

Hergebruik van drinkwaterslib voor defosfatering haalbaar?

Voordracht uit de 44e vakantiecursus in Drinkwatervoorziening 'Beschouwingen met betrekking tot het VEWIN-Milieuplan', gehouden op 9 en 10 januari 1992 aan de TU Delft

1. Voorwoord

De laatste jaren is DHV Water BV geconfronteerd met knelpunten bij waterleidingbedrijven betreffende de verwerking en afzet van drinkwaterslib. Ook worden knelpunten gesignaleerd bij toekomstige grootschalige defosfatering in de afvalwatersector.

Een 'kruisbestuiving' van de bij DHV aanwezige ervaring op beide vakgebieden heeft geleid tot een studie naar hergebruik van drinkwaterslib bij de defosfatering van afvalwater.



IR. A. J. P. VERBERNE
DHV WATER BV

In 1990 en 1991 zijn in samenwerking met de provincie Utrecht diverse, met dit hergebruik samenhangende, aspecten bestudeerd.

In de inleiding zullen recente ontwikkelingen binnen de drink- en afvalwaterwereld worden beschreven. Hierbij zullen de milieutechnische voordelen van hergebruik van drinkwaterslib worden belicht. Bij het hergebruik van drinkwaterslib is het van belang waar en hoeveel ijzer door waterleidingbedrijven geproduceerd wordt c.q. door rioolwaterzuiveringen (rwzi's) verbruikt zal gaan worden. Deze aspecten zullen worden behandeld aan de hand van de resultaten van een inventarisatie. Vervolgens wordt kort aandacht besteedt aan theoretische achtergronden. Hierna wordt door resultaten van proefonderzoek getoond op welke wijze drinkwaterslib kan worden hergebruikt.

Samenvatting

Het nuttig toepassen van drinkwaterslib bij de defosfatering van afvalwater heeft belangrijke milieutechnische en economische voordelen.

Het gebruik van ijzerzouten kan sterk worden gereduceerd. Daarnaast kunnen de totale slibproductie en de emissie van zouten naar het oppervlaktewater aanzienlijk worden verminderd. De totale besparingen bij hergebruik worden geschat op circa f 10 miljoen per jaar.

Op basis van experimenten op laboratorium en praktijkschaal is aangetoond dat drinkwaterslib door toevoeging van zuur eenvoudig kan worden toegepast bij de defosfatering van afvalwater.

Uit een inventarisatie blijkt dat de gehele slibproductie van waterleidingbedrijven kan worden hergebruikt bij de zuivering van afvalwater. Dit is het gevolg van de sterk toenemende vraag naar ijzerzouten voor de defosfatering van afvalwater. Ingegaan wordt op logistieke en milieuhygiënische aspecten die bij hergebruik een rol spelen. Om hergebruik van drinkwaterslib in de praktijk te brengen zijn inspanningen door en samenwerking van alle relevante instanties noodzakelijk.

Mede op basis van deze resultaten worden dan de kostentechnische aspecten belicht.

Ingegaan wordt vervolgens op de kwaliteit van drinkwaterslib en de milieutechnische aspecten bij hergebruik van drinkwaterslib.

Tot slot volgen de conclusies en wordt een actieplan gepresenteerd.

ligt, gezien het grote aandeel waardevol ijzer, voor de hand. Het ijzer is veelal natuurlijk aanwezig in grondwater, terwijl bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater ijzerzouten worden toegevoegd.

Hergebruik vindt reeds op beperkte schaal plaats, onder andere voor de binding van H_2S door toevoeging van drinkwaterslib aan transportleidingen en slibgistingstanks op rwzi's.

2. Inleiding

Ontwikkelingen bij waterleidingbedrijven

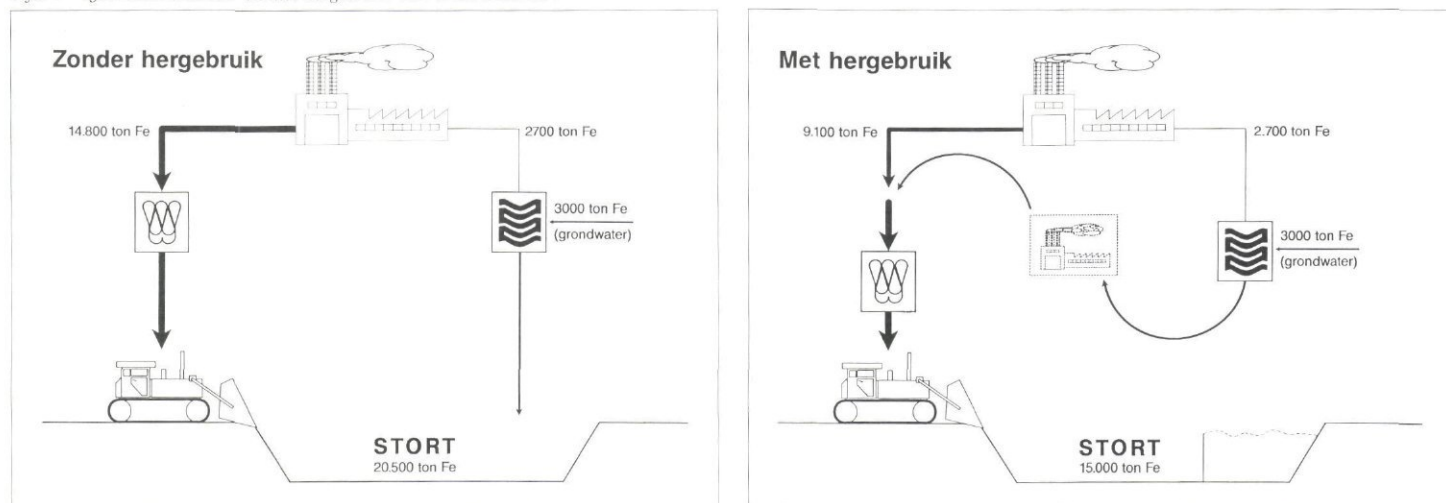
Bij de zuivering van grond- en oppervlaktewater tot drinkwater is het ontstaan van afvalstoffen een noodzakelijk kwaad. In een groot aantal gevallen vindt opslag van drinkwaterslib plaats op het eigen terrein van waterleidingbedrijven. De laatste jaren heeft een ontwikkeling plaatsgevonden waarbij de eisen op het gebied van afvalstoffen sterk zijn aangescherpt. Hierdoor is ook een toenemende druk ontstaan voor de verwerking en afzet van drinkwaterslib. Het nuttig toepassen van drinkwaterslib

Ontwikkelingen afvalwatersector

Op 1 juli 1990 is een AMvB op grond van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater in werking getreden. In deze AMvB worden eisen gesteld aan de lozing van fosfaten vanuit rwzi's. Deze fosfaatlozingen zullen voor 1 januari 1995 met 50% en enkele jaren later met 75% verminderd moeten zijn.

Naar verwachting zal bij éénderde tot de helft van de totale capaciteit gebruik worden gemaakt van chemische fosfaatverwijdering [12]. Hierbij zullen overwegend ijzerzouten worden gebruikt.

Afb. 1 - Ijzerbalans zonder en met hergebruik van drinkwaterslib.





Bij de resterende capaciteit worden naar verwachting voor het grootste deel biologische methoden toegepast. Daarnaast wordt ook defosfatering met de korrelreactor en magnetische defosfatering toegepast.

Voordelen hergebruik van drinkwaterslib
Door de geschetste ontwikkelingen is grootschalig hergebruik van ijzerhoudend drinkwaterslib bij de defosfatering van afvalwater een interessante optie. Dit hergebruik heeft een aantal belangrijke milieutechnische voordelen. In afb. 1 is de ijzerbalans voor de drink- en afvalwatersector gegeven, voor de situatie zonder en met hergebruik van drinkwaterslib. In de afbeelding is de chemicaliënindustrie weergegeven door een fabriek. De afname van ijzer in de afvalwater en drinkwatersector is gebaseerd op de verwachtingen in 1995.

Bij de waterleidingbedrijven is ook het aandeel ijzer uit grondwater weergegeven. Uit de afbeelding blijkt dat bij de bereiding van drinkwater totaal 5.700 ton Fe wordt geproduceerd. Dit is de theoretisch maximale hoeveelheid die kan worden hergebruikt. Het transport van drinkwaterslib kan of direct van de drinkwaterzuiveringen naar de rwzi's plaatsvinden, of via een centrale tussenfase waarbij het slib kan worden behandeld (gestippelde fabriek).

Door de genoemde hoeveelheid nuttig toe te passen wordt overall gezien een aanzienlijke reductie verkregen van:

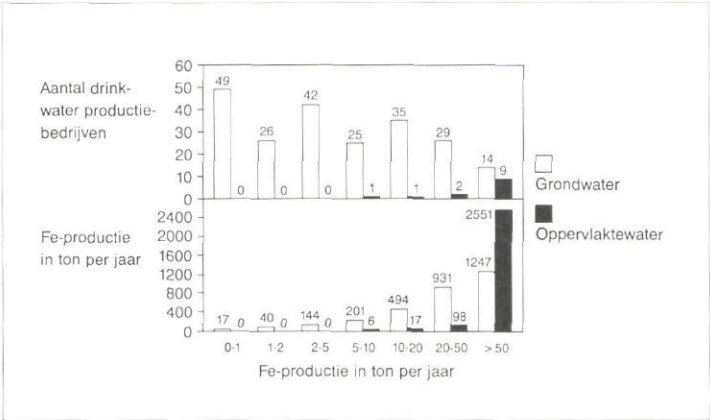
- primaire chemicaliën: 5.700 ton Fe per jaar;
- te storten hoeveelheid slib: 44.000 ton slib per jaar (als 25% d.s. Fe(OH)₃).

3. Inventarisatie ijzerproductie en-verbruik

Alvorens hergebruik van drinkwaterslib in de praktijk gebracht kan worden, is inzicht nodig in logistieke aspecten. Hierbij is het van belang waar de productie en verbruikslocaties liggen en hoeveel ijzer per lokatie geproduceerd resp. verbruikt wordt. Een inventarisatie naar deze aspecten is uitgevoerd met behulp van literatuurgegevens waaronder jaarverslagen van waterleidingbedrijven, statistische gegevens en het tienjarenplan van de VEWIN [6, 14, 15]. Enerzijds is op basis van ruwwatergegevens en doseringen de ijzerproductie berekend. Anderzijds is de fosfaattoevoer geschat.

Ijzerproductie door waterleidingbedrijven

In afb. 2 zijn de lokaties en ijzerproductie door waterleidingbedrijven weergegeven. In deze afbeelding is het oppervlak van de cirkels een maat voor de geproduceerde hoeveelheid ijzer. Opvallend is dat een groot deel van de ijzerproductie op slechts enkele plaatsen geconcentreerd is. Ook valt op dat op een groot aantal lokaties een geringe ijzerproductie plaatsvindt. In afb. 3 is dit gegeven in een histogram gevisualiseerd. In deze afbeelding is onderscheid gemaakt in oppervlakte-



Afb. 3 - Indeling naar de ijzerproductie door waterleidingbedrijven in aantallen grond- en oppervlaktewater-bedrijven en hoeveelheid geproduceerd ijzer.

Afb. 2 - Lokaties ijzerproductie door waterleidingbedrijven (grootte oppervlak is evenredig met de geproduceerde hoeveelheid Fe).

water- en grondwaterbedrijven. Het aantal geïnventariseerde oppervlakte- en grondwaterbedrijven bedraagt 13 resp. 220. Totaal wordt 5.700 ton ijzer per jaar geproduceerd, onderverdeeld in:
- oppervlaktewaterbedrijven: 2.700 ton/jaar;
- grondwaterbedrijven: 3.000 ton/jaar.
Uit het histogram blijkt dat de 13 oppervlaktewaterbedrijven een aanzienlijk deel van de gehele ijzerhoeveelheid produceren. Ook valt af te leiden dat de helft van het (grote) aantal grondwaterbedrijven bij elkaar nog geen 10% van de totale ijzerhoeveelheid produceren. Het gehalte aan ijzer in drinkwaterslib is van belang met betrekking tot transport, stort en behandeling van dit slib. Dit gehalte kan worden geschat op ca. 60%, uitgedrukt als d.s. in de vorm van Fe(OH)₃. Hierbij is uitgegaan van de berekende 5.700 ton geproduceerd ijzer en een totale slibproductie, exclusief poederkool en onthardingsslib, van ca. 19.000 ton d.s. volgens een inventarisatie van KIWA [10]. De overige 40% bestaat voor een groot deel uit klei, zand en kalk. In tabel I zijn de 10 grootste ijzerproducenten van oppervlaktewaterbedrijven gegeven. Het blijkt dat deze 10 waterleidingbedrijven samen circa 45% van de totale ijzerhoeveelheid produceren.

TABEL I — De tien grootste ijzerproducenten, oppervlaktewaterzuiveringen.

Pompstation	Slibprod. (ton Fe/j)	% Fe*
Berenplaat	599	10
WRK III	500	9
Kralingen	302	5
WRK-I + II	243	4
Andijk	233	4
Weesperkarspel	231	4
Andelse Maas	209	4
Loenderveen	176	3
Braakman	58	1
Dordrecht	50	1
Totaal	2.600	45

* Als percentage van de totale productie.

TABEL II – De tien grootste ijzerproducenten, grondwaterzuiveringen.

Pompstation	Slibprod. (ton Fe/j)	% Fe*
Noordbergum	216	4
Spannenburg	181	3
Nietap	86	2
Aalsterweg	85	2
Scheveningen	78	1
Valtherbos	76	1
Huybergen	71	1
Oldeholtpade	70	1
Budel	67	1
Noordbargeres	64	1
Totaal	990	17

* Als percentage van de totale produktie.

In tabel II zijn de 10 grootste ijzerproducenten van grondwaterbedrijven gegeven. Deze 10 grondwaterbedrijven produceren samen bijna 20% van de totale ijzerhoeveelheid. Uit de inventarisatie blijkt dat meer dan de helft van het geproduceerde ijzer op slechts 20 lokaties plaatsvindt. Het ligt voor de hand om toekomstig hergebruik eerst op deze lokaties toe te spitsen.

Ijzerverbruik afvalwatersector

Om inzicht te krijgen in de grootte van de ijzerbehoefte en lokaties in de afvalwatersector, is uitgegaan van een schatting van de fosfaattoevoer voor 27 beheersgebieden. Hierbij is gebruik gemaakt van gegevens van het DBW, RIZA en het CBS [6]. Voor de overzichtelijkheid zijn deze beheersgebieden geclusterd tot 11 gebieden. In afb. 4 is de fosfaattoevoer in deze 11 gebieden gegeven. In de afbeelding is het

oppervlak van de cirkels een maat voor de fosfaattoevoer. Het zwarte deel van de cirkels vertegenwoordigt de ijzerproduktie door waterleidingbedrijven in het desbetreffende gebied (stoichiometrisch equivalent).

Uit de afbeelding blijkt dat de verhouding tussen de hoeveelheid geproduceerd ijzer en de fosfaattoevoer globaal gezien gelijk is voor de verschillende gebieden. Dit is uiteraard het gevolg van de koppeling tussen drink- en afvalwater: drinkwater eindigt uiteindelijk als afvalwater. Het aandeel ijzer bedraagt totaal gezien 25%. Opvallend is het grote aandeel ijzer in Friesland door de hoge ijzergehalten in het grondwater. Op de Veluwe is het aandeel ijzer klein. Het grondwater wordt hier met een laag ijzergehalte uit schone zandgronden gewonnen. In het westen van Nederland is zowel de fosfaattoevoer als de ijzerproduktie hoog als gevolg van een hoge inwonersdichtheid. Bij het bekijken van afb. 4 moet bedacht worden dat op termijn: – 75% van het fosfaat verwijderd moet worden; – maximaal de helft van het fosfaat met ijzerzouten verwijderd zal worden. Uitgaande dat hierbij een dosering van Fe:P groot 2:1 wordt toegepast, betekent dit dat het geproduceerde ijzer in drinkwaterslib circa één derde van de in de afvalwatersector benodigde ijzer behelst. Opgemerkt kan worden dat het geschatte aandeel overeenkomt met gegevens uit de literatuur. Hier wordt de volgende

schatting voor toekomstig benodigde ijzerzouten gedaan [12]:

– tweewaardig ijzer:	9.900 ton Fe
– driewaardig ijzer:	4.900 ton Fe
totaal:	14.800 ton Fe

Volgens deze schatting bedraagt het aandeel door waterleidingbedrijven geproduceerd ijzer: 5.700/14.800 = 39%. Geconcludeerd wordt dat via deze hergebruiksroute de gehele slibproduktie van waterleidingbedrijven makkelijk nuttig kan worden aangewend en dat ook regionaal gezien geen knelpunten gevreesd hoeven te worden.

4. Theorie

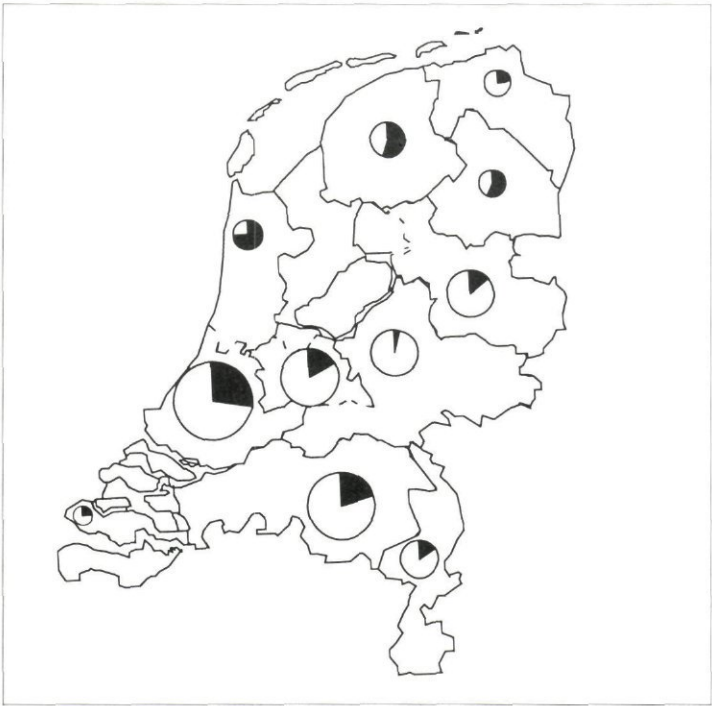
In een biologische rwzi wordt fosfaat verwijderd door opname van fosfaat door bacteriën. Deze verwijdering bedraagt circa 35%. Verhoging van fosfaatverwijdering kan verkregen worden door toevoeging van ijzerzouten. De chemische precipitatie van driewaardig ijzer met fosfaat is voor te stellen door het stelsel vergelijkingen in tabel III. Opgemerkt kan worden dat naast precipitatie ook adsorptie van fosfaat plaatsvindt. Bij de chemische defosfatering wordt het fosfaat verwijderingsresultaat veelal afhankelijk verondersteld van de molaire verhouding tussen het gedoseerde ijzer (Fe) en aanwezige fosfaat (P) of de 'Fe/P-verhouding'.

Uit tabel III blijkt dat naast ijzerfosfaat ook ijzerhydroxyde gevormd wordt. Om een aanzienlijke verwijdering van fosfaat te bewerkstelligen is daarom een overdosering ijzer benodigd (Fe/P-verhouding > 1). Bij het gebruik van tweewaardige ijzer-

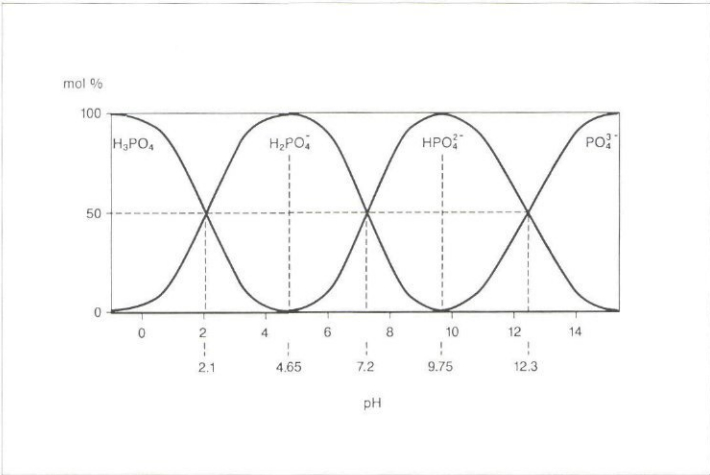
TABEL III – Reactievergelijkingen.

vergelijkingen:	
$Fe^{3+} + 6 H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 3 H_3O^+$	(1)
$Fe^{3+} + HPO_4^{2-} + H_2O \rightarrow FePO_4 + H_3O^+$	(2)
$Fe^{3+} + H_2PO_4^- + 2 H_2O \rightarrow FePO_4 + 2 H_3O^+$	(3)
$4 Fe^{2+} + 4 H_3O^+ + O_2 \rightarrow 4 Fe^{3+} + 6 H_2O$	(4)
gevormd zuur (*):	
Bij dosering van Fe^{3+} : 2,00 mmol H^+ per mmol Fe^{3+}	
Bij dosering van Fe^{2+} : 1,33 mmol H^+ per mmol Fe^{3+}	
Koolzuurevenwicht:	
$CO_2 + 2 H_2O \rightleftharpoons H_3O^+ + HCO_3^-$	(5)
$pH = 6,3 + \log\{ (HCO_3^-) / (CO_2) \}$	(6)

(*) onder de aanname van:
– pH = 7,2 ($HPO_4^{2-} = H_2PO_4^-$)
– De verhouding tussen gevormd $Fe(OH)_3$ (verg. 1) en $FePO_4$ (verg. 2 en 3) is 1:2 bij Fe/P = 1,5



Afb. 4 - Fosfaattoevoer in mol (oppervlak cirkel) en geproduceerd ijzer in mol (deel cirkel) per beheersgebied.



Afb. 5 - Het fosfaatzuur-fosfaat stelsel.

zouten is eerst oxydatie naar driewaardige ijzerionen noodzakelijk volgens reactie (4). Vervolgens wordt ijzer(III)hydroxide en ijzerfosfaat gevormd volgens vergelijkingen (1), (2) en (3). Opgemerkt kan worden dat de mate van optreden van de reacties (2) en (3) bepaald wordt door het pH afhankelijke fosfaatzuur-fosfaat stelsel, zoals weergegeven in afb. 5.

Uit de reactievergelijkingen (1) tot en met (3) blijkt telkens een hoeveelheid zuur gevormd te worden. Dit zal in een pH-daling van het afvalwater resulteren. De hoeveelheid gevormd zuur is afhankelijk van de mate waarin elk van de reacties plaatsvindt. Het uiteindelijke effect van het gevormde zuur op de pH van het afvalwater wordt bepaald door het bufferend vermogen van het afvalwater. Aan de hand van het door p- en m-getal gegeven bufferend vermogen kan de pH worden berekend met vergelijkingen (5) en (6).

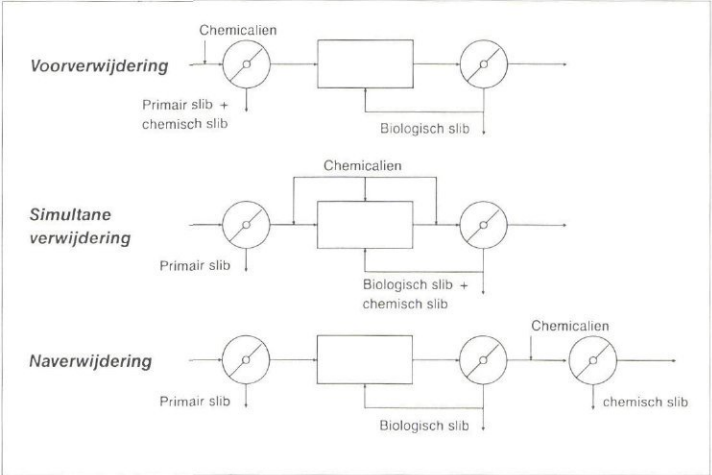
Fosfaatverwijderingsmethoden

Afhankelijk van de plaats van de dosering van het ijzerzout bij de afvalwaterzuivering worden drie methoden onderscheiden. De methodes zijn weergegeven in afb. 6.

- Voorverwijdering:
Het ijzerzout wordt gedoseerd in de voorbezinktank van de afvalwaterzuivering.
- Simultane verwijdering:
Het ijzerzout wordt gedoseerd voor, in of na de beluchtingstank.
- Naverwijdering:
Het ijzerzout wordt gedoseerd in een derde trap, in een apart hiervoor te realiseren bezinktank.
De keuze voor de te implementeren methode hangt af van de installatie, de kosten en ook de specifieke voor- en

nadelen van elk van de methodes [4]. Op het eerste gezicht bestaat een voorkeur voor simultane verwijdering. Hierbij kunnen relatief goedkope tweewaardige ijzerzouten toegepast worden. Tweewaardig ijzer wordt in de beluchtingstank geoxydeerd. Een van de nadelen van simultane verwijdering is ophoping van ijzerslib in de beluchtingstank. Hierdoor wordt het biologische slibaandeel teruggedrongen. Om toch het oorspronkelijke aandeel biologisch slib te handhaven moet het totale slibgehalte in de beluchtingstank worden verhoogd. In de praktijk wordt waargenomen dat de hierdoor ontstane extra belasting van de nabezinktank geheel of gedeeltelijk wordt gecompenseerd door de verbeterde bezinkeigenschappen van het slib [9]. Voorverwijdering speelt ook een belangrijke rol als gevolg van twee oorzaken:

- Bij circa 48% van de Nederlandse afvalwaterzuiveringscapaciteit is geen simultane verwijdering mogelijk [13].
- Bij voorverwijdering worden extra verontreinigingen in de voorbezinktank afgevangen. Hierdoor wordt de achterliggende biologische zuivering ontlast waardoor de prestaties en/of de capaciteit van de zuivering toenemen [9]. Van speciaal belang hierbij is de verbeterde nitrificatie. Net als bij fosfaat worden ook aan stikstof steeds strengere eisen gesteld.



Afb. 6 - Schematische voorstelling defosfateringsmethoden.

Opgemerkt kan nog worden dat naverwijdering nauwelijks interessant is door de extra kosten voor een te realiseren bezinkfase.

5. Proefonderzoek

Hergebruik op laboratoriumschaal
Het hergebruik van drinkwaterslib is getest met behulp van bekersglasproeven [2]. De standaard testcondities van de proeven zijn weergegeven in tabel IV. In het onderzoek is drinkwaterslib toegevoegd aan een oplossing met 10 mg/l P. Vervolgens is na roeren en bezinken het restfosfaatgehalte in het bovenstaande water gemeten. Bij de experimenten is gebruik gemaakt van slib van de drinkwaterzuiveringen:

- Weesperkaspeel (monster met 73% d.s. ijzerhydroxyde);
- Kralingen (monster met 54% d.s. ijzerhydroxyde);
- Katwijk (monster met 36% d.s. ijzerhydroxyde).

Als referentie is ook gebruik gemaakt van een suspensie van ijzerhydroxyde bij pH = 7 en een in de handel verkrijgbare zure 41% oplossing van FeCl₃. De experimenten zijn in eerste instantie uitgevoerd met onbehandeld drinkwaterslib. De hiermee behaalde defosfateringsresultaten zijn slecht, zoals blijkt

TABEL IV - Standaard testcondities bekersglasproeven.

Apparatuur:	
Apparaat	: Standaardbekersglasproefapparaat [8]
Bekersglasinhoud	: 1,5 l
Procedure:	
snelle menging	: 5 minuten, 200 omw. per min.
floculatie	: 30 minuten, 40 omw. per min.
bezinktijd	: 60 minuten
Conditie:	
P-gehalte	: 10 mg/l P
Fe/P	: variabel
pH	: 7
temperatuur	: 18 °C

TABEL V – Fosfaatverwijdering onbehandeld drinkwaterslib.

Chemicaliën	Fosfaat verwijderingsrendement (%) bij:		
	Fe/P = 1	Fe/P = 2	Fe/P = 10
drinkwaterslib	5	10	10-20
Fe(OH) ₃	10	30	30-40
FeCl ₃	60	96	99

uit tabel V. Naar verwachting zal defosfatering door adsorptie plaatsgevonden hebben, aangezien in het drinkwaterslib nauwelijks vrije driewaardige ijzerionen aanwezig zijn.

In tweede instantie zijn experimenten uitgevoerd met aangezuurd drinkwaterslib. Bij het oplossen van ijzer(III)-hydroxyde uit drinkwaterslib is theoretisch 3 mol H⁺ per mol Fe(OH)₃ benodigd, plus een overmaat ter correctie

TABEL VI – Oplosbaarheid van ijzer(III)hydroxyde.

vergelijking:
 $\text{Fe(OH)}_3 + 3 \text{H}_3\text{O}^+ \rightarrow \text{Fe}^{3+} + 6 \text{H}_2\text{O}$ (7)

$\log K_s = 38,7$ [11]

getallen voorbeeld:

omschrijving	d.s. gehalte (%)	Fe ³⁺ (g/l)	pH (-)	gedoseerd H ⁺ per Fe ³⁺ (mol/mol)
spoelwater	0,03	0,1	2,0	8,01
na indikking	5	15,7	1,3	3,20
na ontwatering	25	110,0	1,0	3,05

van de buffercapaciteit en voor de pH-daling.

In tabel VI is de reactievergelijking voor het oplossen van Fe(OH)₃ gegeven. Onder verwaarlozing van complexvorming en buffercapaciteit is een getallen-voorbeeld uitgewerkt. Complexvorming en buffercapaciteit hebben slechts een geringe invloed op de benodigde hoeveelheid zuur in het berekende pH-gebied. Uit dit voorbeeld blijkt dat de benodigde overmaat zuur daalt naarmate bij een lagere pH hogere concentraties driewaardig ijzer worden opgelost. Voor slibmengsels met een ijzerconcentratie van meer dan circa 20 g/l Fe blijkt de hoeveelheid zuur ter verlaging van de pH relatief klein te zijn ten opzichte van de 3 mol H⁺ per mol Fe(OH)₃. Om dit effect in de praktijk te toetsen zijn bekerglasproeven uitgevoerd. Hierbij is aan drinkwaterslib met toenemend ijzergehalte een vaste hoeveelheid zuur van 3 mol H⁺ per mol Fe(OH)₃ toegevoegd. De proefresultaten zoals weergegeven in tabel VII bevestigen de theorie.

De uiteindelijke resultaten van de bekerglasexperimenten van aangezuurd drinkwaterslib zijn gegeven in afb. 7. Uit deze afbeelding blijkt dat de fosfaatverwijdering goed verloopt. Ook kan geconcludeerd

Afb. 7 - Fosfaatverwijdering als functie van de mate van aanzuring van drinkwaterslib (ijzerconcentratie in doseeroplossing = 28,8 g/l, toegepaste Fe/P-verhouding = 2,0).

TABEL VII – Fosfaatverwijdering als functie van de toegepaste ijzerconcentratie in het drinkwaterslib bij een toevoeging van 3 mol H⁺ per mol Fe(OH)₃ en een Fe/P-verhouding van 2.

Concentratie Fe(OH) ₃ in sliboplossing (g/l)	Fosfaatverwijdering (%)
25	98
10	93
1	76

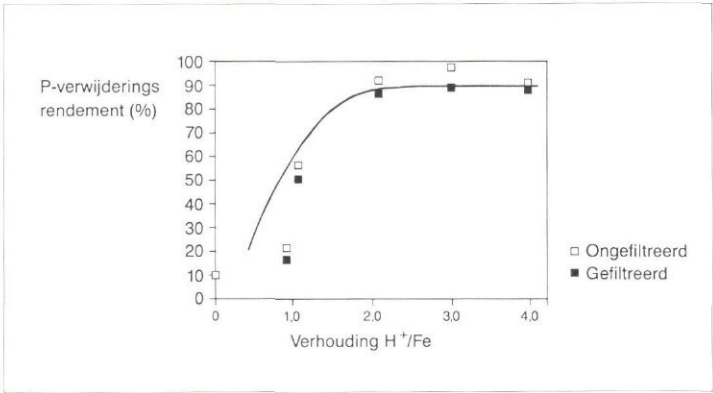
worden dat de fosfaatverwijdering reeds bij 2 à 2,5 mol H⁺ per mol Fe(OH)₃ nagenoeg maximaal is. Door deze relatief beperkte toevoeging van zuur kan in de praktijk de zoutbelasting van het milieu beperkt worden.

Uit bekerglasexperimenten kan geconcludeerd worden dat circa 1 uur oplostijd benodigd is voor drinkwaterslib met circa 30 g/l Fe.

Hergebruik op praktijkschaal

Experimenten op praktijkschaal zijn uitgevoerd op de kleinste van de drie biologische installaties op de rwzi De Bilt.

Afb. 8 - Proefopstelling op rwzi De Bilt.



De installatie betreft een oxydatiesloot met borstelbeluchting met een capaciteit van circa 7.500 inwoner equivalenten (i.e. = de hoeveelheid vervuiling die door een mens per dag in het afvalwater wordt geloosd).

De slibbelasting bedraagt 0,15 kg BZV per kg slib-droge stof per dag bij een gemiddeld slibgehalte van circa 4 g/l. Op de installatie is simultaan gedefosfateerd waarbij de ijzeroplossing met een continu debiet aan het begin van het beluchtingstank is gedoseerd. Gebruik is gemaakt van slib van de zuivering Weesperkaspel.

Een foto van de installatie is gegeven in afb. 8.

Gedurende circa 3 maanden is onbehandeld drinkwaterslib van Weesperkaspel bij een Fe/P-verhouding van 1 tot 2 gedoseerd.

De eerste maand hiervan kan worden beschouwd als opstartfase. Gezien de dimensies van de onderhavige installatie is circa één maand benodigd voor het

TABEL VIII – Resultaten van defosfatering met drinkwaterslib op rwzi De Bilt.

Fe/P (mol/ mol)	Aanzuring drinkwater- slib	Fosfaatverwijdering influent (mg/l)	effluent (mg/l)	rendement (%)
0,0*		10	7	ca. 30
2,0	nee	11	6	ca. 45
0,8	ja	9,6	1,3	ca. 86

* Resultaat vóór proeven.

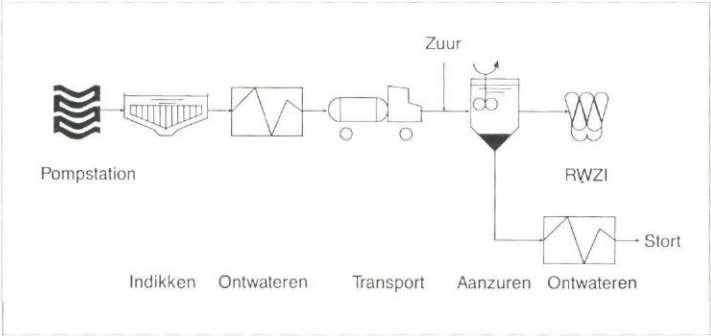
bereiken van een stabiel slibaandeel van ijzer(III)hydroxyde in de beluchtingstank. Vervolgens is gedurende circa 2 maanden aangezuurd drinkwaterslib gedoseerd bij een Fe/P-verhouding van circa 0,8. Het slib is batchgewijs aangezuurd met een verhouding van 2,2 mol H⁺ per mol ijzer(III)hydroxyde. De resultaten van de proeven zijn weer-gegeven in tabel VIII. Hetzelfde beeld wordt verkregen als bij de laboratorium-experimenten. De fosfaatverwijdering verloopt slecht bij dosering van onbehandeld drinkwaterslib en goed na aanzuring van het slib. In het laatste geval wordt een verwijdering van 86% behaald. Het gemiddelde fosfaat-gehalte in het effluent bedroeg 1,3 mg/l P. Het behaalde resultaat is vergelijkbaar ten opzichte van simultane defosfatering met in de handel verkrijgbare ijzerzouten op andere rwzi's [4]. Voordat de experimenten starten bedroeg de pH van het effluent gemiddeld 7,4 bij een totaal carbonaatgehalte van circa 2,5 mmol/l. Door de dosering van aan-gezuurd drinkwaterslib daalde het totale carbonaatgehalte circa 0,5 mmol/l. Hierdoor daalde de pH van het effluent met circa 0,2 eenheden. Een en ander komt overeen met de theoretische voor-spelling volgens vergelijkingen (5) en (6) in tabel III.

6. Kosten

Uitgangspunten

Bij de kostenberekeningen is uitgegaan van de uitgangspunten zoals gegeven in tabel IX. Bij de gehanteerde uitgangspunten moet worden opgemerkt dat voor stortkosten uitgegaan is van gemiddelde kosten voor

Afb. 9 - Transport en installaties bij hergebruik van drinkwaterslib.



tussenopslag en stort van Wca-slib enerzijds en AW-slib anderzijds (totaal f 150,- resp. f 110,-per ton). De kosten zijn gebaseerd op praktijkgegevens van de voorzuivering Lindenbergh (EWR). De totale kosten en baten voor hergebruik zijn uitgedrukt in guldens per jaar en worden onderverdeeld in de posten: – Transport – Stort – Chemicaliën – Installaties. De kosten worden betrokken op 5.700 ton Fe per jaar uit drinkwaterslib. Met deze hoeveelheid kan een totale capaciteit van circa 3,8 miljoen i.e. worden gedefos-fateerd.

Chemicaliën

Bespaard wordt 5.700 ton Fe, wat overeenkomt met f 11,9 miljoen kosten-besparingen voor FeCl₃. Extra kosten moeten gemaakt worden voor zwavelzuur. Deze kosten bedragen f 2,5 miljoen. De besparingen bedragen zodoende f 9,4 miljoen per jaar.

Stort

Uit afb. 1 volgt dat jaarlijks 5.700 ton Fe overeenkomend met 43.548 ton slib (25% d.s.) minder gestort hoeft te worden. De besparingen bedragen zodoende f 5,7 miljoen per jaar.

Transport

In vergelijking met de situatie zonder hergebruik worden de transportkosten groter omdat de hoeveelheid drink-waterslib, zijnde geen ijzerhydroxyde,

tweemaal vervoerd moet worden. De grootte van deze kostenpost is afhankelijk van het droge-stofgehalte van het drink-waterslib en dus van de te realiseren indik- en ontwateringsinstallaties. In afb. 9 is een schematische weergave gegeven van de installaties voor het hergebruik van drinkwaterslib. Over de opzet van het systeem kan het volgende worden opgemerkt [3]: – Hergebruik zonder indikken is economisch niet interessant. De extra kosten voor opslagcapaciteiten en vooral zuurkosten om het waterrijke slib in pH te verlagen worden makkelijk terugverdiend door een indikker. – Bij transportafstanden van minder dan circa 5 km wordt het economisch aan-trekkelijk om tot 5% d.s. ingedikt slib (niet ontwaterd) te transporteren via een leiding. – Het alternatief zonder ontwateren is slechts marginaal duurder, afhankelijk van de exacte transportkosten en kosten voor ontwatering. Als wordt uitgegaan van transport volgens afb. 9 en hergebruik volgens afb. 1, dan kunnen de transportkosten berekend worden. Een deel van de slibproductie van de waterleidingbedrijven (zijnde geen ijzerhydroxyde) moet tweemaal vervoerd worden. Dit deel is 32.452 ton (25% d.s.). Hierdoor ontstaan extra transportkosten van f 1,3 miljoen per jaar. Opgemerkt kan worden dat bij een centrale tussenopwerking van het drink-waterslib, de gehele slibproductie van de waterleidingbedrijven éénmaal extra vervoerd moet worden. Deze kostenpost zou f 3,0 miljoen bedragen.

Installaties

De installaties voor het aanzuren moeten vergeleken worden met conventionele installaties voor opslag en dosering van FeCl₃ of opslag, oplossen en doseren van FeSO₄. Hierbij wordt van kosten neutraal uitgegaan. De installaties voor waterleidingbedrijven zijn onafhankelijk van hergebruik. Wel moeten extra kosten worden opgenomen voor de ontwatering van de hoeveelheid

TABEL IX – Uitgangspunten kostenberekeningen.

– prijspeil	:	1991
– Fe-productie drinkwaterzuiveringen	:	5.700 ton Fe per jaar
– Fe/P-verhouding dosering	:	1,5
– H ⁺ /Fe-verhouding (aanzuren)	:	2,5
– 41% FeCl ₃	:	f 300,- per ton
– 90% FeSO ₄ · 7 H ₂ O	:	f 90,- per ton
– 98% H ₂ SO ₄	:	f 190,- per ton
– 30% HCl	:	f 200,- per ton
– stortkosten*	:	f 130,- per ton
– transportkosten	:	f 40,- per ton
– kosten ontwatering	:	f 250,- per ton d.s.

* Stortkosten en tussenopslag als gemiddelde van AW- en Wca-slib.

TABEL X – Besparingen hergebruik van drinkwaterslib versus FeCl₃.

Kostenpost	Besparingen in f * 10 ⁶ per jaar
<i>kosten:</i>	
Transport	1,3
Installaties	2,0
<i>baten:</i>	
Chemicaliën*	9,4
Stort	5,7

* bij gebruik van zoutzuur : 5,8
bij vergelijk met FeSO₄ : 0,8

drinkwaterslib, zijnde geen ijzerhydroxyde. Deze hoeveelheid bedraagt 8113 ton d.s. De extra kosten zijn f 2,0 miljoen.

Besparingen

In tabel X zijn de jaarlijkse kosten en baten als gevolg van hergebruik van drinkwaterslib gegeven. De totale kosten bedragen f 3,3 miljoen tegen f 15,1 miljoen baten per jaar. Opgemerkt moet worden dat de totale baten naar alle waarschijnlijkheid in de toekomst sterk zullen stijgen. Door de toenemende vraag naar metaalzouten zullen de prijzen van FeCl₃ in 1995 naar verwachting stijgen met 20 tot 50% [12]. De kosten voor storten nemen mogelijk nog meer toe. Berekend kan worden dat de jaarlijkse besparingen bij 50% verhoogde kosten voor stort en FeCl₃ stijgen van circa f 12 miljoen naar circa f 21 miljoen.

De besparingen bedragen, zelfs zonder rekening te houden met stijgende chemicaliën en stortkosten, circa f 3,- per i.e. per jaar (betrokken op de 3,8 miljoen i.e.). Dit is relatief veel in vergelijking met de kosten voor defosfatering met FeCl₃ à circa f 7,- per i.e. per jaar. Tot slot moet opgemerkt worden dat drinkwaterslib ook met gebruik van het duurdere HCl in vergelijking met FeCl₃ en zelfs in vergelijking met FeSO₄ nog steeds aanzienlijke besparingen oplevert.

7. Beleid en milieuhygiënische aspecten

Beleid

Het afvalstoffenbeleid kent de volgende prioriteiten:

- preventie
- hergebruik
- volumereductie
- storten.

De beleidsintensivering is gericht op het terugdringen van de hoeveelheid afval die in het milieu terecht komt. In het afvalstoffenbeleid wordt het nuttig toepassen van afvalstoffen dan ook sterk gestimuleerd. Voorwaarde bij het hergebruik van afvalstoffen is wel dat er geen diffuse

verspreiding van verontreinigingen mag optreden. Hoewel diffuse verspreiding bij hergebruik van drinkwaterslib via het geloosde afvalwater of zuiveringsslib niet verwacht wordt, zal dit nader met praktijkproeven vastgesteld moeten worden. Een belangrijk aspect vormt hierbij het arseengehalte. Zoals volgt uit onderzoek van KIWA [5] heeft circa de helft van het drinkwaterslib een arseengehalte van meer dan 50 mg/kg d.s. waarmee het onder de Wca valt. Bij hergebruik voor defosfatering zal het ontstane zuiveringsslib een aanzienlijk lager arseengehalte hebben waarmee chemisch afval als het ware verdwenen is. Dit aspect en de neveneffecten zijn van belang bij het verkrijgen van ontheffingen van de vergunning verlenende instanties.

Kwaliteit drinkwaterslib

Om in de genoemde problematiek meer inzicht te krijgen zijn enkele literatuurgegevens geïnventariseerd [5, 7, 16]. In tabel XI zijn de gehalten van enkele zware metalen in zuiveringsslib en drinkwaterslib vergeleken. Opgemerkt moet worden dat het een eerste indicatie betreft waarbij ter vereenvoudiging geen onderscheid is gemaakt tussen (in kwaliteit verschillend) drinkwaterslib van opper-

TABEL XI – Vergelijking gehalten aan zware metalen in drinkwater- en zuiveringsslib (gehalten in mg/kg).

Metaal	Zuiveringsslib	Drinkwaterslib	Wca-concentratiegrenswaarden
Cu	477	350	5.000
Cr	68	50	5.000
Zn	1.229	350	20.000
Pb	237	20	5.000
Cd	3,4	2,0	50
Ni	33	50	5.000
Hg	1,8	1,1	50
As	6,2	70	50

vlake- en grondwaterbedrijven. Uit tabel XI kan geconcludeerd worden dat de meeste zware metalen in (aanzienlijk) lagere tot gelijkwaardige concentraties in drinkwaterslib aanwezig zijn ten opzichte van zuiveringsslib. Alleen het arseengehalte in drinkwaterslib is hoger ten opzichte van het arseengehalte in zuiveringsslib. Bedacht moet worden dat bij defosfatering met drinkwaterslib het uiteindelijke arseengehalte onder de Wca-concentratiegrens blijft.

Arseen en andere zware metalen in drinkwaterslib zijn voor een aanzienlijk deel afkomstig uit de gebruikte coagulant [7]. Om deze reden is het zinvol naast de vergelijking van drinkwaterslib met zuiveringsslib ook een vergelijking te maken van drinkwaterslib met in de handel verkrijgbare ijzerzouten.

De genoemde vergelijking is gemaakt in tabel XII. In deze tabel zijn de eisen voor FeCl₃ weergegeven volgens de Positieve Lijsten (onderdeel van KIWA-ATA). De gehalten aan zware metalen zijn uitgedrukt in gram per kg gedoseerd Fe. Uit tabel XII kan geconcludeerd worden dat de meeste zware metalen in (aanzienlijk) lagere tot gelijkwaardige concentraties in drinkwaterslib aanwezig zijn ten

TABEL XII – Vergelijking gehalten aan zware metalen in drinkwaterslib en FeCl₃ (gehalten in g/kgFe).

Metaal	Drinkwaterslib	FeCl ₃
Cu	1,11	–*
Cr	0,16	0,71
Zn	1,11	–*
Pb	0,06	0,09
Cd	0,006	0,001
Ni	0,16	0,71
Hg	0,0035	0,0021
As	0,22	0,09

* Gehalte onbekend.

opzichte van FeCl₃. Alleen voor de metalen cadmium en arseen is de metalenvracht bij defosfatering met drinkwaterslib hoger ten opzichte van FeCl₃.

Andere verontreinigingen

Voor de bulk van verontreinigingen in het drinkwaterslib (klei, zand, kalk, humusstoffen) worden geen negatieve effecten verwacht.

Tot slot kan over de organische microverontreinigingen PAK's, PCB's en fenolen opgemerkt worden dat, op basis van een vergelijking tussen de gehalten in drinkwaterslib en zuiveringsslib, hiermee geen problemen te verwachten zijn [7, 16].

Afzet van zuiveringsslib

Uit het voorgaande kan geconcludeerd worden dat door hergebruik van drinkwaterslib alleen het arseengehalte significant toeneemt ten opzichte van het gebruik van FeCl₃. Uit de gepresenteerde gegevens kan berekend worden dat het arseengehalte in zuiveringsslib bij het gebruik van FeCl₃ oploopt van 6 naar 8 mg/kg ten opzichte van 6 naar 17 mg/kg bij het gebruik van drinkwaterslib. Bij deze laatste toename komt in de huidige situatie afzet van zuiveringsslib op bouw- en grasland niet meer in aanmerking. Hiervoor geldt volgens de Richtlijnen van Unie van Waterschappen een grenswaarde van 10 mg/kg arseen [16]. De kwaliteitseisen ten aanzien van zuiveringsslib voor afzet op bouw- en grasland en verwerking tot compost zullen echter in de toekomst worden aangescherpt. Hierbij zullen ook andere zware metalen maatgevend worden. Zo zijn de samenstellingseisen voor compost ten

TABEL XIII – Actieplan hergebruik drinkwaterslib.

Studie	Start	Onderwerp
Bureaustudie	1-1-92	kwaliteitseisen drinkwaterslib regionale verdeling Fe-productie/afzet centrale opwerking ontwerp en kosten
Praktijkonderzoek	1-6-92	neveneffecten op praktijkschaal opwerken drinkwaterslib eigenschappen zuiveringsslib
Flankerend onderzoek	1-6-92	beperken zuurtoevoeging ontwateringsonderzoek verwijdering zware metalen uit drinkwaterslib

aanzien van kwik na 1995 bijvoorbeeld 0,3 mg/kg (vergelijk 1,8 mg/kg in tabel XI). Bij dergelijke strenge normen zal de enige eindbestemming voor een nog groter deel van het zuiveringsslib de stort zijn, na vergaande volumereductie. Opgemerkt kan nog worden dat voor de verbranding van zuiveringsslib de situatie met of zonder hergebruik niet zal veranderen.

Verdere kwaliteitsoverwegingen

Voor de uit drinkwaterslib geproduceerde chemicaliën is een constante samenstelling betreffende het ijzergehalte gewenst met het oog op een eenvoudige bedrijfsvoering.

Overwogen kan worden om drinkwaterslib centraal te verzamelen en op te werken. Hierbij kan de gewenste constante samenstelling gerealiseerd worden. Ook kan dan centraal aandacht besteed worden aan de verwijdering van hinderlijke verontreinigingen zoals bladeren en inerte stof of zelfs zware metalen. Bij centrale behandeling moet rekening worden gehouden met een toename van transportkosten. De gehele drinkwaterslibproductie wordt hierbij extra getransporteerd (zie ook afb. 1).

8. Conclusies en actieplan

- Hergebruik van drinkwaterslib bij defosfatering van afvalwater is een veelbelovende nuttige toepassing.
- De emissie van afvalstoffen naar het milieu wordt aanzienlijk verminderd. Per jaar worden beperkt:
 - slibproductie: 44.000 ton per jaar
 - zoutbelasting oppervlaktewater: 1.800 ton per jaar
 - FeCl₃-productie : 5.700 ton Fe per jaar.
- Hergebruik van drinkwaterslib is economisch aantrekkelijk. Per jaar wordt een economisch voordeel van circa f 10,0 miljoen behaald. Dit voordeel zal groter worden door stijgende kosten van stort en chemicaliën.
- Nadere inspanningen moeten worden verricht om onder andere de te stellen

kwaliteitseisen van de geproduceerde chemicaliën vast te stellen en te realiseren.

Actieplan

Om uiteindelijk te komen tot een integrale oplossing is een doelmatige aanpak vereist. Hierbij is een nauwe samenwerking van overheid, waterleidingbedrijven en zuiveringsschappen van groot belang.

In tabel XIII is een actieplan weergegeven voor het hergebruik van drinkwaterslib. Het plan is tot stand gekomen in overleg met KIWA. Gestreefd wordt naar participatie van alle verdere relevante instanties te weten ministerie van VROM, VEWIN, STORA, RIZA, waterleidingbedrijven, zuiveringschappen en mogelijke industriële partners.

Literatuur

1. Boekenstijn, W. (1991). *Het toepassen van ijzerhoudend drinkwaterslib voor defosfatering op rzi de Bilt*. Stageverslag HTS-Dordrecht, Chemische Technologie, DHV Water BV.
2. Buis, R. G. J. (1990). *Onderzoek naar het hergebruik van ijzerslib van drinkwaterbedrijven voor het defosfateren van afvalwater*. Stageverslag, Hogeschool Enschede, Chemische Technologie DHV Raadgevend ingenieursbureau BV.
3. Buis, R. G. J. (1991). *Studie naar het hergebruik van ijzerslib van waterleidingbedrijven voor het defosfateren van afvalwater*. Afstudeerverslag, Hogeschool Enschede, Chemische Technologie DHV Water BV.
4. Dijk, J. C. van (1986). *Cursus tertiaire behandeling van afvalwater*. Fosfaatverwijdering Intersectie Gezondheidstechniek.
5. Koppers, H. M. M. e.a. (1985). *Gehaltes aan anorganische stoffen in het slib van Nederlandse waterleidingbedrijven, een eerste verkenning*. KIWA, swo-85.004.
6. Kuij, R. J. van der (1988). *Effect en kostenconsequenties van defosfateren in Nederland. Studie in het kader van de Werkgroep Actieplan Defosfateren*. DHV Raadgevend ingenieursbureau BV in opdracht van ministerie van Verkeer en Waterstaat, DBW/RIZA.
7. Lee, R. G. e.a. (1990). *Toxic concerns regarding water plant wastes*. Slib, Schlamm, Sludge. Cooperative research report. AWWARF, KIWA.
8. Meijers, A. P.; Moel, P. J. de en Paassen, J. A. M. van (1984). *Ontwerp standaardbekerglasproefapparaat en vergelijkend onderzoek van vlokmiddelen*. KIWA Mededeling nr. 70.
9. Roest, H. F. van der e.a. (1991). *Preprecipitatie*

- nieuw leven ingeblazen*. H₂O (24) 1991, nr. 23.
10. Sombekke, H. D. M. en Koppers, H. M. M. (1991). *Inventarisatie verwijdering slib en overige afval-/reststoffen van drinkwaterproductiebedrijven*. KIWA, swo-91.226.
 11. Stumm, W., Morgan, J. J. (1981). *Aquatic Chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. Second edition.
 12. STORA (1991). *Chemicaliën voor P- en N-verwijdering. Marktanalyse*. Programma PN-1992.
 13. STORA/DBW/RIZA (1989). *Knelpunten bij de invoering van defosfatering*. Onderzoek toekomstige generatie rioolwaterzuiveringsinrichtingen RWZI 2000.
 14. VEWIN (1989). *Statistiek wateronderzoek 1986*.
 15. VEWIN (1989). *Tienjarenplan*.
 16. NVA-slibcommissie (1991). *Slibwijzer*.

● ● ●

Raad voor de drinkwatervoorziening adviseert over Infiltratiebesluit bodembescherming

De Raad voor de Drinkwatervoorziening heeft, op 3 augustus 1992, aan de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer advies uitgebracht over het ontwerpbesluit houdende regels met betrekking tot infiltratie van uit oppervlaktewater verkregen water in de bodem (Infiltratiebesluit bodembescherming). Dit besluit is opgesteld om te voldoen aan de EG-Grondwatterrichtlijn en geeft aan welke (kwaliteits)eisen aan te infiltreren water moeten worden gesteld. De provincie is daarbij vergunningverlenende instantie. De Raad betreurt dat er voor de provincies, ten aanzien van verschillende artikelen van het besluit, onduidelijkheid kan ontstaan over de interpretatie van de tekst. Hij adviseert dan ook het besluit op een aantal punten nader toe te lichten en van voorbeelden te voorzien en geeft aan ten aanzien van welke punten dat het geval is. Hoewel in het besluit is vermeld dat er geen kosten mee zijn verbonden meent de Raad dat dit wel het geval is wanneer vergunningen worden verleend die, gezien de strenge kwaliteitseisen uit het besluit, aanleiding geven tot het installeren van meer zuiveringsapparatuur. Deze opmerking in de toelichting van het besluit is dus misleidend. Nadere informatie bij de secretaris van de Raad: dr. C. L. C. Meijer, tel. 070-317 44 29; fax 070-317 42 69.