

Haalbaarheidsstudie naar biologisch/fysisch chemische nitraatverwijdering uit grondwater

1. Inleiding

Nitraat in grond- en drinkwater vormt momenteel een probleem, dat in heel Europa wordt onderkend. Behalve in Nederland [Van Beek et al., 1984; Werkgroep Nitraat-uitspoeling in Waterwingebieden, 1985] speelt dit probleem ook in andere Europese landen, zoals Duitsland [Sontheimer & Rohmann 1984; Strobel & König, 1985], Engeland [Miller, 1982; Young, 1985] en Frankrijk [Ballay et al., 1985]. Het probleem wordt veroorzaakt door een verlaging van de maximaal toelaatbare concentratie nitraat in



J. P. VAN DER HOEK
Vakgroep Waterzuivering
Landbouwhogeschool Wageningen



A. KLAPWIJK
Vakgroep Waterzuivering
Landbouwhogeschool Wageningen

drinkwater van 22,6 naar 11,3 mg NO_3^- -N/l [Raad voor de Europese Gemeenschappen, 1980] en door (over-)bemesting, waardoor uitspoeling van nitraat uit de mest naar het grondwater optreedt [Bruyn, 1984].

Hoewel het nitraatprobleem in eerste instantie aangepakt moet worden via beëindiging van de overbemesting, waartoe de nieuwe Meststoffenwet en de Wet Bodembescherming mogelijkheden bieden [Van Soest, 1984; Scheltinga, 1985], zullen in Nederland, ondanks deze maatregelen, meerdere grondwaterleidingbedrijven de komende jaren te maken krijgen met een te hoog nitraatgehalte [Werkgroep Nitraat-uitspoeling in Waterwingebieden, 1985]. Invoering van een nitraatverwijderingstechniek is daarom onontkoombaar. Meerdere technieken kunnen toegepast worden, maar alleen ionenwisseling en biologische denitrificatie lijken in de praktijk realiseerbare oplossingen te zijn. Deze twee technieken hebben echter belangrijke nadelen [Van der Hoek & Klapwijk, 1985a].

Aan de Landbouwhogeschool Wageningen wordt momenteel onderzoek uitgevoerd naar de ontwikkeling van een nieuwe techniek: biologisch/fysisch chemische nitraatverwijdering uit grondwater [Van der Hoek, 1985a]. In de periode mei 1985 – oktober 1985 is een haalbaarheidsstudie uitgevoerd naar deze techniek [Van der Hoek, 1985b]. De belangrijkste resultaten en conclusies van deze studie zullen hier beknopt worden besproken.

2. Principe van de techniek

De biologisch/fysisch chemische nitraatverwijderingstechniek berust op een combinatie van ionenwisseling en biologische denitrificatie [Van der Hoek & Klapwijk, 1985a en b]. De nitraatverwijdering wordt uitgevoerd door middel van ionenwisseling, maar voor regeneratie van een nitraat-beladen anionenwisselaar wordt een denitrificatiereactor toegepast (afb. 1). Het regeneratieproces is weergegeven in afb. 2. Een oplossing met een hoog bicarbonaatgehalte (de regenerant) doorloopt de te regenereren ionenwisselaar, waardoor deze nitraat afstaat en bicarbonaat opneemt. De regenerant, die nu

een hoog nitraatgehalte heeft, wordt door een denitrificatiereactor geleid, waarin het nitraat omgezet wordt in stikstofgas.

De koolstofbron die gedoseerd moet worden, wordt omgezet in HCO_3^- , CO_3^{2-} en H_2O . De regenerant is nu weer bruikbaar voor verdere regeneratie van de ionenwisselaar. Nadat de ionenwisselaar in de HCO_3^- -vorm is teruggebracht, kan deze weer worden gebruikt voor nitraatverwijdering.

De belangrijkste voordelen van dit proces zijn:

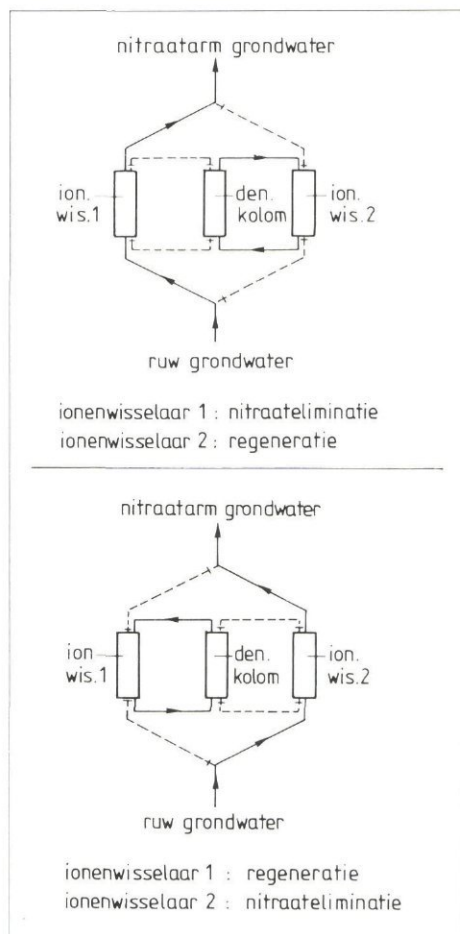
- regeneratie van de ionenwisselaar vindt plaats in een gesloten systeem, waarin HCO_3^- wordt geproduceerd. De problemen verbonden aan ionenwisseling, zoals het ontstaan van een volumineuze regeneratie-afvalbrij en een hoog zoutverbruik voor regeneratie, worden hierdoor voorkomen;
- er is geen direct contact tussen grondwater enerzijds en bacteriën en een te doseren organische stof anderzijds. Dit directe contact is het grote nadeel van directe biologische denitrificatie van grondwater in verband met bacteriologische verontreiniging van het behandelde water;
- nitrietvorming (nitriet is een tussenproduct bij de omzetting van nitraat tot stikstofgas) rechtstreeks in het te behandelen water, zoals dat kan optreden bij directe biologische denitrificatie, is niet mogelijk.

3. Onderwerpen van de haalbaarheidsstudie

In de haalbaarheidsstudie zijn vier onderwerpen behandeld die een bottle-neck zouden kunnen vormen bij de ontwikkeling van deze techniek tot een in de praktijk realiseerbare oplossing.

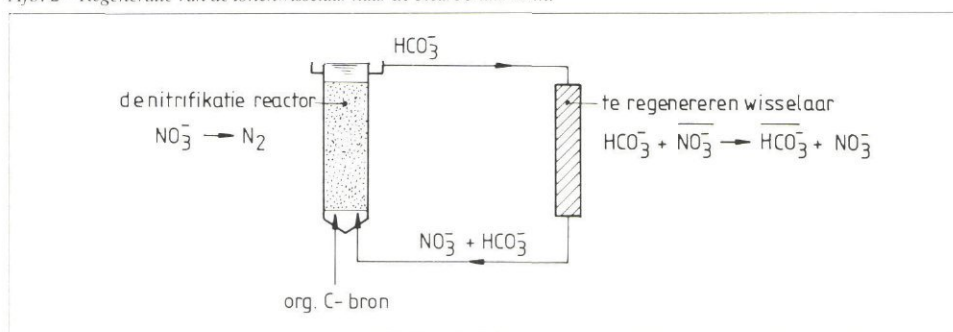
De vier vraagpunten zijn:

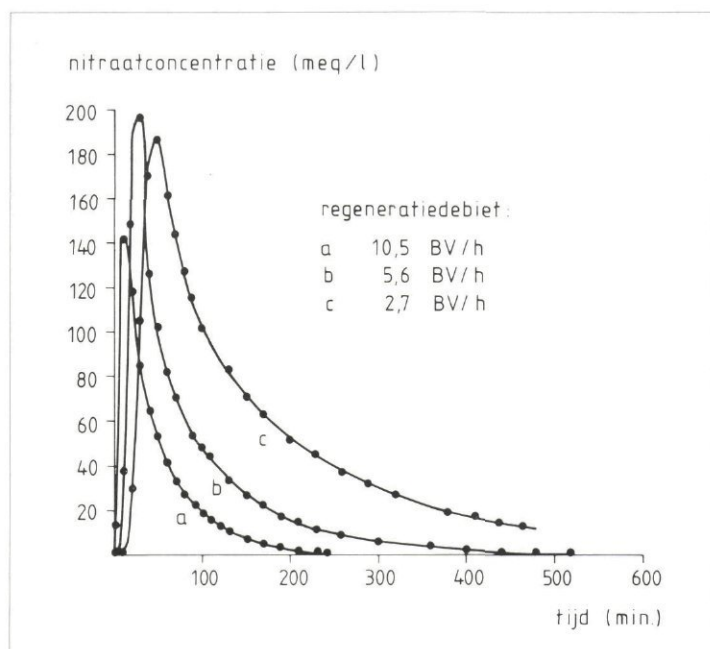
1. Bij welk bicarbonaatgehalte moet dit proces worden uitgevoerd? Voor regeneratie van de ionenwisselaar is een hoog bicarbonaatgehalte nodig, maar te hoge concentraties kunnen nadelige effecten hebben op de biologische denitrificatie.
2. Zal nitrietvorming in het regeneratiecircuit aanleiding geven tot nitriet in het behandelde grondwater?
3. Wat is de invloed van sulfaat in grondwater op het sulfaatgehalte in het regeneratie-



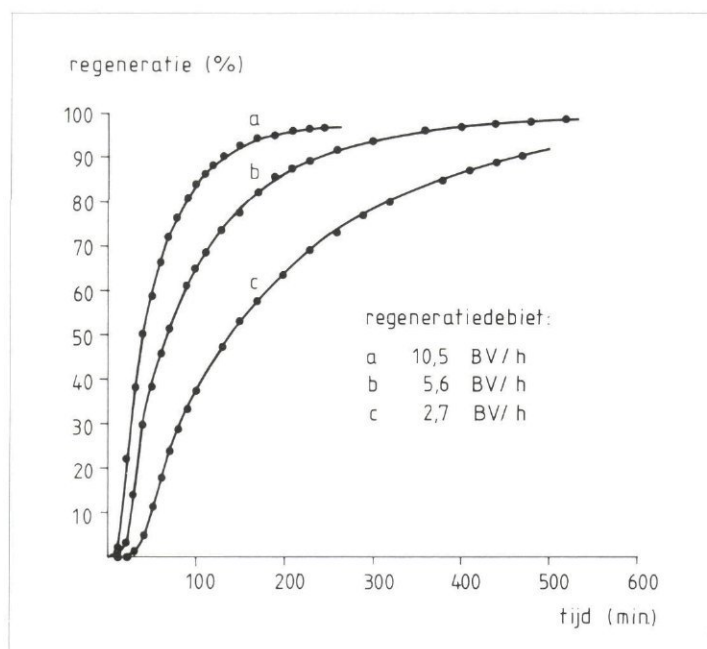
Afb. 1 - Combinatie van ionenwisseling en biologische denitrificatie: biologisch/fysisch chemische nitraatverwijdering uit grondwater.

Afb. 2 - Regeneratie van de ionenwisselaar naar de bicarbonaatvorm.





Afb. 3 - Concentratieverloop regenerant bij regeneratie van een volledig nitraat-beladen anionenwisselaar (duolite A161) met een 30 g NaHCO₃/l-oplossing.



Afb. 4 - Regeneratie van een volledig nitraat-beladen anionenwisselaar (Duolite A161) met een 30 g NaHCO₃/l-oplossing (regeneratie % = percentage van de oorspronkelijke capaciteit (1,11 meq/l)).

circuit, en in welke mate beïnvloedt dit het proces?

4. Wat is het effect van organische stof en gesuspenderde stof, aanwezig in het effluent van de denitrificatiereactor, op de ionenwisselaar in het regeneratiecircuit?

4. Het bicarbonaatgehalte in het regeneratiecircuit

4.1. Regeneratie van een sterk basische anionenwisselaar met bicarbonaat

Hoewel regeneratie van een anionenwisselaar met bicarbonaat een bekende techniek is [Höll & Kiehling, 1981; Höll & Kiehling, 1982] wordt in dit proces een maximum gesteld aan de bicarbonaatconcentratie door de koppeling met een biologisch proces. Uit batch-experimenten met denitrificerend slib bleek dat een concentratie van 30 g NaHCO₃/l geen nadelig effect heeft op de denitrificatie (par. 4.2). Regeneratie van een anionenwisselaar met een oplossing die 30 g NaHCO₃/l bevat, is goed mogelijk, zoals blijkt uit afb. 3 en afb. 4.

Vergeleken met de gebruikelijke regeneratiemethode, die berust op de toepassing van NaCl in concentraties van 50-100 g/l, een regeneratiedebiet van 2-4 BV/u (BV = bedvolumes) en een regeneratietijd van 30-45 min. [Gauntlett, 1975; Guter, 1982] is hier wel een hoger debiet en langere tijd nodig. Dit wordt veroorzaakt door de relatief lage NaHCO₃-concentratie (50-100 g NaCl/l = 855-1.710 meq/l, 30 g NaHCO₃/l = 357 meq/l) en de lagere selectiviteit van anionenwisselaars voor HCO₃⁻ dan voor Cl⁻ [Clifford, 1982; Clifford & Weber, 1978]. Door het hogere debiet en de langere tijd is de regeneratie-efficiency (verhouding tussen

verdrongen nitraat en benodigde hoeveelheid regeneratiezout) vrij laag, maar in dit proces is regeneratie-efficiency geen wezenlijk criterium. Het bicarbonaat dat niet direct wordt uitgewisseld tegen nitraat in de regeneratie blijft immers in het systeem aanwezig.

4.2. Denitrificatie met een hoog bicarbonaatgehalte

a. Effect van bicarbonaat op de denitrificatiesnelheid.

De maximaal toelaatbare NaHCO₃-concentratie in het regeneratiecircuit wordt bepaald door de biologische denitrificatie. Claus et al. [1985] hebben aangetoond dat 20 g NaCl/l geen effect heeft op autotrofe denitrificatie. Denitrificatie is ook waargenomen in marine sedimenten [Sørensen, 1978; Sørensen, 1979].

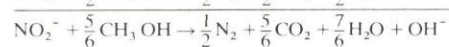
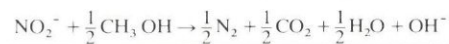
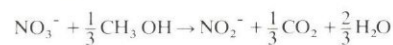
De invloed van hoge NaHCO₃-concentraties op de denitrificatie is onderzocht door middel van batchproeven. Twee batchreactoren, reactor 1 en 2, bevatten beide vijf liter denitrificerend slib (2-2,5 g droge stof/l). In reactor 2 werd de NaHCO₃-concentratie stapsgewijs verhoogd tot 30 g/l. De resultaten zijn weergegeven in afb. 5. Duidelijk blijkt dat hoge NaHCO₃-gehaltes vrijwel geen effect hebben op de denitrificatiesnelheid.

b. Effect van bicarbonaat op de nitrietproductie.

Hoewel het bicarbonaatgehalte geen invloed heeft op de denitrificatiesnelheid, is de invloed op de waargenomen nitrietconcentraties in de batchexperimenten groot. Met eenzelfde pH in beide batchreactoren (8,35-8,70) bleek een hoog natriumbicarbo-

naatgehalte de nitrietophoping sterk te onderdrukken (afb. 5). Dit zelfde effect werd waargenomen in een continuëactor (een 4 l USB (Upflow Sludge Blanket) reactor, afb. 6) zoals in afb. 7 zichtbaar is. Dosering van 10 g NaHCO₃/l in het influent verlaagde de nitrietconcentratie in het effluent sterk.

Dit verschijnsel kan verklaard worden uit de sterk bufferende werking van bicarbonaat op de micro-omgeving van de slibvlokken. De reductie van nitraat tot stikstofgas met methanol als elektronendonoren verloopt via de stappen



De reductie van nitriet tot stikstofgas veroorzaakt een pH-verhoging, die een inhibitie-effect kan hebben op deze omzetting, waardoor nitriet zich ophoopt. In aanwezigheid van een hoge bicarbonaatconcentratie wordt deze pH-stijging direct gebufferd, waardoor de reactie normaal kan plaatsvinden.

5. Invloed van nitrietvorming in de denitrificatiereactor op de nitrietconcentratie in het behandelde grondwater

De maximaal toelaatbare nitrietconcentratie in drinkwater bedraagt 0,1 mg NO₂⁻/l [Raad voor de Europese Gemeenschappen, 1980]. Ondanks het feit, dat in dit proces geen directe denitrificatie van grondwater wordt toegepast, waardoor het risico van te hoge nitrietconcentraties in het behandelde water

wordt voorkomen, is in principe toch een gevaar aanwezig. Nitriet, geproduceerd in de denitrificatiereactor, kan immers aan de ionenwisselaar gebonden worden die in het regeneratiecircuit aanwezig is. Tijdens drinkwaterproductie zou deze ionenwisselaar nitriet kunnen afstaan.

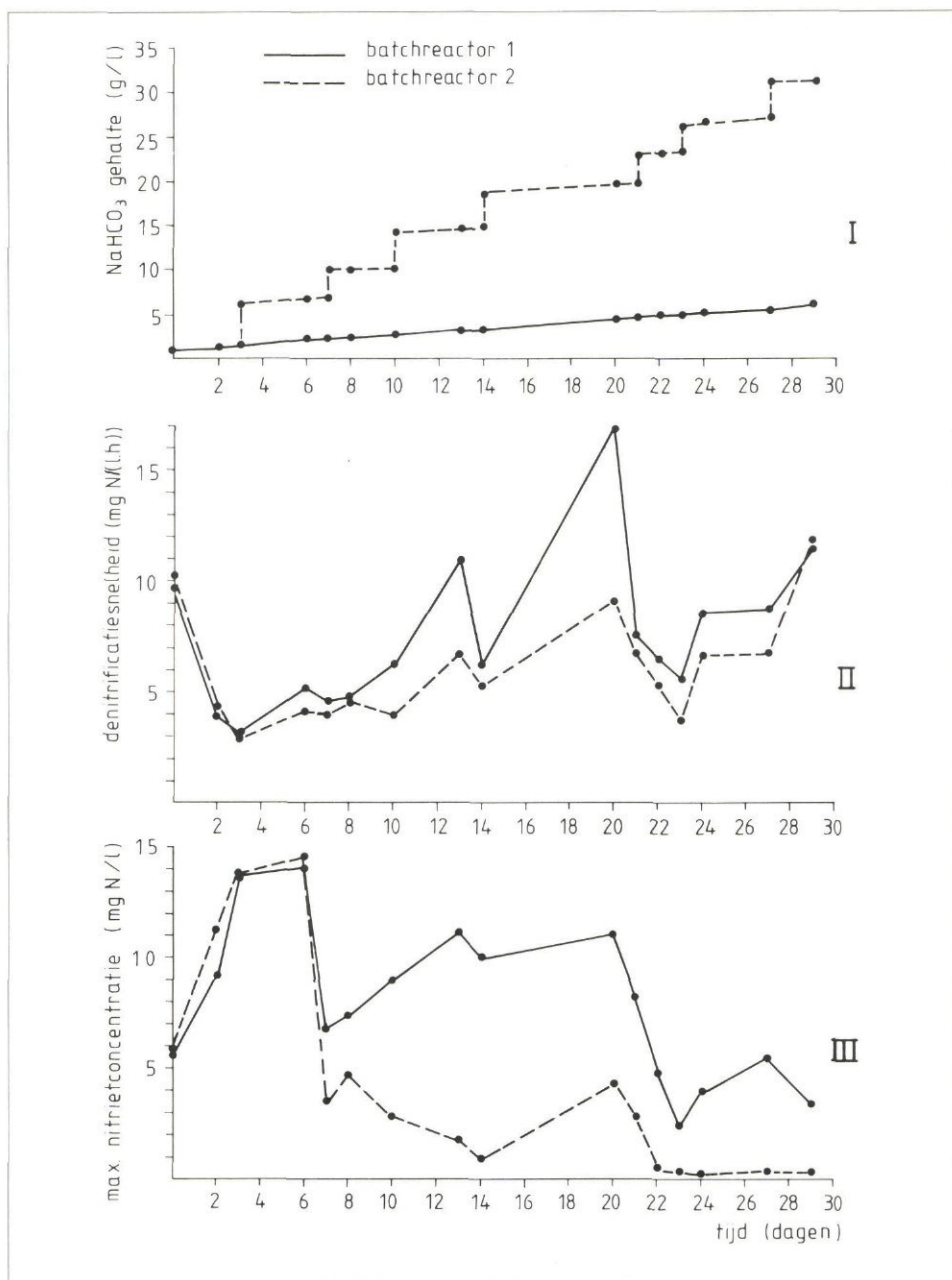
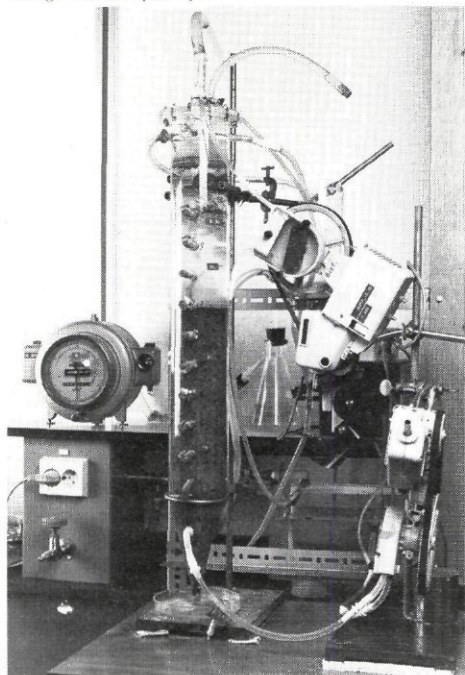
Sterk basische anionenwisselaars hebben echter een veel grotere selectiviteit voor nitraat dan voor nitriet [van der Hoek & Klapwijk, 1985b]. Omdat regeneratie van een anionenwisselaar met een 30 g NaHCO₃/l oplossing van de NO₃⁻-vorm naar de HCO₃⁻-vorm in circa 3½ uur mogelijk is, zal de ionenwisselaar zeker geen nitriet bevatten na regeneratie. Daarnaast wordt nitrietophoping in het regeneratiecircuit sterk onderdrukt door de hoge NaHCO₃-concentratie (par. 4.2.). Daarom kunnen nitrietconcentraties in het behandelde grondwater, hoger dan 0,1 mg NO₂⁻/l, uitgesloten worden.

6. Invloed van sulfaat

in het regeneratiecircuit op de ionenwisselaar

Alle commercieel verkrijgbare sterk basische anionenwisselaars hebben een grotere selectiviteit voor sulfaat dan voor nitraat [Clifford & Weber, 1978; Clifford, 1982; Guter, 1982]. De sulfaatconcentratie in het te behandelen water beïnvloedt daardoor de nitraatcapaciteit van de ionenwisselaar. Tijdens de regeneratie is de totale ionenconcentratie zo hoog, dat de selectiviteitsvolgorde omdraait: de selectiviteit voor nitraat is dan groter dan voor sulfaat, zodat tijdens de regeneratie eerst sulfaat, en daarna pas nitraat van de ionenwisselaar vrijkomt. Dit is zichtbaar in afb. 8. Dit betekent echter, dat per regeneratie een hoeveelheid

Afb. 6 - De denitrificatiereactor volgens het USB (Upflow Sludge Blanket) principe.



Afb. 5 - Invloed NaHCO₃-gehalte op de denitrificatie. I Verloop NaHCO₃-gehalte. II Denitrificatiesnelheid. III Maximale nitrietconcentratie tijdens de omzetting van nitraat tot stikstofgas.

sulfaat in het regeneratiecircuit wordt gebracht die niet wordt verwijderd in de denitrificatiereactor.

De regenerant bevat daarom zowel bicarbonaat als sulfaat, en er zal zich een evenwicht instellen tijdens de regeneratie tussen sulfaat en bicarbonaat in de regeneratieoplossing, en sulfaat en bicarbonaat op de ionenwisselaar. Er wordt niet meer geregenereerd met een zuivere bicarbonaatoplossing. Een deel van de ionenwisselaar zal daarom constant bezet blijven met sulfaat.

Dit verschijnsel is gesimuleerd door een ionenwisselaar (Duolite A165), na steeds 9 uur beladen te hebben met water dat 18 mg NO₃⁻-N/l en 26 mg SO₄²⁻-l bevatte, te regenereren met een NaHCO₃-oplossing van

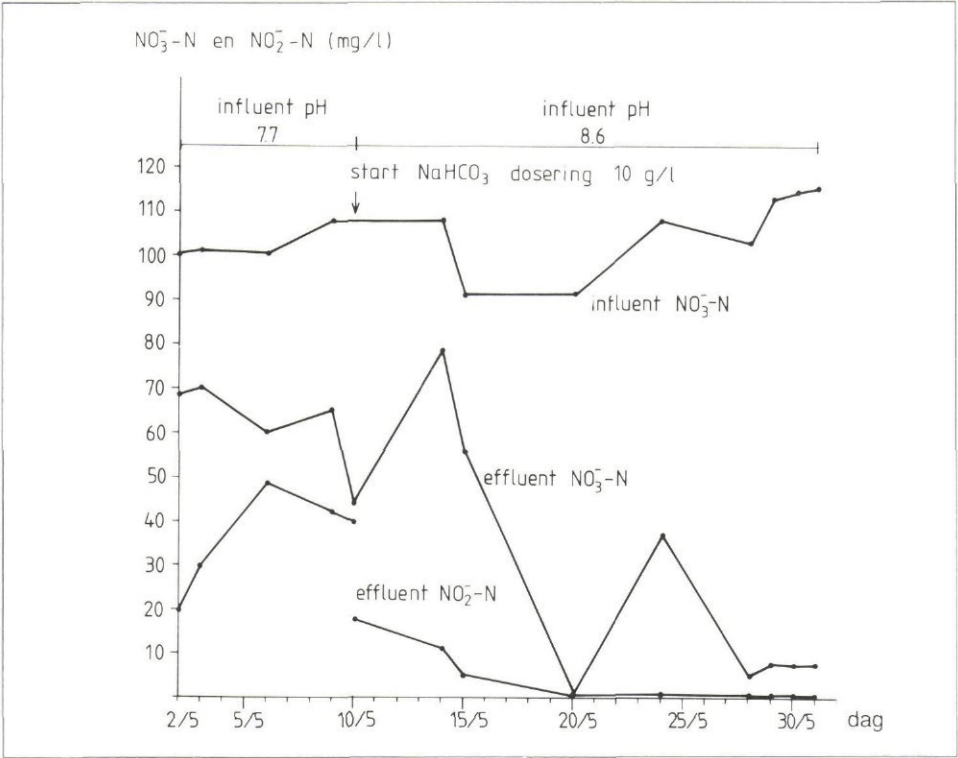
30 g/l, met daarnaast een oplopend sulfaatgehalte per regeneratie. De bezetting van de ionenwisselaar met sulfaat en nitraat na iedere regeneratie is weergegeven in afb. 9. Na de negende regeneratie, in de tiende belading, vertoonde de ionenwisselaar een nitraatdoorslag van 4,3 mg NO₃⁻-N/l, dus ongeveer het richtniveau van 5,6 mg NO₃⁻-N/l [Raad voor de Europese Gemeenschappen, 1980]. Dit betekent dat na 9 regeneraties het regeneratiecircuit vervast moet worden, en de ionenwisselaar op conventionele manier geregenereerd moet worden. Uit berekeningen blijkt echter, dat zelfs in deze situatie een besparing van 75% in brijnproductie kan worden bereikt [van der Hoek, 1985a].

Een veelbelovende ontwikkeling is de toepassing van nitraatselectieve ionenwisselaars. Hierdoor kan ook grondwater behandeld worden met een hoog sulfaatgehalte, en zal het sulfaatgehalte in het regeneratiecircuit minder snel oplopen. Momenteel worden experimenten verricht met een hars van Rohm & Haas, type ER 211. Uit de binaire evenwichtsisotherm voor het evenwicht $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ blijkt dat deze ionenwisselaar sterk nitraatselectief is (afb. 10).

Bij elke relatieve sulfaatconcentratie in de oplossing ($X_{\text{SO}_4} = \text{SO}_4^{2-}$ in oplossing (meq/l)/totale anionconcentratie (meq/l)) is de relatieve sulfaatconcentratie op de hars ($X_{\text{SO}_4} = \text{SO}_4^{2-}$ op hars (meq/l hars)/totale capaciteit hars (meq/l hars)) lager.

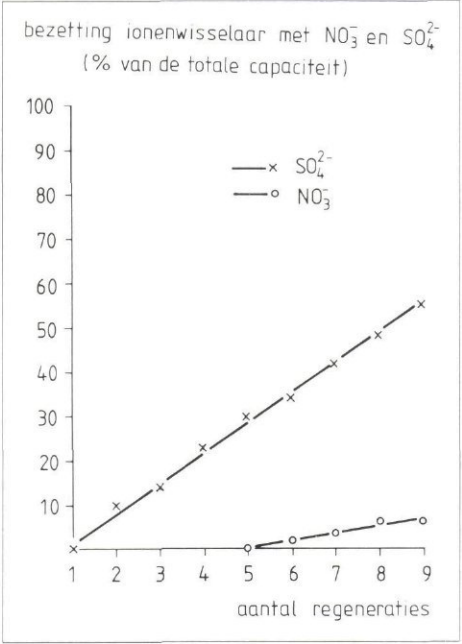
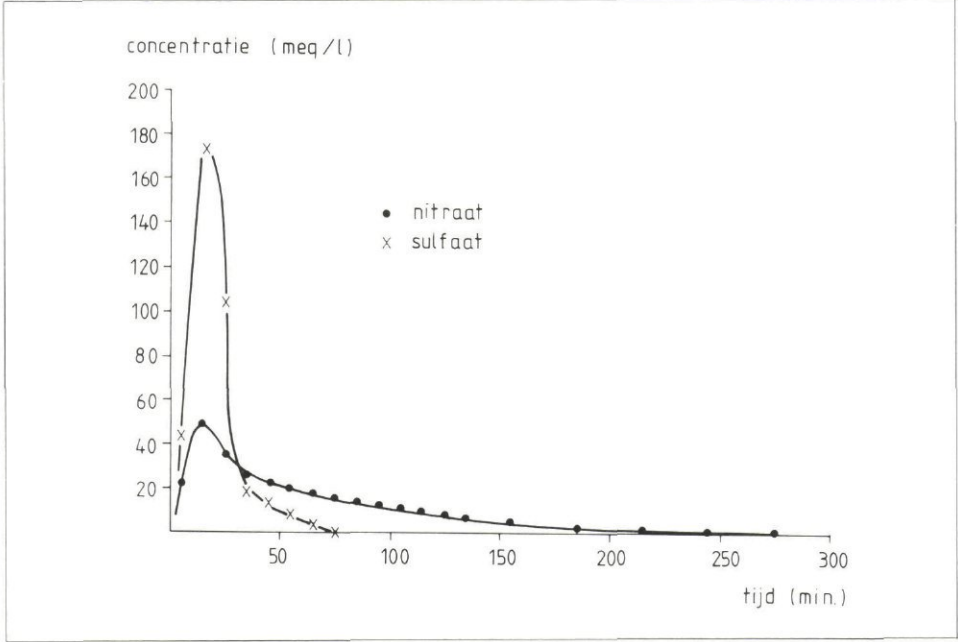
7. **Vervuiling van de ionenwisselaar**
Carry-over van methanol en gesuspendeerde stof van de denitrificatiereactor naar de ionenwisselaar kan een aantal effecten

hebben op de ionenwisselaar, zoals vervuiling en capaciteitsdaling. De carry-over van methanol kan echter worden voorkomen indien de denitrificatiereactor methanolgelimiteerd wordt bedreven. Dat dit zeer goed mogelijk is, blijkt uit afb. 3. Nitraat komt met een piek van de ionenwisselaar af tijdens regeneratie. Indien nu methanol wordt gedoseerd op de gemiddelde nitraatconcentratie, zal de denitrificatiereactor steeds methanolgelimiteerd zijn.

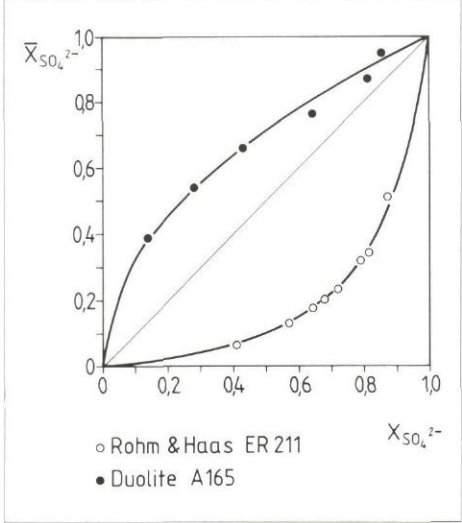


Afb. 7 - Effect van NaHCO_3 -dosering op nitrietvorming in een USB-denitrificatiereactor.

Afb. 8 - Concentratieverloop regenerant bij regeneratie van een anionenwisselaar (Duolite A161) met een $30\text{ g NaHCO}_3/\text{l}$ -oplossing (regeneratiedebiet 11 BV/h ; bezetting ionenwisselaar op $t = 0$: $43\% \text{ NO}_3^-$, $57\% \text{ SO}_4^{2-}$).



Afb. 9 - Samenstelling ionenwisselaarskolom (Duolite A165) na 9 regeneraties met een regenerant, die $30\text{ g NaHCO}_3/\text{l}$ en een oplopend sulfaatgehalte bevat ($0 - 1,42 - 2,09 - 3,08 - 3,63 - 4,36 - 5,30 - 5,97 - 6,79\text{ g SO}_4^{2-}/\text{l}$).



Afb. 10 - Binaire evenwichtsisothermen van twee ionenwisselaars voor het evenwicht nitraat/sulfaat (totale anionconcentratie $0,012\text{ eq/l}$).

Verontreiniging van de ionenwisselaar met gesuspenderde stof is dan nog het enige probleem. In de literatuur is vrij veel bekend over het effect van organische stof en gesuspenderde stof, met name humusachtige verbindingen, op de ionenwisselaar tijdens belading [Wilson, 1959; Frisch & Kunin, 1960; Abrams, 1982; Pelosi & McCarthy, 1982]. Dit soort verontreinigingen wordt dan meestal verwijderd door speciale regeneratie-procedures.

In het biologisch/fysisch chemische proces vindt de vervuiling van de ionenwisselaar echter tijdens de regeneratie plaats. Om het effect van verontreinigingen in het effluent van een denitrificatiereactor op de ionenwisselaarscapaciteit te beoordelen, is een ionenwisselaar verscheidene malen geregenereerd met het effluent van een USB-denitrificatiereactor. Dit effluent had de volgende samenstelling: NaHCO₃ 30,05 g/l; CH₃ OH 0,3 mg/l; CZV ongefiltr. 42 mg/l; CZV gefiltr. 24 mg/l; gesuspenderde stof 16 mg/l. Het resultaat is weergegeven in afb. 11. Er trad slechts een capaciteitsdaling op van ongeveer 8%, die al na drie regeneraties bereikt was. Uit de verkleuring van de ionenwisselaar bleek dat de gesuspenderde stof in de bovenste centimeters van de ionenwisselaarskolom werd gefiltreerd. Hoewel vervuiling van de ionenwisselaar slechts een zeer kleine invloed heeft op de capaciteit van de ionenwisselaar, kan deze vervuiling wel grote invloed hebben op de bacteriologische kwaliteit van het behandelde grondwater. In een ontwerp van een laboratoriumopstelling (par. 8) is daarom tussen de denitrificatiereactor en ionenwisselaar een zandfilter opgenomen om

de ionenwisselaar niet te belasten met gesuspenderde stof. Bovendien kan de ionenwisselaar na regeneratie, tijdens het spoelen behandeld worden met een desinfectiemiddel. Met name perazijnzuur is hiervoor een geschikt middel [Flemming, 1984a en b].

8. Ontwerp van een installatie op laboratoriumschaal

Met behulp van de resultaten van de haalbaarheidsstudie is een installatie op laboratoriumschaal ontworpen met een maximale capaciteit van 100 l/u (afb. 12). De installatie bestaat uit drie ionenwisselaarskolommen en een denitrificatiereactor volgens het USB-principe. Het oorspronkelijke idee was om een gefluidiseerd-bedreactor toe te passen met zand als dragermateriaal voor de biomassa, maar een USB-reactor bleek bedrijfszekerder te functioneren, en past hydraulisch beter in het totale ontwerp. Twee ionenwisselaarskolommen worden gebruikt voor drinkwaterproductie, en hebben ieder een looptijd van 9 uur, maar werken met 4½ uur faseverschil. De derde ionenwisselaarskolom is verbonden met de denitrificatiereactor om geregenereerd te worden. De regeneratie duurt 3½ uur, daarna wordt de ionenwisselaar 1 uur gespoeld, waarbij de eerste 30 minuten een desinfectiemiddel aan het spoelwater wordt toegevoegd.

9. Conclusies

Uit de resultaten van de haalbaarheidsstudie is gebleken dat de belangrijkste problemen, die zich kunnen voordoen bij biologisch/fysisch chemische nitraatverwijdering uit grondwater, oplosbaar zijn. Regeneratie van

een anionenwisselaar en biologische denitrificatie zijn beide mogelijk bij een NaHCO₃-concentratie van 30 g/l. Nitriet vormt geen risico in dit proces en het sulfaatprobleem is oplosbaar. Bij gebruik van de juiste ionenwisselaar kan ook grondwater met hoge sulfaatgehalten behandeld worden. Een belangrijk vraagpunt lijkt de bacteriologische kwaliteit van het behandelde water te worden. Maatregelen om die bacteriologische kwaliteit te waarborgen lijken aanwezig te zijn.

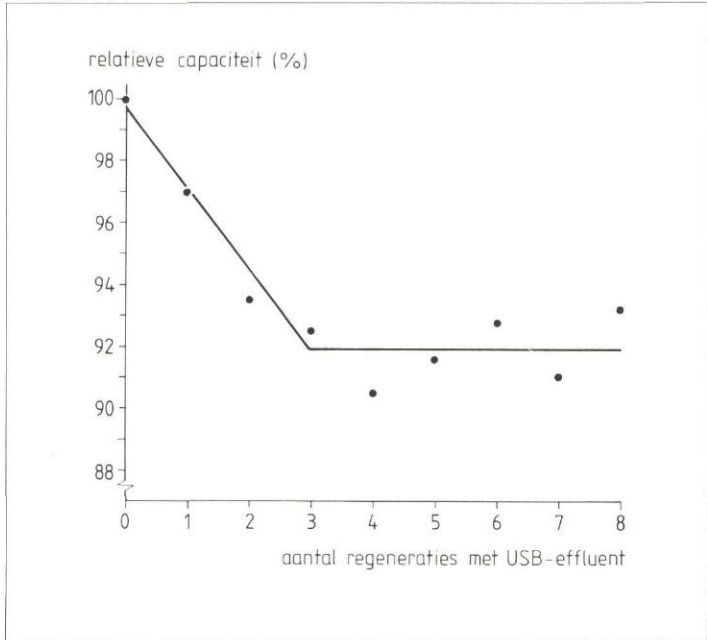
Verantwoording

Dit onderzoek, uitgevoerd in samenwerking met dr. G. S. Solt van het Cranfield Institute of Technology, is gefinancierd door het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, het Ministerie van Economische Zaken, Rossmark-Van Wijk & Boerma Waterbehandeling B.V. en de Waterleidingmaatschappij Oostelijk Gelderland N.V. De analyses werden voor het grootste deel verricht door P. J. M. van der Ven en J. Jacobs, terwijl A. Griffioen, W. van der Hoek en P. J. M. Latour een bijdrage leverden in het kader van hun doctoraalstudie Waterzuivering.

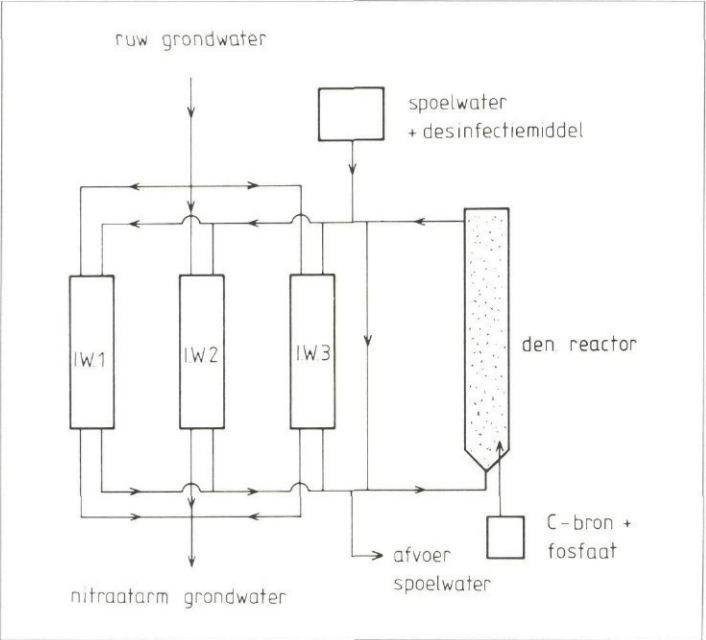
Literatuur

Abrams, I. M. (1982). *Organic fouling of ion exchange resins*. In: *Physicochemical methods for water and waste water treatment*; L. Pawlowski, ed., Amsterdam-Oxford-New York (Elsevier Scientific Publishing Company), pp. 213-224.
Ballay, Martin, Sebillotte & Tricard (1985). *Rapport Français 'les nitrates dans l'eau'*. Paper presented at the congress 'Nitrates in Water', Paris, October 22-24, 1985.
Beek, C. G. E. M. van, Kooij, D. van der, Noordam, P. C. en Schippers, J. C. (1984). *Nitraat en drinkwatervoorziening*. KWA mededeling 84.
Bruijn, J. (1984). *Drinkwaterkwaliteit en bemesting: nitraatproblemen in Oost-Gelderland*. H₂O 17: 502-505.

Afb. 11 - capaciteitsdaling ionenwisselaar (Duolite A165) bij regeneratie met USB-effluent.



Afb. 12 - Stroomschema van de installatie op laboratoriumschaal.



Claus, G. and Kutzner, H. J. (1985). *Physiology and kinetics of autotrophic denitrification by Thiobacillus denitrificans*. Appl. Microbiol. Biotechnol. 22: 283-288.

Clifford, D. (1982). *Breakthrough predictions in multicomponent ion exchange processes for nitrate removal*. In: Physicochemical methods for water and waste water treatment; L. Palowski, ed., Amsterdam-Oxford-New York (Elsevier Scientific Publishing Company), pp. 179-211.

Clifford, D. A. and Weber Jr., W. J. (1978). *Nitrate removal from water supplies by ion exchange*. Report EPA-600/2-78-052. US Environmental Protection Agency.

Flemming, H. C. (1984a). *Bakterienwachstum auf Ionen-austauscher-Harz-Untersuchungen an einem stark sauren Kationen-Austauscher. Teil III: Desinfektion mit Peressigsäure*. Z. f. Wasser- und Abwasser-Forsch. 17: 229-234.

Flemming, H. C. (1984b). *Die Peressigsäure als Desinfektionsmittel – Ein Überblick*. Zbl. Bakt. Hyg., I Abt. Orig. B 179: 97-111.

Frisch, N. W. and Kunin, R. (1960). *Organic fouling of anion-exchange resins*. J. AWWA. 52: 875-887.

Gauntlett, R. B. (1975). *Nitrate removal from water by ion exchange*. Wat. Treat. and Exam. 24: 172-193.

Guter, G. A. (1982). *Removal of nitrate from contaminated water supplies for public use*. Report EPA-600/2-82-042. US Environmental Protection Agency.

Hoek, J. P. van der (1985a). *Biological/physical chemical nitrate removal from groundwater*. Paper presented at the congress 'Nitrates in Water', Paris, October 22-24, 1985.

Hoek, J. P. van der (1985). *Feasibility study naar 'biologisch/fysisch chemische nitraatverwijdering uit grondwater'*. Rapport Landbouwhogeschool Wageningen, november 1985.

Hoek, J. P. van der en Klapwijk, A. (1985a). *Nitraat-verwijdering uit grondwater*. H₂O 18: 57-62.

Hoek, J. P. van der en Klapwijk, A. (1985b). *Biologisch fysisch-chemische methoden – Nitraatverwijdering grondwater*. PT Procestechniek 40: 22-25.

Höll, W. and Kiehling, B. (1981). *Regeneration of anion-exchange resins by calcium carbonate and carbon dioxide*. Water Res. 15: 1027-1034.

Höll, W. and Kiehling, B. (1982). *Regeneration eines Ionenaustauschers mit CO₂ zur Teilentsalzung von Trinkwasser*. Vom Wasser 59: 207-220.

Miller, D. G. (1982). *Nitrate in drinking water – a summary of the main technical and economic issues and the research requirements*. Water Research Centre, Report 9-M/2, April 1982.

Pelosi, P. and McCarthy, J. (1982). *Preventing fouling of ion-exchange resins – II*. Chemical Engineering 89: 125-128.

Raad voor de Europese Gemeenschappen (1980). *Richtlijn van de Raad van 15 juli 1980 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water*. Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen L229: 11-29.

Scheltinga, H. M. J. (1985). *Nitrate problems in the Netherlands*. Paper presented at the congress 'Nitrates in Water', Paris, October 22-24, 1985.

Soest, J. J. van (1984). *Juridische aspecten van de verontreiniging van het grondwater door (over-)bemesting*. H₂O 17: 500-501, 505.

Sontheimer, H. und Rohmann, U. (1984). *Grundwasserbelastung mit Nitrat-Ursachen, Bedeutung, Lösungswege*. GWF-Wasser/Abwasser 125: 599-608.

Sørensen, J. (1978). *Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal marine sediment*. Appl. Environ. Microbiol. 35: 301-305.

Sørensen, J. (1979). *A comparison of oxygen, nitrate and sulfate respiration in coastal marine sediments*. Microbiol. Ecol. 5: 105-115.

Strobel, L. und König, F. (1985). *Massnahmen in Bayern zur Verringerung des Nitratbelastung des Trinkwassers*. GWF-Wasser/Abwasser 126: 599-606.

Werkgroep Nitraatuitspoeling in waterwingebieden (1985). *Nitraatproblematiek bij grondwaterwinning in Nederland – onderzoek naar alternatieve maatregelen*. Rapport 12 Instituut voor Cultuurtechniek en waterhuishouding.

Wilson, A. L. (1959). *Organic fouling of strongly basic anion-exchange resins*. J. Appl. Chem. 9: 352-359.

Young, C. P. (1985). *Nitrate in United Kingdom freshwaters*. Paper presented at the congress 'Nitrates in water', Paris, October 22-24, 1985.



Nederlandse Vereniging voor Afvalwaterzuivering en Waterkwaliteitsbeheer

NVA-activiteiten 1986

7 februari: Bestuursvergadering.

28 februari: Activiteit in samenwerking met VWN over relatie oppervlaktewater-drinkwater, organisatie programmagroep 4.

7 maart: Symposium ' Integraal water-beheer', organisatie programmagroep 5.

22 april: Bestuursvergadering.

28 mei: Voorjaarsvergadering in samenwerking met programmagroep 1, bezoek rwzi Dokhaven Rotterdam.

17 juni: Bestuursvergadering.

2 september: Bestuursvergadering.

15 - 19 september: EWPCA-congres 'Anaerobic treatment – a grown-up technology' (verdere informatie zie EWPCA-activiteiten).

8 oktober: Bestuursvergadering.

27 november: Najaarsvergadering, in samenwerking met de programmagroepen 3 en 4.

10 december: Bestuursvergadering.

IAWPRC-conferences

9 - 11 april: Comparison of urban drainage models with real catchment data; Dubrovnik, Yugoslavia. Contactadres: dr. C. Maksimovic, Faculty of Civil Engineering, Institute of Hydraulic Engineering, Bulevar Revolucije 73, PO Box 895, 11000 Belgrade, Yugoslavia.

13 - 15 augustus: 13th IAWPRC Biennial International Conference. Pre-Conference Seminar on Use of Soil for treatment and final disposal of effluents and sludge, Salvador, Bahia, Brazil. Contactadres: Central de Tratamento de Efluentes, Liquidos S.A.-Crete, Km 19 da Ba. 536 - Estrada de Camaçari - Monte Corde - Camaçari - Bahia - Brazil - Caisca Postal: 0453 - Salvador.

17 - 22 augustus: 13th IAWPRC Biennial International (in conjunction with comprehensive equipment exhibition; Rio de Janeiro, Brazil). Contactadres: IAWPRC Alliance House, 29/30 High Holborn, London, WVIC 6BA, England.

24 - 27 augustus: 13th Biennial Conference Post - Conference Seminar on 'The use of macrophytes in water pollution control', at the University of São Paulo. Contactadres: CENA, Caixa Postal 96, 13400 Piracicaba, São Paulo, Brazil.

25 - 27 augustus: Seminar 'Marine Disposal of Waste Water'. Contactadres: ABES -

Av. Beira - Mar, 216 - 13º andar - 200021 - Rio de Janeiro-RJ-Brazil: c/o:

Dr. Russell G. Ludwig.

17 - 20 november: International specialty conference 'The effects of contaminants on ecological systems'. Contactadres: Prof. Edwin E. Herricks, General Chairman Department of Civil Engineering, 3215 NCEL University of Illinois at Urbana - Champaign 208 N, Romine, Urbana Illinois 61801, USA.

31 augustus - 4 september 1987: 4th International Conference on Urban Storm Drainage to be held concurrently with the XXII Congress of IAHR te Lausanne. Contactadres: Dr. Willi Gujer, 4 ICUD, EAWAG, Überlandstrasse 133, 8600 Dubendorf, Switzerland.

14 - 18 september 1987: 5th Workshop on Design and Operation of large Waste Water treatment plants. Contactadres: IAWPRC, 29/30 High Holborn, London, WC1V 6BA, England.

EWPCA-conferences

9 - 11 april: 2nd International Gothenburg Symposium Berlin 'Recycling in chemical water and waste water treatment'. Contactadres: Mrs. Agneta Lindquist, Boliden Kemi AB Box 902 S-25109 Helsingborg, Sweden, tel. 46-42-171010; telex 72185 Bolidv S.

14 - 15 mei: Sewerage - Value for Money. Organisatie: EWPCA met het Institution of Public Health Engineers. Contactadres: Roy Harris, Flanchford, Bassetsbury Lane, High Wycombe, Bucks., Engeland. Tel.: High Wycombe 0494-37969.

15 - 19 september: Anaerobic Treatment, A Grown-up Technology. Organisatie: Netherlands Association on Waste Water Treatment and Water Pollution Control (NVA) in co-operation with the Netherlands Biotechnical Association (NBV) and Aquatech '86. Contactadres: Industrial Presentations (Europe BV) (Aquatech Organisation), 's-Gravelandseweg 284-296, 3125 BK Schiedam.

6 - 9 oktober: 'Storm Water Quality and Effects upon Receiving Waters', onder auspiciën van de EWPCA en de Commissie voor Hydrologisch Onderzoek (CHO-TNO) te houden in het IAC te Wageningen. Contactadres: Secretariaat CHO-TNO, tel. 070 - 81 44 81 en LH Wageningen, prof. Lijklema, tel. 08370 - 8 40 39.

19 - 23 mei 1987: In combinatie met IFAT 'Operation and management of waste water treatment', München. Call for papers volgt dit najaar. Contactadres: EWPCA-secretariaat, Markt 71, D-5202 Augustin 1, tel. (02241) 22005-08, telex 8861183 atv d.

22 - 25 juni 1987: 'Waste Stabilisation Ponds', sponsored by EWPCA and