds overschreden; Aan de 2 mg-fosfaateis kan worden voldaan tot een zwevende-stofconcentratie van 40 mg/l.

Totaal-fosfaat

De verwijdering van totaal-fosfaat is afhankelijk van de verwijdering van ortho-fosfaat en de afscheiding van gesuspendeerd materiaal. Uit voorgaande punten blijkt dat het behalen van een lage totaal-fosfaat-effluentconcentratie voor het grootste deel wordt bepaald door de mate van uitspoelen van gesuspendeerd materiaal. Naast dosering van metaalzouten kunnen maatregelen tegen zwevende-stofuitspoeling (bijv. filtratie, poly-electrolytdosering) nodig zijn om 1 mg P/l te halen.

Toepassing verschillende defosfateringschemicaliën

De diverse ijzer- en aluminiumzouten hebben geen merkbaar verschil in de fosfaatverwijdering. Opgemerkt dient te worden dat de basische aluminiumzouten mogelijk afhankelijk van plaatselijke omstandigheden een iets minder goede werking hebben dan de zure aluminiumzouten.

Doseerpunt

Een grote turbulentie bij het doseerpunt is vereist wanneer het gaat om de dosering van drie-waardige metaalzouten. Bij de dosering van twee-waardige metaalzouten is een grote turbulentie bij het doseerpunt van minder groot belang.

Het optimale doseerpunt voor ijzersulfaat is in het begin van de aëratietank of in de voorbeluchting. Voor de dosering van drie-waardige metaalzouten wordt veelal de voorkeur gegeven aan de overloop van de aëratieruimte naar de nabezinktank. De plaats van het doseerpunt bij de dosering van twee- en drie-waardige metaalzouten blijkt echter geen grote invloed te hebben op de te bereiken fosfaat-effluentconcentratie. Dosering op meerdere plaatsen leidt waarschijnlijk tot iets betere verwijderingsrendementen dan dosering op één plaats. Of dosering van een deel van de chemicaliën op de voorbezinktank voordelen biedt, moet voor

iedere situatie afzonderlijk worden afgewogen.

Bij de toepassing van kalk vormt de overloop van de aëratieruimte de optimale plaats van het doseerpunt.

Sturing chemicaliëndosering

Een fosfaatvrachtgestuurde chemicaliëndosering kan aantrekkelijk zijn om toe te passen, daar naar verwachting minder chemicaliën behoeven te worden gedoseerd, waardoor de jaarlijkse lasten kleiner worden en er minder slib wordt geproduceerd. Voor toepassing wordt met name gedacht aan grote zuiveringen (> 100.000 i.e.) en zuiveringen met een sterk fluctuerende fosfaataanvoer.

Voor kleinere installaties waarvan de fosfaataanvoer minder fluctueert en waarbij de verblijftijd in de aëratieruimte lang is (circa één dag), kan worden volstaan met een debietgestuurde chemicaliëndosering.

9.2 Effecten van simultane defosfatering op andere zuiveringsprocessen.

SVI

Over het algemeen daalt de SVI bij invoering van simultane defosfatering. Aluminiumzouten hebben een gunstiger invloed op de SVI dan ijzerzouten. De grootte van de daling is niet op voorhand aan te geven.

Nitrificatie

- De pH kan dalen door toepassing van ijzer- en aluminiumzouten. Met behulp van neutralisatie of door toepassing van basische chemicaliën (bijv. Alton) kan remming van de nitrificatie worden voorkomen.
Toepassing van kalk kan leiden tot een onaanvaardbare stijging van de pH. Dit is mede afhankelijk van het doseerpunt.
- De chemisch-slibproductie leidt bij een gelijkblijvend drogestofgehalte in de beluchting tot een verhoogde biologische slibbelasting en een kortere slibleeftijd. Om dit te compenseren zal de slibmassa in het systeem evenredig met de extra slibproductie moeten worden verhoogd. De grootte van de verhoging is niet op voorhand aan te geven. Met behulp van berekeningen kan de chemisch-slibproductie redelijk nauwkeurig worden geschat. Een eventuele extra biologisch-slibproductie is grotendeels afhankelijk van plaatselijke omstandigheden en als gevolg daarvan moeilijk te ramen.
- De benodigde verhoging van het slibgehalte kan in de regel deels worden gecompenseerd door een daling van de SVI, waardoor de toename van het slibvolume beperkt blijft. In hoeverre compensatie kan plaatsvinden is afhankelijk van de grootte van de SVI-daling en de eventueel aanwezige capaciteit van de RWZI.
- Er zijn aanwijzingen dat FeSO_4 een remmende werking heeft op de groeisnelheid van nitrificerende micro-organismen; FeCl_2 en FeCl_3 hebben een stimulerende invloed en AVR, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en NaAlO_2 hebben geen invloed op de groeisnelheid. Omtrent het werkingsmechanisme is nog geen duidelijkheid.

Zuurstofgehalte

De oxydatie van Fe^{2+} leidt tot een geringe toename van de zuurstofvraag. Om de nitrificatie op peil te houden kan het nodig zijn de zuurstoftoevoer te verhogen. Als gevolg van de simultane defosfatering kan mogelijk diffusielimitatie voor zuurstof optreden.

Denitrificatie

De denitrificatie lijkt minder gevoelig dan de nitrificatie voor de simulane defosfatering; remming kon niet worden vastgesteld behalve voor één geval waar FeSO_4 werd toegepast. De verwachting is dat de denitrificatie door toepassing van simultane defosfatering in de praktijk niet negatief zal worden beïnvloed.

BZV- en CZV-verwijdering

De simultane defosfatering heeft geen of slechts een geringe positieve invloed op de BZV- en CZV-verwijdering.

Slibproductie

De chemisch-slibproductie is eenvoudig te berekenen. De extra organisch-slibproductie is moeilijk te berekenen doch gering.

Toevoer van metalen

Met name de toevoer van nikkel en chroom neemt sterk toe bij toepassing van simultane defosfatering met ijzerzouten. Bij toepassing van aluminiumzouten neemt de toevoer van cadmium en nikkel toe.

Verwijdering van metalen

Alleen defosfatering met kalk leidt tot een extra verwijdering van metalen (zink, koper, mangaan, ijzer).

Metalen in het effluent

De concentraties zware metalen liggen in het effluent, ondanks de extra toevoer via de defosfateringschemicaliën, beneden de influentconcentraties en in dezelfde range als in een situatie zonder simultane defosfatering. Over de concentratie ijzer en aluminium is weinig duidelijkheid. In een aantal gevallen steeg de effluentconcentratie ten opzichte van de situatie zonder simultane defosfatering in andere gevallen was de effluentconcentratie gelijk of beter dan in de situatie zonder simultane defosfatering.

Metalen in het slib

De concentratie zware metalen in het slib neemt af door verdunning met extra slib. De concentratie ijzer en aluminium nemen sterk toe.

Slibindikking

De slibindikking verbetert niet of slechts gering door toepassing van simultane defosfatering.

Slibstabilisatie

Aërobe slibstabilisatie wordt niet beïnvloed door de simultane defosfatering.

Remming van de anaërobe slibgisting is niet waargenomen. Een voorwaarde is dat de verblijftijd in de gistingstank ondanks de extra slibproductie voldoende blijft.

Slibconditionering

Fosfaatslib heeft geen duidelijke invloed op de slibconditionering.

Ontwaterbaarheid

De invloed van de aanwezigheid van fosfaatslib op de ontwaterbaarheid van het slib is gering. Doorgaans worden positieve effecten geconstateerd. De ontwaterbaarheid bij toepassing van ijzerverbindingen is iets beter dan bij toepassing van aluminiumverbindingen.

9.3 Simultane defosfatering in een tweetrapssysteem

Met behulp van simultane defosfatering in de eerste trap zijn fosfaat-effluentconcentraties van 1 à 2 mg P/l te bereiken. De defosfatering in de eerste trap lijkt het zuiveringsproces in de tweede trap niet te beïnvloeden.

9.4 Toepassing van simultane defosfatering op korte termijn.

- Een fosfaat-effluentconcentratie van 1 à 2 mg P/l is mogelijk; 1 mg P/l is moeilijk haalbaar en met name afhankelijk van de zwevende-stofverwijdering.
- De extra slibproductie moet worden gecompenseerd met een verhoging van het drogestofgehalte, hetgeen kan leiden tot de uitbreiding van de nabezinkcapaciteit of uitbreiding van het beluchtingsvolume om een teruggang in de nitrificatie te voorkomen. Het zal van de plaatselijke omstandigheden afhangen of de verbetering van de SVI voldoende is om de extra slibproductie door middel van een verhoging van het drogestofgehalte in de aëratieruimte te kunnen compenseren zonder uitbreiding.
- Naar het zich laat aanzien verbetert de slibindikking niet of slechts weinig. Hiermee dient met name voor de verblijftijd in slibgistingstanks rekening te worden gehouden.

10 LITERATUUR

- 1 Ahlfänger, N., Betriebserfahrungen mit der Chemischen Fällung auf dem Klärwerk Langwiese, Fachseminar Chemische Fällung und Flockung mit Metallsalzen und Fachseminar Entwässerung organisch konditionierter kommunale Abwasserschlämme in Kammerfilterpressen, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Technische Universität München, blz 125 - 144, 1987.
- 2 Bischofsberger, W., M. Ruf, Anwendung von Fällungsverfahren zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit biologischer Anlagen, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Institut für Bauingenieurwesen V, Technische Universität München, nr 13, 1976.
- 3 Bischofsberger, W., M. Ruf, Anwendung von Fällungsverfahren zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit biologischer Anlagen (Teil II: Eisen (II)-Salz und kalk); Einsatz von Kalk in der Abwassertechnik, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen Institut für Bauingenieurwesen V, Technische Universität München, nr 22, 1978.
- 4 Boer, A.K. de, Praktijkervarigen met fosfaatverwijdering op acht installaties in de zuidwesthoek van Friesland, H₂O, nr 9, blz 220 - 223, 1988a.
- 5 Boer, A.K. de, Praktijkervaringen met fosfaatverwijdering op acht installaties in de zuidwesthoek van Friesland, NVA Workshop Technologische aspecten van het defosfateringsproces, 1988b.
- 6 Boller, M., J. Eugster, T. Weber, Versuchsfase 0, Versuche zur Optimierung der Simultanfällung auf der ARA Hochdorf, Eidg. Technische Hochschulen Dübendorf/Zürich EAWAG, 1979.
- 7 Boschloo, J., Defosfatering op de R.Z.I.-Zuidlaren, Brief aan dagelijks bestuur van het Zuiveringsschap Drenthe; kenmerk ad/2133, 1990.
- 8 Brantz, I., V. Mertch, H.H. Hahn, Einfluss der Fällung/Flockung auf die Prozessstabilität konventioneller Kläranlagen, Vom Wasser, blz 39 - 49, 1984.
- 9 Dalen, van R., Zuiveringsschap Veluwe, mondelinge mededelingen, 1990.
- 10 Dijk, H., Provincie Friesland, mondelinge mededelingen, 1990.
- 11 Donnert, D., K. Luther, A. Peter, F. Sarfert, Betriebsversuche zur phosphatfrachtgesteuerten Simultanfällung im Klärwerk Berlin-Marienfelde, Korrespondenz Abwasser, nr 1, blz. 51 - 58, 1987.
- 12 Donnert, D., K. Luther, A. Peter, F. Sarfert, Abschlussbericht zum Vorhaben 02 WA 3168; Betriebsversuche zur konzentrationsabhängigen Fällmitteldosierung bei der Simultanfällung, Kernforschungszentrum Karlsruhe, 1988.
- 13 Dorgeloh, E., S. Kuhn, Bericht zum Untersuchungsvorhaben: "Einsatz von alkalischen Fällmitteln zur Phosphatelimination mittels Simultanfällung in kommunalen Kläranlagen", Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen, 1990

- 14 Ellenbroek, H., Waterschap Regge en Dinkel, mondelinge mededeling, 1990.
- 15 Ewald, M., R. Wissfeld, Phosphatelimination durch "intermediäre" Fällung mit Kalk; Ergebnisse eines Grossversuches, AWT Abwassertechnik; Abfalltechnik + Recycling, heft 2, blz. 26 - 31, 1990.
- 16 Gleisberg, D., Technische und wirtschaftliche Erfahrungen bei der Phosphateliminierung im Abwasserklärprocess unter Einsatz chemischer Fällmittel in der BRD, Korrespondenz Abwasser, nr 8, blz. 237 - 239, 1976.
- 17 Gleisberg, D., Einfluss der Fällungsreinigung auf das Verhalten von Klärschlämmen bei der mechanischen Entwässerung, GWF-Wasser/Abwasser, heft 9, blz. 387 - 391, 1981.
- 18 Gujer, W., Verfahrenstechnische Grundlagen der Nitrifikation in Belebtschlammanlagen, Gas-Wasser-Abwasser, nr 11, 1976.
- 19 Gujer, W., Boller, M., Basis for the design of alternative chemical - biological waste water treatment processes, Prog. Wat. Tech., vol 10, Blz 741 - 758, 1978.
- 20 Gujer, W., M. Boller, Der Einfluss der chemischen Flockung und Fällung auf das Belebtschlammverfahren, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, heft 20, 1979.
- 21 Hahn, H.H., Schlämme der Abwasserfällung und Abwasserflockung auf konventionellen Kläranlagen, ATV-Fortbildungslehrgang C-2, Kaiserslautern, 1981.
- 22 Hahn, H.H., F.C. Willms, Wasserabgabe bei der Eindickung von Fällungs- und Flockungsschlämmen, Korrespondenz Abwasser, heft 6, blz 482 - 491, 1986.
- 23 Hahn ,H.H., R. Klute, Behandelbarkeit der Klärschlämme aus der Fällungsreinigung, Entfernung von Phosphaten aus Abwässern und Nutzbarmachung von Klärschlämmen, Hoechst-Symposium Frankfurt november 1986, Hoechst 1987a.
- 24 Hahn, H.H., Wassertechnologie, Springer-Verlag, 1987b.
- 25 Heide, B.A., R. Kampf, Fosfaatverwijdering door middel van simultane precipitatie met kalk, H₂O, nr 1, 1977a.
- 26 Heide, B.A., R. Kampf, Aërobe en vergaande zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief-slibsystemen; Stikstof en fosfaatverwijdering bij simultane precipitatie met AVR; Slibeigenschappen en verwerking, Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek IG-TNO, 1977b.
- 27 Heide, B.A., R Kampf, F. Bloot, Eigenschappen en verwerking van oxydatieslootslib met en zonder simultane defosfatering met kalk, H₂O, nr 19, blz 448 - 456, 1977c.
- 28 Heide, B.A., R. Kampf, F. Bloot, Slibverwerking bij de aërobe en verdergaande zuivering van afvalwater in zeer laag belaste actief-slibsystemen; karakterisering, eigenschappen, conditionering en ontwatering, TNO, 1977d.

- 29 Heide, B.A., R Kampf, Simultane defosfatering met AVR, H₂O, nr 19, blz 439-444, 1978.
- 30 Heide, B.A., R. Kampf, S. de Haan, Influence of Phosphate Removal on Biological Treatment of Wastewater on Dewaterability and Agricultural use of Sludge, Instituut voor Milieuhygiene en Gezondheidstechniek ING-TNO, 1981.
- 31 Heide, B.A., TNO, mondelinge mededelingen, 1991.
- 32 Holm, R., Lounais-Suomen vesistöön vsy, Finland, mondelinge mededeling, 1990.
- 33 Hove, ten, J., Zuiveringsbeheer Provincie Groningen; afd. Beheer en Nieuwbouw RWZI's, mondelinge mededeling, 1990.
- 34 Huber, A., Neue Wege der Wirtschaftlichkeit, Korrespondenz Abwasser, nr 8, blz. 927 - 930, 1989.
- 35 Kayser, R., D. Bahrs, G. Fröse, Versuche zur zweistufigen biologischen Abwasserreinigung mit Nitrifikation, Braunschweig, 1981, niet gepubliceerd.
- 36 Kienzle, K.H., Phosphatfällung in Belebungsanlagen mit Schlammstabilisation und Denitrifikationsstufe, Vom Wasser, blz 328 - 369, 1974.
- 37 Klute, R., V. Mertsch, H.H. Hahn, Characteristics and Handling of Sludge from Advanced Chemical Treatment of Municipal Sewage, 2. Japanese - German Workshop on Waste Water and Sludge Treatment Kernforschungszentrum Karlsruhe, 1984.
- 38 Klute, R., V. Mertsch, Schlammanfall und -Beschaffenheit bei der chemischen Fällung/Flockung, Fachseminar Chemische Fällung und Flockung mit Metallsalzen und Fachseminar Entwässerung organisch konditionierter kommunaler Abwasserschlämme in Kammerfilterpressen, Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, blz 166 -211, 1987.
- 39 Krauth, Kh., Untersuchungen zur Phosphorelimination zur Denitrification und zur Nitrification, Intstitut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart, Abteilung Abwassertechnik, 1989.
- 40 Kruit, J., GTD-Oost-Brabant, mondelinge mededelingen, 1990.
- 41 Lehmkuhl, J., U. Nikesch, Phosphor-Eliminierung durch alkalische Tonerde-Lösung; Theorien, Erkenntnisse, Betriebsergebnisse, Korrespondenz Abwasser, heft 1, blz 45 - 53, 1990.
- 42 Leumann, P., Die Phosphatfällung im kommunalen Abwasser nach dem Simultanverfahren - Ihre Anwendung in der Schweiz, GWF-Wasser/Abwasser, heft 6, blz. 272 - 283, 1973.
- 43 Maier, W., Kh Krauth, Erfahrungen bei der Blähschlammbekämpfung auf Kläranlagen, Korrespondenz Abwasser, nr 4, blz 245 - 250, 1985.

- 44 Mertsch, V., R. Klute, Schlamm aus der Abwasserfällung/-flockung; Menge, Eigenschaften und Behandlung in der Bundesrepublik Deutschland Stand 31-12-1983. Korrespondenz Abwasser, heft 11, blz. 920 - 926, 1984.
- 45 Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Toepassing van aluminiumhoudende vloeistoffen bij afvalwaterzuivering, Verslagen Adviezen Rapporten, nr 55, Staatsdrukkerij, 1980
- 46 Mollen, H., Defosfatering in de eerste trap van de proefinstallatie op de RWZI Nieuwveer, Hoogheemraadschap van West-Brabant, 1989.
- 47 Mollen, H., FeCl₃-dosering RWZI Lepelstraat, Hoogheemraadschap van West-Brabant, 1990.
- 48 Müller, T., Sonderübung; Vergleichende Reihenrührversuche mit Alton, Eisenchloridsulfat und Natriumaluminat, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik Universität Hannover, Matr.-nr 1057081, 1990.
- 49 Deutsche Nalco-Chemie, Phosphor-Eliminierung durch alkalische Simultanfällung; Theorien, Erkenntnisse, Betriebsresultate, 1989.
- 50 Neis, U., V. Mertsch, B. Geppert, D. Gleisberg, Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit des Einsatzes von Fällungs/Flockungsverfahren in der kommunalen Abwasserreinigung unter besonderer Berücksichtigung der Schlammbehandlung, GWF-Wasser/Abwasser, heft 6, blz. 292 - 299, 1985.
- 51 Nolting, B., Simultane Stickstoff- und Phosphorelimination in einstufigen Belebungsanlagen - Einflussparameter, Randbedingungen, Wechselwirkungen -, Schriftreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, nr 16, 1989a.
- 52 Nolting, B., Untersuchungen zur Bedeutung der Säurekapazität bei Belebungsanlagen mit Nitrifikation und Simultanfällung, GWF Wasser/Abwasser, nr 5, blz 229 - 234, 1989b.
- 53 Nyhuis, G., Beitrag zu den Möglichkeiten der Abwasserbehandlung bei Abwässern mit erhöhten Stickstoffkonzentrationen, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, heft 61, 1985.
- 54 Pereboom, Gemeente Amsterdam, mondelinge mededelingen, 1990.
- 55 Peschen, N., Weitergehende P-Elimination durch Simultan- bzw. Nachfällung mit Kalk unter besonderer Berücksichtigung der Nitrifikation und Denitrifikation, Korrespondenz Abwasser, nr 3, blz 310 - 315, 1989.
- 56 Peter, A., F. Sarfert, Praktische Betriebserfahrungen bei der Behandlung von Schlämmen aus der Simultanfällung, Flockung, Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe, nr 32, blz 196 - 218, 1983.
- 57 Poiesz, W.G., Zuiveringsschap Drenthe, mondelinge mededelingen, 1990.
- 58 Saarinen, R., Vantaanjoen ja Helsingin seudun Vesiensuojeluyhdistys ry, Finland, mondelinge mededelingen, 1990.

- 59 Savelkoul, P.L., A.P.M. Wind, Fosfaatverwijdering met ferrichloride; een proef op praktijkschaal op de rioolwaterzuiveringsinrichting Amsterdam-West, H₂O, nr 20, blz 472 - 475, 1977.
- 60 Schellen, A.A.J.C., Onderzoek op praktijkschaal naar de mogelijkheden van chemische fosfaatverwijdering in de A-trap van de afvalwaterzuivering Rotterdam - Dokhaven, Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, 1989.
- 61 Schellen, A.A.J.C., Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, mondelinge medelingen, 1990.
- 62 Schüssler, H., Phosphatelimination in kommunalen Kläranlagen - Technik und Kosten, Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Hannover, Band 49, 1982.
- 63 Seydler, B., Elimination von Phosphaten durch Simultanfällung mit Calcium-Hydroxid, Korrespondenz Abwasser, nr 9, blz 645 - 646, 1982.
- 64 Seyfried, C.F., Fällungs- und Flockungsverfahren in de Abwasserreinigung - Allgemein anerkannte Regel der Technik/Stand der Technik -, Entfernung von Phosphaten aus Abwässern und Nutzbarmachung von Klärschlämmen, Hoechst-Symposium Frankfurt november 1986, Hoechst 1987.
- 65 Seyfried C.F., H.-D. Kruse, F. Schmitt, Influence of Sludge from Chemical Biological Wastewater Treatment on Nitrification and Digestion, Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment, H.H. Hahn, R. Klute (Eds), Springer-Verlag, blz 307 - 317, 1988.
- 66 STORA, Chemische defosfatering; Methoden en neveneffecten, 1981.
- 67 STORA, Optimalisatie van de gistingsgasproductie, 1985.
- 68 STORA, Het inwonerequivalent getoetst, 1985.
- 69 STORA, Vergaande fosfaatverwijdering door vlokkingsfiltratie, (semi-technisch onderzoek), 1988.
- 70 Süd-chemie AG, München, Südflock, Fockung, Fällung, Adsorption, Abwassertechnisches Seminar 1989 Zusammenfassungen der Referate, 1989.
- 71 Tessel, P.J., Praktische resultaten defosfatering zuiveringsschap Veluwe, Workshop Technologische aspecten van het defosfateringsproces, 1988.
- 72 Tessel, P.J., Fosfaatverwijdering door middel van chemische precipitatie, Stichting Postacademisch Onderzoek Gezondheistechniek en Milieutechnologie, Kursus: "Vergaande behandeling van afvalwater", 1990.
- 73 Tiefbauamt Stadt Pforzheim, Phosphatelimination durch Simultanfällung, 1989.
- 74 Valve, M., Combined nitrogen and phosphorus removal from wastewaters, Publication of the Water Research Institute Nationale Board of Waters, Finland, no 58, 1984.

- 75 Valve, M., National Board of Waters and the Environment, Finland, mondelinge mededelingen, 1990
- 76 Vlies, A.W., van der, W.P.A. Borghardt, W.P. Dork, C.J. Gaillard, Toepassing van aluminiumhoudende vloeistoffen bij de afvalwaterzuivering, in het bijzonder het effect op de defosfatering, H₂O, nr 7, 1981, blz. 146 - 151.
- 77 Vondervoort, van de M.J.L., Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland, mondelinge mededelingen, 1990.
- 78 Weesendorp, P., DHV Raadgevend Ingenieursbureau, mondelinge mededelingen, 1990.
- 79 Wagner, F., Urschachen, Verhinderung und Bekämpfung in Belebungsanlagen, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 76, R. Oldenbourg, 1982.
- 80 Waterschap Regge en Dinkel, Simultaan defosfateren met behulp van kalk, praktijkonderzoek op de RWZI Enter, 1977.
- 81 Wijcherson, M.H., Fosfaatverwijdering op R.Z.I. Steenwijk, Klaarmees-ter, nr 6, blz 4 - 6, 1989.
- 82 Wijcherson, M.H., Zuiveringschap West-Overijssel; Technologische dienst, mondelinge mededelingen, 1990.
- 83 Zuiveringschap West-Overijssel, Technologische Dienst, Fosfaatverwijde-ring op de R.Z.I. Steenwijk, 1986
- 84 Zuiveringschap West-Overijssel, Technologische Dienst, Fosfaatverwijde-ring met ijzerbeits op de R.Z.I. Steenwijk, 1989

BIJLAGE I : BINNENLANDSE CONTACTEN

Waterschappen, Hoogheemraadschappen, Zuivering(s)schappen en Provincies

- Zuiveringsschap Drenthe, W.P. Poiesz.
 - * Op vier zuiveringsinrichtingen wordt simultaan gedefosfateerd. Eén actief-slibstelsysteem en drie oxydatiesloten.
 - * Defosfatering vindt plaats met Al-beitsen, Alton, FeCl_3 , FeSO_4 .
 - * De zuiveringsinrichtingen zijn laag belast (circa 0,05 kg BZV/kg d.s.d).
 - * Tot voor kort geen gericht onderzoek naar de effecten van simultane defosfatering op het zuiveringsproces. Dit krijgt nu meer aandacht.
 - * Geen dagbemonsteringen aanwezig. Wel gegevens aanwezig van vier bemonsteringsperioden per jaar.
 - * Sinds circa twee jaar worden ook ortho-fosfaatbepalingen uitgevoerd.
 - * Geen nauwkeurige gegevens van de Me/P-verhouding bekend in relatie tot de bemonsteringen.
 - * De gemiddelde Me/P-verhouding bedraagt 0,7 - 1,3 mol Me/mol P.
 - * Er worden effluentconcentraties bereikt van 2 - 4 mg P/l.

- Provincie Friesland, H. Dijk.
 - * Op acht zuiveringsinrichtingen wordt simultaan gedefosfateerd met ijzersulfaat.
 - Dagbemonsteringen van perioden met en zonder simultane defosfatering zijn van vier RWZI's aanwezig.
 - Geen nauwkeurige Me/P-verhoudingen bekend in relatie tot dagbemonsteringen.
 - Gemiddeld toegepaste Me/P-verhoudingen lopen uiteen van 0,8 - 3,3 mol Fe/mol P.
 - Er worden effluentconcentraties bereikt van 0,6 - 3,1 mg P/l.
 - Er vindt geen bepaling van zwevende stof en/of ortho-fosfaat plaats.
 - Er zijn geen effecten van de simultane defosfatering op de andere zuiveringsprocessen vastgesteld.
 - De RWZI's zijn alle zeer laagbelaste oxydatiesloten.
 - Tegelijkertijd met invoering van simultane defosfatering zijn er ook veranderingen in de aanvoer opgetreden.
 - Er wordt geen specifiek onderzoek uitgevoerd.

- Provincie Groningen, J. ten Hove.
 - Toepassing van simultane defosfatering in de eerste trap van het tweetrapssysteem Veendam en de eentrapsinstallaties Slochteren, Hoogezand en Leek.
 - Alleen in de zomermaanden defosfatering op de RWZI Veendam.
 - Defosfatering met behulp van FeCl_3 , ijzerbeits of aluminiumhoudendafvalwater.
 - Me/P-verhoudingen bedragen 0,5, 1,3, 2,5 en 0,8 mol Me/mol P.
 - Er worden effluentconcentraties van 1,8, 1,1, 0,7, 1,3 mg P/l bereikt.
 - Er zijn dagbemonsteringen aanwezig.
 - * Er is geen effect op de zuiveringsprocessen in de tweede trap van de RWZI Veendam vast te stellen.
 - Er worden alleen totaal-fosfaatbepalingen uitgevoerd.
 - * Geen gericht onderzoek naar invloed op zuiveringsprocessen.

- GTD-Oost-Brabant, J. Kruit.
 - * Onderzoeken naar simultane defosfatering op de zuiveringsinrichting Vinkel.
 - Onderzoek wordt uitgevoerd met FeCl_3 . In de nabije toekomst worden ook experimenten uitgevoerd met Alton.
 - Er worden fosfaat-effluentconcentraties van 0,5 - 2 mg P/l bereikt bij een gemiddelde Me/P-verhouding van circa 1.
 - Geen effecten geconstateerd op het zuiveringsproces in de tweede trap.

- Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden, A.A.J.C. Schellen.
 - * Oriënterende onderzoeken uitgevoerd op de RWZI Dokhaven en de RWZI Haastrecht.
 - * Toepassing van simultane defosfatering in de eerste trap op de RWZI Dokhaven. Het onderzoek omvatte niet de gehele RWZI, slechts de eerste trap.
 - * Toepassing van FeCl_3 .
 - * Gemiddelde Fe/P-verhouding 0,9 - 1,6 mol Fe/mol P voor Dokhaven en 0,8 - 2,8 mol Fe/mol P voor Haastrecht.
 - * De gegevens van Haastrecht zijn nog niet vergaand uitgewerkt.
 - * Effluentconcentratie na tussenbezinking bedroeg 1,3 - 2,8 mg P/l voor de RWZI Dokhaven en 0,5 - 1,1 mg P/l voor de RWZI Haastrecht.
 - * Nader onderzoek waarin de gehele zuivering zal worden betrokken gaat worden uitgevoerd.

- Waterschap Regge en Dinkel, H. Ellenbroek.
 - Simultane defosfatering op de zuiveringsinrichting Denekamp.
 - Defosfatering vindt plaats met FeSO_4 in combinatie met Al-beitsen.
 - Gemiddelde Me/P-verhouding van 1,5 mol Me/mol P.
 - De effluentconcentratie ligt lager dan 1 mg P/l.
 - Er zijn dagbemonsteringen aanwezig. In het effluent wordt ook ortho-fosfaat gemeten.
 - Geen effecten bemerkt op andere zuiveringsprocessen. Is ook geen gericht onderzoek naar uitgevoerd.
 - De zuivering is laagbelast, 0,1 kg BZV/kg d.s.d.
 - Na invoering van de simultane defosfatering zijn er ook grote verandering opgetreden in de aanvoer.

- Hoogheemraadschap van Rijnland, P. Knaapen.
 - Toepassing simultane defosfatering op de RWZI Reeuwijk-Brug.
 - Toepassing van FeCl_3 .
 - De effluentconcentratie ligt tussen 1,1 en 2 mg P/l.
 - * Batchgewijze onderzoeken aan de nitrificatiesnelheid op de zuivering. Geen referentie zonder defosfatering aanwezig.
 - Praktijkexperimenten meer gericht op slibeigenschappen en fosfaatverwijdering, niet op de invloed van de simultane defosfatering op andere zuiveringsprocessen.
 - Weinig resultaten direct toe te schrijven aan simultane defosfatering.
 - Nader onderzoek wordt niet uitgevoerd.

- Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en Westfriesland, M.J. van de Vondervoort.
 - Op de RWZI Everstekooq wordt gedefosfateerd. Op de RWZI Wervershoof is in het verleden een jaar gedefosfateerd.
 - * Van de RWZI Everstekooq zijn geen referentiegegevens zonder simultane defosfatering bekend.
 - * Me/P-verhoudingen zijn niet nauwkeurig bekend.
 - * Er wordt een effluentconcentratie van 0,8 - 1,4 mg P/l bereikt op de RWZI Everstekooq en 1,3 - 2,5 mg P/l op de RWZI Wervershoof.
 - Van de RWZI Wervershoof zijn referentiegegevens beschikbaar. Er zijn ook dagbemonsteringen beschikbaar.
 - Er is geen onderzoek gedaan naar effecten van de simultane defosfatering op de andere zuiveringsprocessen.

- Zuiveringsschap Veluwe, R. van Dalen en P. Tessel.
 - Simultane defosfatering wordt toegepast op vier RWZI's.
 - Toepassing van $AlCl_3$, $FeSO_4$, $FeCl_3$, matrijzenbeits, basisch Al-slib.
 - De gemiddelde Me/P-verhouding bedraagt 1,4 - 2,6 mol Me/mol P.
 - De effluentconcentratie bedraagt 0,9 - 2,5 mg P/l.
 - Er zijn dagbemonsteringen aanwezig. Er is slechts één installatie aanwezig met een referentieperiode.
 - Er zijn tot nu toe geen negatieve effecten geconstateerd op andere zuiveringsprocessen.
 - Er is onderzoek gedaan naar het optimale doseerpunt voor de chemicaliën.
 - * Zeer goede ervaringen aanwezig met de invloed van aluminiumverbindingen op de SVI.
 - Onderzoek op de RWZI Beekbergen uitgevoerd in combinatie met vlokfiltratie.

- Hoogheemraadschap West-Brabant, J.J. Jonk.
 - Kortdurende onderzoeken uitgevoerd in het tweetrapssysteem Nieuwveer.
 - * Toepassing van simultane defosfatering in de eerste trap.
 - Toepassing van $FeCl_3$.
 - Gemiddelde Me/P-verhouding van 0,9 - 1,1 mol Fe/mol P.
 - Er werd een effluentconcentratie bereikt van circa 0,9 mg P/l.
 - De chemische defosfatering beperkte zich niet tot de eerste trap maar zette nog enigszins door in de tweede trap.
 - Geen effect waargenomen op de zuiveringsprocessen in de tweede trap.

- Zuiveringschap West-Overijssel, M.H. Wijcherson.
 - Simultane defosfatering op de RWZI's Steenwijk en Heino. De chemicaliëndosering op Heino was ter bestrijding van het licht-slibprobleem.
 - Toepassing van $FeCl_3$, $FeSO_4$ en ijzerbeits, $FeClSO_4$.
 - Gemiddelde Me/P-verhouding bedroeg voor Steenwijk 1,1 - 1,7 mol Me/mol P en voor Heino 1 - 1,3 mol Me/mol P.
 - Een effluentconcentratie van 1 - 2 mg P/l werden bereikt op de RWZI Heino en 0,8 mg P/l op de RWZI Steenwijk.
 - Op de RWZI Steenwijk zijn $FeCl_3$ en $FeSO_4$ in parallelle straten toegepast. Nu wordt gedefosfateerd met $FeClSO_4$.

- Op de RWZI Steenwijk moest bij toepassing van FeSO_4 de zuurstof-toevoer worden verhoogd om teruggang van de nitrificatie te voorkomen. Op de andere zuiveringsprocessen zijn geen effecten waargenomen.
- * Op de RWZI Steenwijk is gericht onderzoek uitgevoerd naar het optimale doseerpunt voor chemicaliën.

Gemeenten

- Gemeente Amsterdam, afd. Riolering en bemaling, van der Kooi en Pereboom.
 - * In het verleden is onderzoek uitgevoerd op de RWZI Amsterdam-West. Er worden onderzoeken uitgevoerd op de RWZI Amsterdam-Oost.
 - Toepassing van FeCl_3 .
 - * Gemiddelde Me/P-verhouding voor de RWZI Oost bedraagt 1,5 mol Fe/mol P.
 - * Er is een effluentconcentratie van 2,1 mg P/l bereikt.
 - Slibbelasting van West bedroeg 0,07 kg BZV/kg d.s.d en van Oost bedraagt deze 0,09 kg BZV/kg d.s.d.
 - Geen negatieve invloed waargenomen op de andere zuiveringsprocessen.
 - Op beide zuiveringen is een referentie zonder simultane defosfatering aanwezig.
 - In het onderzoek op de RWZI West is aandacht besteed aan het optimale doseerpunt van de chemicaliën.
 - In het onderzoek op de RWZI Oost wordt veel aandacht geschonken aan de invloed van het chemische slib op de slibverwerking.
 - De onderzoeken op de RWZI Oost zijn nog niet afgerond.

Onderzoeksinstituten

- TNO, R. Kampf.
 - In het verleden is met verschillende chemicaliën onderzoek gedaan naar de simultane defosfatering op een kleine praktijkinstallatie. De resultaten van een groot deel van deze onderzoeken is in publikaties weergegeven.
 - Er zijn ook niet uitgewerkte gegevens van onderzoeken aanwezig.
 - Er is geen onderzoek gedaan naar het effect van aluminium op het licht slib veroorzakende micro-organisme *Microtrix Parvicella*.
 - Er is contact geweest tussen Nalco en TNO over simultane defosfatering met Alton. Onderzoeken zullen niet worden uitgevoerd.

BIJLAGE II : BUITENLANDSE CONTACTEN

Duitsland

Universiteiten

- RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, E. Dorgeloh.
 - Onderzoek naar de toepassing van Alton, uitgevoerd op een kleine praktijkinstallatie.
 - * De indruk bestaat dat er nader onderzoek wordt uitgevoerd.

- Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Wolfson.
 - Weinig specifieke informatie aanwezig.

- Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Wasserwirtschaft und Umwelttechnik II, Rudnik en B. Nolting.
 - Uitgebreid onderzoek op semi-technische schaal met verschillend afvalwater.
 - Toepassing verschillende chemicaliën.
 - Onderzoek effecten van simultane defosfatering op SVI, nitrificatie, slibverwerking. Invloed van Me/P-verhoudingen en verschillende chemicaliën op de fosfaatverwijdering.
 - Er wordt geen verder onderzoek uitgevoerd.
 - Meer informatie lijkt niet aanwezig.

- Universiteit Hamburg-Harburg, Forschungsschwerpunkt Gewässerreinigungstechnik, Stübner en I. Sekoulov.
 - Onderzoek naar het effect van chemicaliën op nitrificerende filters.
 - Geen experimenten met toepassing van simultane defosfatering in actief-slibsystemen en de effecten op het zuiveringsproces.

- Universiteit Hannover, Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Dipl.-Ing F. Schmitt.
 - Batch-experimenten met Alton, ijzerchloridesulfaat en natriumaluminaat.
 - Onderzoek op praktijkschaal met Alton in augustus 1990 gestart.

- Universiteit Karlsruhe, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Dr.-Ing. R. Klute.
 - Informatie over slibbezinking, indikking en ontwatering.
 - * Onderzoeken op praktijkschaal uitgevoerd; gegevens nog niet verwerkt.
 - Er wordt geen gericht onderzoek aan de simultane defosfatering uitgevoerd.

- Universiteit Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, Kh. Krauth.
 - Er is onderzoek uitgevoerd in opdracht van verschillende gemeenten.
 - De indruk bestaat dat er geen onderzoek meer wordt uitgevoerd.
 - * Voor het verkrijgen van informatie werd verwezen naar desbetreffende gemeenten.

- Technische Universität München, Lehrstuhl für Wasserwirtschaft und Gesundheitsingenieurswesen, Eckelmann en Bischofsberger.
 - * In het verleden is er veel onderzoek gedaan. Resultaten hiervan zijn in de literatuur terug te vinden.
 - * Onderzoeken met name op hoogbelaste zuiveringsinrichtingen.
 - De indruk bestaat dat er geen gericht onderzoek wordt uitgevoerd.
 - Geen informatie te verkrijgen die van toepassing kan zijn op de Nederlandse zuiveringsinrichtingen.

Gemeenten

- Berliner Wasser Betriebe, Berlijn, A. Peter en F. Sarfert.
 - * simultane defosfatering op praktijkschaal op de zuiveringsinrichting Berlijn-Marienfelde.
 - Praktijkonderzoek naar sturing chemicaliëndosering; het verschil tussen debietproportioneeldosering en fosfaatvrachtgestuurde dosering.
 - Slibbelasting 0,5 kg BZV/kg d.s.d. Er treedt dus geen nitrificatie op.
 - Inmiddels overgegaan op biologische defosfatering.
- Stad Karlsruhe - Tiefbauamt -, Karlsruhe, Lempe.
 - Onderzoeken naar simultane defosfatering in het tweekapstelsysteem Karlsruhe.
 - Onderzoek simultane defosfatering in de eerste trap van de actief-slib/oxydatiebed praktijkinstallatie.
 - Voor-denitrificatie samen met simultane defosfatering beschouwd in semi-technisch eentrapstelsysteem.
 - * Op basis van de experimenten zijn voorstellen gedaan om de zuivering aan te passen.
 - Toepassing van FeSO_4 in de semi-technische onderzoeken.
 - Toepassing van FeClSO_4 in de praktijkonderzoeken.
- Landeshauptstadt Kiel, Mönnich.
 - Onderzoek op praktijkschaal.
 - Geen gericht onderzoek naar de effecten op andere zuiveringsprocessen.
 - Geen nadere informatie aanwezig.
- Stadt Pforzheim, Körber.
 - Onderzoek op praktijkschaal en toepassing van FeClSO_4 . Weinig specifieke informatie.
 - * Er wordt onderzoek gedaan met Alton. Dit onderzoek richt zich met name op de invloed van de chemicaliën op de alkaliteit. Gegevens zijn nog niet beschikbaar.
- Landeshauptstadt Stuttgart, H. Pfeiffer.
 - * Onderzoek op praktijkschaal op de RWZI Mühlhausen. De onderzoeken zijn nog niet afgerond.

Zuiveringsschap en verenigingen

- ATV, Hauptgeschriststelle ATV Hauptausschuss, Lohaus.
 - Er wordt geen onderzoek uitgevoerd.
 - Weinig informatie in publikatie-databank aanwezig.

- Emschergenossenschaft, Essen, F. Malz en Prof. Schlegel.
 - Wel experimenten in combinatie met biologische defosfatering. Geen onderzoeken naar alleen simultane defosfatering.
 - * Geen nadere informatie te verkrijgen over de simultane defosfatering.
- Lippeverband, Essen, B. Teichgräber.
 - Wel experimenten in combinatie met biologische defosfatering. Geen onderzoeken naar alleen simultane defosfatering.
 - * Geen nadere informatie te verkrijgen over de simultane defosfatering.
- Ruhrverband, Essen, Harbott.
 - Geen specifieke informatie aanwezig.

Leveranciers en industrie

- Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie e.V., Peschen.
 - Onderzoek naar defosfatering met kalk.
 - Deze methode staat pas sinds kort weer enigszins in de belangstelling; vele aspecten zijn nog onvoldoende bekeken.
 - De indruk bestaat dat er geen gericht onderzoek wordt uitgevoerd.
- Hoechst AG. Werk Knapsack, D. Gleisberg.
 - Onderzoeken uitgevoerd met aluminiumzouten.
 - * Veel samenvattende literatuur aanwezig.
 - * Onderzoeken naar de invloed van fosfaatslib op de slibverwerking.
 - Geen verder onderzoek meer uitgevoerd.
- Deutsche Nalco-Chemie, Frankfurt, Vogelsang.
 - * Produktinformatie met betrekking tot Alton.
 - * Geen onderzoeksresultaten aanwezig.
 - * Geen nadere informatie verkrijgbaar.
- Süd-chemie AG, München, Huber.
 - * Produktinformatie met betrekking tot Süd-flock.
 - * Zeer summiere gegevens omtrent onderzoeken naar de effecten van Süd-flock op de overige zuiveringsprocessen.
 - Geen nadere informatie verkrijgbaar.

Zwitserland

Universiteiten

- Universität Zürich, Hydrobiologisch - Limnologisch Station, F.S. Schanz.
 - Een groot deel van de informatie is vrij oud en weinig specifiek.
 - Onderzoeken op praktijkschaal.
 - Onderzoeken uitgevoerd met verschillende chemicaliën. Ook met afvalprodukten als ijzerbeitsen.
 - * Veel samenvattende informatie omtrent fosfaatverwijdering aanwezig.
 - Nadruk ligt sterk op de simultane defosfatering in combinatie met vlokfiltratie.

- * Sinds kort doet men ook onderzoek op zuiveringen met nitrificatie en denitrificatie.

Onderzoeksinstellingen

- EAWAG, Dübendorf, M. Boller.
 - * Veel toepassing van simultane defosfatering. Toepassing in combinatie met vlokingsfiltratie.
 - * Onderzoeken in hoogbelaste actief-slibsystemen zonder nitrificatie.
 - * Weinig specifieke resultaten omtrent effecten op andere zuiveringsprocessen aanwezig.
 - * Onderzoek naar de remming van de nitrificatie door toepassing van FeSO_4 . Is en wordt geen nader onderzoek naar gedaan.

Overheid

- Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, Zürich, B. Jost, M. Koch.
 - * Onderzoek is met name gericht op simultane defosfatering in combinatie met vlokfiltratie.
 - * Veel praktijkervaring aanwezig met gecombineerde zuiveringen.
 - * Aandacht is vooral gericht op de vlokfiltratie.
 - * Geen nadere specifieke gegevens te verwachten van de toepassing van de simultane defosfatering.
- UBAL, Bern, Becher.
 - * Geen specifieke informatie aanwezig.

Leveranciers en industrie

- Mecana SA, Schmerikon, Dr.-Ing. G. Nyhuis.
 - * Simultane defosfatering en de remming van nitrificatie door FeSO_4 en de stimulering van de nitrificatie door FeCl_3 en FeCl_2 .
 - * Geen nader onderzoek meer uitgevoerd op dit gebied.
 - * Geen verklaring aanwezig voor remmings-/stimuleringsmechanisme.

Finland

- Lounais-Suomen Vesiensuojeluyhdistys r.y., Turku, Finland, Ms. R. Holm.
 - * Praktijkonderzoek naar eventuele remming van de nitrificatie door ijzersulfaat.
 - * Praktijkonderzoek in tweetrapssystemen, simultane defosfatering dient niet te vergaan te verlopen; kan een tekort aan fosfaat in de tweede trap ontstaan.
 - * Informatie omtrent slibproductie.
- National Board of Waters and the Environment, M. Valve.
 - * Onderzoek op semi-technische schaal naar verschillende typen zuiveringsinrichtingen met simultane defosfatering, nitrificatie en denitrificatie.
 - * Er wordt geen gericht onderzoek uitgevoerd.
 - * Veel praktijkgegevens aanwezig.
 - * Zeer vergaande defosfatering tot 0,5 mg P/l. De fosfaatverwijdering wordt ondersteund door poly-electrolytdosering in de nabezinktank.
 - * Dosering van FeSO_4 vindt plaats op meerdere plaatsen in de in-

- stallaties (voorbeluchting en einde aëratieruimte of in overstort naar nabezinktank).
- * Met een Me/P-verhouding van 1,3 - 1,5 mol Fe/mol P kunnen effluentconcentraties worden bereikt van 0,5 mg P/l.
 - * De SVI bedraagt circa 100 - 150 ml/g.
 - Influent heeft zeer lage alkaliteit. Experimenten uitgevoerd naar neutralisatie met CaCO_3 .
- Plancenter ltd., A. Niemelä.
- * Onderzoek op praktijkschaal op verschillende zuiveringen. Toepassing van FeSO_4 . Zeer summiere informatie als gevolg van taalprobleem.
 - * Ook experimenten aanwezig op zuiveringen met zowel nitrificatie als denitrificatie.
 - De minimale afvalwater temperatuur bedraagt 4 °C.
- Vantaanjoen ja Helsingin seudun vsy, R. Saarinen.
- * Weinig specifieke onderzoeken uitgevoerd naar de effecten van de simultane defosfatering.
 - Wel praktijkervaring aanwezig.
 - * Fosfaatinfluentconcentratie bedraagt circa 6 - 10 mg P/l.
 - * Geen nationale fosfaateisen. Steeds opnieuw de situatie beschouwen van het ontvangende oppervlaktewater. Plaatselijke eisen bedragen 0,8 of 0,5 mg P/l.
 - * Vergaande fosfaatverwijdering tot waarden van 0,5 mg P/l. Fosfaatverwijdering wordt ondersteund door poly-electrolytdosering (0,2 - 0,5 mg/l) in de nabezinktank.
 - Bij een slibbelasting van 0,07 kg BZV/kg d.s.d kan een N-NH_4 -effluentconcentratie van 4 mg/l worden bereikt in de koude periode (min. temp. °C).
 - * Dosering van FeSO_4 op meerdere plaatsen in de installatie. Influent-pH is dusdanig hoog dat oxydatie van tweewaardig ijzer binnen 10 minuten reeds vergaand kan verlopen.

Zweden

- Gatukontoret Malmö kommun, H. Aspergen.
- * Met name onderzoek naar nitrificatie, zeer summier gekeken naar de invloed van simultane defosfatering op nitrificatie.
 - * Geen nadere informatie meer aanwezig.
- Smedjeholms avloppsrenigverk Falkenbergs kommun, Falkenberg, Ms. H. Rybczynski and Mr. L. Gunnarson.
- * Met name onderzoek uitgevoerd aan nitrificatie, zeer weinig informatie omtrent simultane defosfatering.
- Svenska Vatten och Avloppsverksföreningen (Zweedse NVA).
- * Alleen onderzoek naar voor- en naprecipitatie. Simultane defosfatering wordt nauwelijks toegepast in Zweden.

Denemarken

- Technical University of Denmark, Department of Environmental Engeneering, E. Avrin.
- * Onderzoek naar de simulatie van het zuiveringsproces met simultane defosfatering.
 - * Geen praktijkonderzoek naar de effecten van de simultane defosfatering op de andere zuiveringsprocessen.

BIJLAGE III : VERBAND TUSSEN TOTAAL-FOSFAAT-EFFLUENTCONCENTRATIE EN HET GEHALTE ZWEVENDE STOF IN HET EFFLUENT OP VERSCHILLENDE NEDERLANDSE ZUIVERINGSINRICHTINGEN.

