

Resterende belangrijke vragen, waarvoor aandacht in deel 2, zijn: Waar komen sporenelementen in grondwater vandaan, hoe verhouden de waargenomen concentraties zich tot drinkwaternormen en natuurlijke achtergrondniveaus, en welke elementen verdienen te worden opgenomen in de kwaliteitsbewaking van grondwater?



P. J. STUYFZAND
Afdeling Winning & Bodem
KIWA NV

6. Diffuse bronnen

De volgende potentiële, diffuse bronnen van sporenelementen worden onderscheiden en achtereenvolgens besproken:

1. de grondwateraanvulling, met onderscheid tussen regenwater, zeewater en Rijnwater; 2. het landgebruik; en 3. de geochemie. In navolgende tekst hebben de aangehaalde monsternummers betrekking op de monstercode in tabel II (in deel I).

6.1 Regenwater

De belangrijkste voedingsgebieden voor grondwater met autochtoon (= ter plaatse gevormd) regenwater zijn gelegen in de Pleistocene heuvelachtige en hoger-gelegen gebieden in het zuiden en oosten van het land, en in de kustduinen langs de Noordzee. Daar bevinden zich de belangrijkste zoete grondwatervoorkomens, die een diepte bereiken tussen 50-400 m -NAP en waaraan de drinkwatervoorziening jaarlijks ongeveer 800 miljoen m³ onttrekt.

Regenwater bevat aanzienlijke opgeloste en gesuspendeerde hoeveelheden sporenelementen [Vermeulen, 1977; KNMI, 1983; Stuyfzand, 1991]. De exacte bijdrage van deze atmosferische input aan de gehalten in grondwater kan waarschijnlijk louter aan de hand van isotopen worden vastgesteld. Niettemin levert een simpele vergelijking van het bovenste grondwater met gefiltreerd regenwater uit een altijd-open-vanger in het open veld, inzicht in de potentiële omvang van de opgeloste fractie van deze bron, en des te meer naarmate andere bronnen uitgesloten kunnen worden. We dienen de concentraties in monster I (of meer uitgebreid die van regenwater in tabel I) dan te verdubbelen ter verrekening van een gemiddelde verdamping. Deze werkwijze impliceert, dat de zogenaamde interceptie-depositie door

Samenvatting

De concentratieniveaus van 44 sporenelementen zijn in deel I gepresenteerd en besproken voor een breed scala grondwatertypen in Nederland, tot 250 m-NAP en zonder verontreiniging door puntbronnen. De belangrijkste diffuse bronnen van sporenelementen in grondwater worden hier besproken. Dat zijn:

- a. de grondwateraanvulling, met onderscheid tussen regen-, Rijn- en Noordzeewater;
- b. het landgebruik, waarbij bijzondere aandacht voor de effecten van verschillen in natuurlijke begroeiing, drijfmest op onbekalkte maïspcelen en grondontsmetting in de tuinbouw;
- c. de ondergrond, waarbij als leveranciers schelpkalk, silicaten, ijzerhydroxide, ijzersulfiden, organische stof en diverse specifieke mineralen worden aangemerkt. Grondwater in situ overschrijdt drinkwaternormen frequent ten aanzien van Al, As, Ni en Zn, en incidenteel voor Cd en F.

Een nieuwe lijst met natuurlijke referentiewaarden wordt gepresenteerd.

Het betreft wijzigingen in waarden genoemd in de Leidraad Bodemsanering (1988) en uitbreiding daarvan met 14 elementen. De aanpassingen betreffen een verscherping door Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Sn en Zn, doch een versoepeling voor As, Ba, Br en F. Voor de elementen B, Br, I, Li, Mo en Sr wordt de referentiewaarde afhankelijk gesteld van het Cl-gehalte, en voor Sr tevens van het Ca-gehalte.

Het routinematig analyseren van sporenelementen in grondwater uit waarnemingsputten wordt afgeraden. Voor velen zijn de concentratieniveaus bijna altijd of in specifieke omstandigheden voorspelbaar beneden de minimum detectielimiet. Dat maakt een gedifferentieerde aanpak mogelijk, leidend tot een uitgaand analysespakket voor diverse situaties.

een begroeiing (zie ad landgebruik) en gesuspendeerde bestanddelen van regenwater en droge fallout, die niet in regenwater oplossen tijdens de opvangperiode, niet inbegrepen zijn. Beide facetten verhogen het belang van atmosferische depositie als diffuse bron in aanzienlijke mate. Het in de bovenste bodemlaag oplossen van in regenwater gesuspendeerde stoffen houdt evenwel een graduele verschuiving van de atmosfeer richting lithosfeer (geochemie) in. Met rekenschap van andere bronnen en de nodige voorzichtigheid deduceer ik dan, dat regenwater de hoofdleverancier van Br moet zijn voor de autochtone (door lokale neerslag gevoede) zoete grondwateren (monsters 2-6, 21-28), een belangrijke leverancier voor Cu, F, I, Pb, Rb, Sb, V en Zn in de meeste ondiepe grondwateren (monsters 2-3, 21-22; zie verder [Stuyfzand, 1984]), en mogelijk van Ba, Cd, Co en Ni in vele bijna-neutrale, ondiepe grondwateren (monster 2). De niveaus van bromide en iodide bevinden zich vrijwel op een natuurlijk niveau, de overige elementen zijn duidelijk beïnvloed door luchtverontreiniging en zijn derhalve gerelateerd aan de ouderdom van het grondwater.

6.2 Zeewater

Brak tot zout grondwater komt in grote delen van Nederland voor, ook in de bovenste 250 meter van de ondergrond.

Het betreft in hoofdzaak drie typen:

- a. connaat Noordzeewater met meer of minder rivierwater bijmenging, dat in de Holocene, Onder-Pleistocene en Tertiaire mariene afzettingen is ingesloten tijdens sedimentatie (afb. 2a; monsters 18-19);
- b. Noordzeewater met meer of minder rivierwater bijmenging, dat tijdens Holocene transgressies en onder invloed van de mens intrudeerde in de bovenste 50-200 m in de westelijke en noordelijke delen van het land (afb. 2a; monsters 11-14 en 17); en c. mengsels van de typen a en b met zoet grondwater, die door dispersie en/of diffusie ontstaan zijn (afb. 2b; monster 20).

Gemiddeld oceaanaanwater (tabel I) en het daar grotendeels uit bestaande Noordzeewater (monster I, in tabel II), bevatten in vergelijking met regenwater aanzienlijke hoeveelheden Ag, As, B, Ba, Br, Cs, F, I, Li, Mo, Rb, Sr en U. In het grondwater zien we daarvan hoge concentraties terug voor: a. Br, Li en Sr (zonder noemenswaardige veranderingen); b. B (geen data in tabel II, maar blijkend uit onderzoek elders), F, Mo en Rb (alle vier met een duidelijke vastlegging); en c. Ba en I (inclusief een duidelijke mobilisatie voor beide). De elementen Ag, Cs en U worden in de meeste brakke tot zoute grondwateren tot beneden detectieniveau vastgelegd.

6.3 Rijnwater

Door ontwatering, inpoldering, drainage

en bedijkingen voedt het water der grote rivieren, voornamelijk de Rijn, in toenemende mate de ondergrond langs waterlopen in de kust- en riviervlakte. Sinds 1955 wordt Rijnwater voorgezuiverd voor grootschalige kunstmatige infiltratie in de duinen. Recent Rijnwater, dat wil zeggen na 1950, bevat in vergelijking met door luchtverontreiniging besmet regenwater, meer sporen van As, B, Ba, Cd, Co, Cr, F, I, Li, Mo, Ni, Se, Sr, U en Zn, en minder Pb en Sb (tabel I).

Het water dat infiltreerde in vijvers in de duinen (monsters 8-10) of recentelijk in zijn riviervlakte (monsters 30-32), is in vele opzichten verontreinigd te noemen. Voor de sporenelementen zijn de niveaus echter doorgaans niet hoog, zeker niet in vergelijking met zure grondwatersoorten. Dat houdt verband met de gunstige pH (7-8), vastlegging in anoxisch bodemslib, klei- en veenpakketten in en langs Rijnrakken, en voorzuivering in geval van kunstmatige infiltratie. Korte verblijftijden in de ondergrond in combinatie met decennia van doorspoeling (monsters 9, 31 en 32) leiden in het algemeen tot vrijwel ongewijzigde niveaus voor B, Ba, F, I(?) en Mo, tot een geringe concentratieverlaging van Li en Ni, tot een tamelijk sterke afname voor Co, Cu, U, V en Zn, en tot een geringe toename voor Sr. Waar sulfaat-reductie optreedt, worden As, Mo en Sb in ijzersulfiden vastgelegd, terwijl Ba dan juist in oplossing gaat waarschijnlijk vanuit bariet (monster 32).

6.4 Landgebruik

Hoofdtypen van landgebruik in Nederland zijn: landbouw, veeteelt, industrie, stedelijke bebouwing, bosbouw, natuurpark en transport ([spoor]wegen). We zullen ons hier beperken tot het aangeven van enkele effecten van verschillende typen (semi)natuurlijke vegetatie in kalkrijke en kalkarme kustduinen (tabel V), tot de buitengewone samenstelling van grondwater onder maïs (monsters 27-29 in tabel II), en tot opmerkelijke Br-gehalten in het Westland. Over de verontreiniging van grondwater met sporenelementen door landbouwactiviteiten en in industriële en stedelijke gebieden in het algemeen, wordt gerapporteerd door respectievelijk Tanji & Valoppi [1989] en Roman *et al.* [197?]. Uitwerkingen voor de Nederlandse situatie zijn te vinden in onder andere Van Duijvenbooden *et al.* [1989] en Karssemeijer *et al.* [1991].

Een toename in dichtheid en hoogte van

TABEL V – Gemiddelde concentraties sporenelementen in de bovenste twee meter van kalkrijk en kalkarm, zuur duinwater als functie van de begroeiing. Dikte onverzadigde zone in alle gevallen ongeveer 2 meter. Gemiddeld over 150 kalkrijke en 14 kalkarme monsters voor elk type begroeiing.

	Verdampingsfactor	PH	Cl	Al	Ba	Br	Cu	F	Li	Ni	Pb	Sr	V	Zn
		mg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l
Bulk regenwater	1,0	4,4	15	72	4	60	8	56	< 1	0,6	15,0	3	3,5	29
Grondwater onder duinen met een schrale begroeiing (kaal en mossen)														
kalkrijke duinen	1,4	7,8	40	18	11	120	4,7	163	5,4	< 2	1	275	0,2	15
kalkarme duinen	1,6	4,4	29	2.470	–	100	4,7	67	6,1	9	2,5	< 100	2,9	57
Grondwater onder dennen (<i>Pinus nigra</i>)														
kalkrijke duinen	5,6	7,3	110	< 20	36	350	5,6	150	4,9	< 5	2	700	–	19
kalkarme duinen	5,0	5,0	96	1.210	69	300	7,7	366	17,3	22	1,6	< 100	2,9	86

de (semi)natuurlijke vegetatie in kustduinen (van schraal tot 15 m hoge dennen) brengt een toename met zich mee in de concentratie van veel hoofdbestanddelen [Stuyfzand, 1984b] en van de sporenelementen Ba, Br, Cu, Sr en Zn ongeacht de zuurgraad van het systeem (tabel V). In zuur duinwater waren ook nog de concentraties F, Li en Ni significant hoger. De hogere concentraties onder dennen kunnen worden toegeschreven aan het gecombineerde effect van: een effectievere onderschepping van aerosolen en gassen (interceptie depositie), een hogere verdamping leidend tot toegenomen concentraties, verhoogde mobiliteiten dankzij complexering in het bijzonder aan opgeloste organische stof en aan SO₄, en een toegenomen agressiviteit van percolerend water door hogere concentraties der opgeloste zuren H₂CO₃, H₂SO₄ en HNO₃.

Een overdadige dosis drijfmest zonder kalkaddities, op maïspercelen ter plaatse van tevoren reeds zure Pleistocene bodems, gaat vergezeld van een opmerkelijke toename van met name As, Cd, Co, Cu, Ni en Zn in het lokale grondwater (monsters 27-28 in tabel II; zie tevens tabel VI voor extremen), in vergelijking met ondiep zuur grondwater met een significant geringere beïnvloeding door de landbouw (monsters 21-22). Gegevens in Hettinga [1988 en persoonlijk commentaar] wijzen verder op concentratieverhogingen voor B, Ba, F en I. Deze toenames kunnen verklaard worden in termen van: doorbraak van sporenelementen aanwezig in drijfmest, desorptie na aankomst van het relatief zoute mestinfiltraat c.q. uitloogsel (de zogenaamde zoutschok), en oxydatie van onzuivere pyriet door nitraat (zie ad geochemie).

Opmerkelijke concentraties zijn gevonden voor bromide in het Westland (ongeveer 2.000 μg/l bij 120-190 mg Cl/l; afb. 6 in

[Stuyfzand 1989c]), waar zoals bekend uit permeatieproblemen van kunststofwaterleidingen langdurig methylbromide gebruikt is in de tuinbouw voor grondontsmetting. Opmerkelijk, omdat de niveaus aanzienlijk boven de zogenaamde menglijn voor zeewater liggen; voor de meeste grondwateren in Nederland geldt bij benadering Br (μg/l) = 3,5 · Cl (mg/l). Hoge niveaus in het oppervlaktewater waren reeds bekend [Wegman *et al.*, 1983], hoge niveaus in het lokale grondwater zijn dan ook te verwachten, en vielen mij eerst op in het teruggewonnen water van de Westlandse Drinkwater Maatschappij [WDM, 1983], dat vóór overschakeling op Maaswater in november 1983 uit geïnfiltreerd Delflands boezemwater bestond.

6.5 Geochemie

Reactieve vaste fasen met een wezenlijke bijdrage aan sporenelementen in het passerende bodemvocht of grondwater, kunnen worden onderverdeeld in twee typen: het type dat door oplossing sporenelementen levert, en het type dat dit doet door desorptie c.q. uitwisseling. Onderscheid tussen beide vormen is in veldstudies meestal moeilijk. De belangrijkste reactieve fasen in onze sedimenten zijn aangemerkt aan de hand van: uitlogingsexperimenten [Broers, 1988], bodemchemische data [Edelman, 1983], mineralogische gegevens in combinatie met hun geochemie zoals afgeleid uit Wedepohl [1969-78], en last but not least veranderingen in grondwatersamenstelling tijdens passage van bijzondere geologische formaties met bekende geochemie. Het betreft de volgende fasen in geval van oplossing (voor een overzicht zie tabel IV):

- carbonaten, in de meeste sedimenten voornamelijk bestaande uit schelpfragmenten (CaCO₃). Deze bevatten kwantitatief belangrijke concentraties Ba, Co, F, I, Ni en Sr [Stuyfzand, in prep.], waarvan vooral Sr en waarschijnlijk Ba gemakkelijk oplossen in elk kalkagressief water (monsters 2-7 en 24-25 in tabel II,

en de kalkrijke monsters in tabel V);

- *primaire silicaten*, als veldspaten, hoornblende, epidoot, augiet en biotiet, die tesamen ongeveer 2-20% uitmaken van de clastische afzettingen in Nederland en voornamelijk in zuur, ontkalkt milieu reactief zijn. Vooral de ferromagnesium-groep (daartoe behoren de vier laatstgenoemden) bevat een relatief hoog percentage sporenelementen [Stuyfzand, in prep.]. Significante bijdrages zijn te verwachten voor Al, Ba, Cs en Rb door kaliveldspaat, voor Al, Ba, Co, Eu, F, Mn, U en V door hoornblende, voor Al, Ba, Co, F, Li, Mn, Rb, Sc, Ti, U, V en Zn door biotiet, en voor onder andere B en Li door toermalijn. Verwerking van deze mineralen geschiedt echter zodanig, dat sommige sporenelementen in hoge mate achterblijven in de residuen, hetgeen uitspraken over leveranties ernstig bemoeilijkt;
- *kleimineralen*, met als meest voorkomende exponent illiet. Significante bijdrages zijn in principe mogelijk voor Al, B, Ba, Co, Cs, Eu, Li, Pb, Rb, Sc en V, vooral in zuur milieu ($\text{pH} < 5,5$);
- *ferrihydroxide* als huidjes om korrels en als ijzeroer, in de overgangszone van suboxisch tot anoxisch, dat wil zeggen waar denitrificatie begint, voltooid wordt (zodat de ijzerhydroxiden door reductie van Fe(III) naar Fe(II) oplossen) en SO_4 -reductie niet optreedt (zodat er geen ijzer-sulfiden worden gevormd). In deze zone worden achtereenvolgens U, Mn en As gemobiliseerd (monsters 2, 3 en 21; zie ook afb. 3);
- *sulfide-mineralen*, grotendeels bestaande uit autigene (= ter plaatse gevormde) hydrotroilliet ($\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}$) en pyriet (FeS_2). Bij oxydatie door zuurstof, in geval van een verlaging van de grondwaterspiegel, of bij oxydatie door nitraat, dat bijvoorbeeld afkomstig is van drijf- of kunstmest, blijken vooral As, Co en Ni te mobiliseren (monster 28, zie ook [Van Beek et al., 1989]);
- *organisch materiaal*, in veen of gedispergeerd in clastische sedimenten. Vooral bij oxydatie in methanogeen milieu worden iodide [Ullman & Aller, 1983] en mogelijk vanadium gemobiliseerd (monsters 5-7 en 32);
- *specifieke mineralen*, zoals:
 - aluminiumhydroxides en aluminiumhydroxisulfaten (Al, enzovoort), in ontkalkte milieus met $\text{pH} < 5,5$ (monsters 21 en 27 in tabel II en de zure monsters in tabel V);
 - vivianiet en apatiet (As) en phosphorietknollen (As, F, Mo) in Tertiaire mariene afzettingen, met lange contacttijden (monster 25);
 - diatomeeënskeletjes, vooral in de meeste anoxische kleiïge pakketten (Ba en waarschijnlijk Ge; monsters 3-4);
 - bariet

(Ba, vooral waar SO_4 gereduceerd wordt; vergelijk monster 32 met 31); en e. rutiel en anatasa (Ti, alleen in extreem zure milieus).

Het sorptiecomplex van de ondergrond vormt de andere categorie geochemische bronnen. Voor de volgende twee veelvoorkomende situaties is dit zeer duidelijk het geval:

1. de intrusie (= indringing in ondergrond ten koste van andere watersoort) van zoet water zowel in de kustduinen (monsters 5-7) als in het Brabantse dekzand-landschap (monster 25) gaat vergezeld van kationuitwisseling, waarbij Li evenals Na en K desorbeert (afb. 3); en
2. zoutwaterintrusie langs de kust (monster 16) leidt tot desorptie van Sr en mogelijk Ba, in analogie met Ca.

De geochemische beschikbaarheid bepaalt vooral voor niet-hydrofiele elementen, in het bijzonder de lithofielen met vergelijkbare mobiliteit in zuur milieu, tot op zekere hoogte de onderlinge verhoudingen binnen een monster. Dat zij fraai geïllustreerd voor de lanthaniden Ce, Eu, La, Lu, Nd, Sm, Tb en Yb, en voor de aanzienlijk lichtere en ten opzichte van de meeste lanthaniden blijkbaar iets minder mobiele elementen Al, Be, Cr en Sc (afb. 5).

De elementen Cs, Li, Rb en Ti vallen buiten een dergelijk patroon, waarschijnlijk door een aanzienlijk lagere (Cs en Ti) en hogere (Li, Rb) mobiliteit.

7. Toetsing aan normen

Belangrijke normen voor grondwater zijn de Maximaal Toegestane Concentraties in drinkwater volgens het Waterleiding-

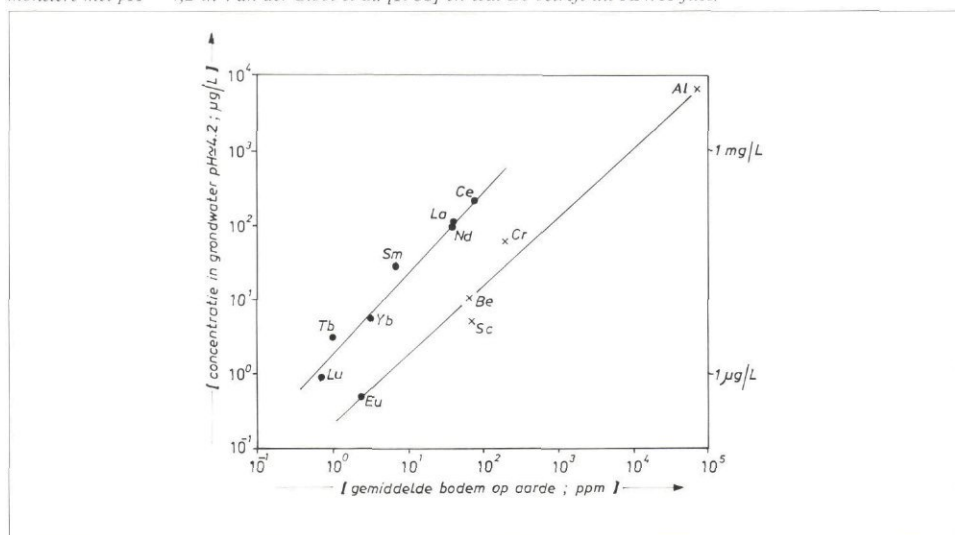
besluit [1984], en de natuurlijke referentiewaarden volgens de Leidraad Bodemsanering [LBS, 1988], waarop ook de grenswaarden voor grondwater in AMK 2.000 [TK, 1991] gebaseerd zijn. Voor 19 sporenelementen blijkt tenminste één van beide normen te bestaan (tabel VI).

Voor zeven categorieën uit de hele dataset (1.700 monsters) is de variatie voor 28 sporenelementen, waaronder de 19 waarvoor één of andere norm geldt, in tabel VI aangegeven. Het betreft:

1. alle natuurlijke grondwateren (zoet-zout), doorgaans ouder dan 40 jaar (tritiumloos) en met $\text{pH} > 5$;
2. dito, echter alleen de zoete grondwateren die wat Cl betreft aan de MTC-norm voldoen ($\text{Cl} \leq 150 \text{ mg/l}$);
3. door luchtverontreiniging (en secundaire effecten) beïnvloed grondwater in kalkarm natuurgebied;
4. dito, kalkrijk natuurgebied;
5. verontreinigd Rijnwater langs Rijn oevers;
6. dito kunstmatig geïnfilterd in de kustduinen; en
7. door drijfmest op maïspcelen beïnvloed grondwater.

Voor Al, As, B, Ba, Br, Cd, Co, Cr, Cu, F, Hg, Mo, Ni en Zn wordt tenminste één van beide normen overschreden, voor Ag, Pb, Sb, Se en Sn zijn geen overschrijdingen geconstateerd. De volgorde van toenemend aantal sporenelementen waarvoor tenminste één van beide normen overschreden wordt, is: Rijn-oevergrondwater (As, Ba, Br) < natuurlijk zoet grondwater (As, Ba, Br, F) $\approx$ Rijnwater in duinen (As, Ba, Br, Hg) < ondiep

Afb. 5 - Verband tussen de geochemische beschikbaarheid en concentraties in zuur grondwater, voor diverse lithofiele elementen. Gegevens voor een gemiddelde bodem ontleend aan Rahn [1975], gegevens voor grondwater gebaseerd op monsters met $\text{pH} = 4,2$ in Van der Sloot et al. [1983] en wat Be betreft uit KIWA-files.



TABEL VI – *Vergelijking van enkele relevante normen met de samenstelling van Nederlands grondwater (met onderscheid tussen natuurlijk en antropogeen beïnvloed), en op basis daarvan een nieuw voorstel tot natuurlijke referentiewaarden voor 28 sporenelementen in Nederlands grondwater. Vet = overschrijding nationale referentiewaarden LBS [1988]; Vet onderstreept = overschrijding MTC drinkwater.*

Sporen- element	Eenheid	Normen			Natuurlijke variatie		Grondwater met antropogene vervuiling				
		MTC drink- water	natuurl. referentie grondwater	voorstel nat ref grondwater	alle typen grondater	alleen zoet grondwater	luchtverontreiniging		oppervlaktewater verontreiniging Rijn		landbouw
		(a)	(b)		(1)	(2)	kalkarm	kalkrijk	Rijnoever	duinen	drijfmest op maïs
							(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
Ag Zilver	µg/l	10	–	0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 1	–	< 0,1-0,13
Al Aluminium	µg/l	200	–	250	< 1- 240	< 1-180	130- 7.200	1-89	< 0,5-25	< 0,5-100	15- 39.000
As Arseen	µg/l	50	10	100	0,1- 55	0,1- 22	0,1-6	0,1- 80	< 1,5- 230	< 1- 45	< 1- 53
B Boor	µg/l	1.000	–	##	8- 4.000	8-571	< 100	60-260	60-490	60-490	21-226
Ba Barium	µg/l	500	50	120	1- 2.500	1- 101	< 5- 80	10- 79	40- 365	30- 140	18- 470
Be Beryllium	µg/l	–	–	0,05	< 0,01-1	< 0,01-1	< 0,05-0,64	< 0,05	< 0,03	< 0,05	0,08-3,5
Br Bromide	µg/l	–	300	##	15- 63.000	15- 1.000	15- 400	20- 1.200	189- 310	80- 300	10- 490
Cd Cadmium	µg/l	5	1,5	0,1	< 0,1	< 0,1	0,1-1,2	< 0,1-0,2	≤ 0,2	< 0,1-0,45	< 0,1- 6,4
Co Cobalt	µg/l	–	20	10	< 0,1-7	< 0,1-0,2	0,5-16	< 0,1-3,6	0,03-1,8	< 0,1-2,0	< 1- 310
Cr Chroom	µg/l	50	1	1	< 1	< 1	0,2- 1,6	< 0,2- 2,2	< 0,1-1	< 0,1- 2,2	0,1- 2,6
Cu Koper	µg/l	100	15	5	< 0,1-3,2	< 0,1- < 1	1,1- 22	0,8- 27	< 0,6-10	< 0,1-5	< 10- 90
Eu Europium	ng/l	–	–	100	< 1-15	< 1-100	20-350	< 20	< 1	< 7	–
F Fluoride	µg/l	1.100	500	1.500	< 10- 1.500	< 10- 1.500	10- 580	37-440	80-270	50-300	20-350
Hg Kwik	µg/l	1	0,05	0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,05- 0,18	< 0,2
I Jodium	µg/l	–	–	150	0,6-3.350	0,6-35	1-16	< 0,5-9	< 6-50	< 1-10	0,5-180
Li Lithium	µg/l	–	–	##	1-175	1-45	5-24	3-10	3,2-15,8	2-20	0,7-20
Mo Molybdeen	µg/l	–	5	##	< 0,1- 6,2	< 0,1-0,3	< 0,1	< 1	< 0,2-1,8	< 0,1-2,2	< 1
Ni Nikkel	µg/l	50	15	10	< 0,1-5,8	< 0,1-5,8	3,5- 27	< 5	3-8,1	< 1-6	< 1- 980
Pb Lood	µg/l	50	15	2,5	< 0,5-2,4	< 0,5-2,4	0,3-4	< 0,5-9	1-3	< 1-5	0,6-4,9
Rb Rubidium	µg/l	–	–	40	< 2-35,6	< 2-22,6	0,5-6,2	< 0,5-3,1	3-4	0,2-4	–
Sb Antimoon	ng/l	10.000	–	100	5-52	5-52	< 500	< 1.000	< 1-22	< 500	< 1.000-1.400
Sc Scandium	ng/l	–	–	100	5-82	5-82	30-840	< 20	4-5	5	–
Se Seleen	ng/l	10.000	–	200	< 200	< 200	< 200	10-200	< 50-100	11-120	< 500
Sn Tin	µg/l	–	10	2	< 2	< 2	< 0,5	< 2	< 2	< 2	< 1
Sr Strontium	µg/l	–	–	##, α	19-12.000	19-1.000	< 100	240-1.000	270-680	320-600	100-490
U Uranium	ng/l	–	–	5.000	< 10-2.700	< 10-2.700	≤ 50-1.300	< 20-2.700	< 50-1.540	< 50-400	–
V Vanadium	µg/l	–	–	15	0,1-15	0,1-12	0,7-7,4	0,1-1,8	0,2-4,5	< 0,1-2	< 1-12
Zn Zink	µg/l	100	150	100	< 2-47	< 2-47	4- 101	< 2- 530	< 10-37	3-40	< 10- 830

(a) = Maximum Toegestane Concentratie volgens Waterleidingbesluit [1984]; (b) = volgens LBS [1988]; (1) = grondwater zonder antropogene vervuiling en doorgaans ouder dan 40 jaar, aantal monsters 600, hele land, pH > 5; (2) = Cl ≤ 150 mg/l, aantal monsters 450, hele land, pH > 5; (3) = bovenste paar meter grondwater met pH < 6,2 in natuurgebied, 40 monsters in duinen bij Schoorl en 40 monsters uit Noord-Brabant; (4) bovenste paar meter grondwater met pH ≥ 6,2 in natuurgebied, 500 monsters in duinen Noord- en Zuid-Holland, 100 monsters in Pleistocene zandgebieden Nederland; (5) 250 monsters langs Rijnoevers; (6) 200 monsters langs infiltratiegeulen van PWN bij Castricum, van GW ten zuiden van Zandvoort en van DZH ten noorden van Scheveningen; (7) 100 monsters in een waterwingebied in NO-Brabant, inclusief effect van pyriet-oxydatie door nitraat, opgave volgens ing. F. A. M. Hettinga (KIWA NV).
= afhankelijk van het Cl-gehalte (Cl in mg/l, sporenelement volgens 'eenheid') : B = 600 + 0,21-Cl; Br = 15 + 3,48-Cl; Li = 50 + 0,0068-Cl; Mo = 0,5 + 0,00049-Cl; Sr = 890 + 0,38-Cl als Cl ≥ 300 mg/l; α = afhankelijk van het Ca-gehalte als Cl < 300 mg/l : Sr (µg/l) = 4,5-Ca (mg/l).

grondwater in kalkrijk natuurgebied met effecten van luchtverontreiniging (As, Ba, Br, Cr, Cu en Zn) < alle natuurlijke grondwateren (Al, As, B, Ba, Br, F en Mo) < ondiep grondwater in kalkarm natuurgebied met effecten van luchtverontreiniging (Al, Ba, Br, Cr, Cu, F, Ni en Zn) < door drijfmest beïnvloed grondwater in kalkarm gebied zonder bekalking (Al, As, Ba, Br, Cd, Co, Cr, Cu, Ni en Zn). Drinkwaternormen worden relatief frequent overschreden door Al, As, Ni en Zn, en incidenteel door F en Cd. Vooral de zure ondiepe grondwateren scoren daarbij hoog (Al, Cd, Ni en Zn), en de sulfaatrijke wateren ten aanzien van As.

Bijstelling en completering natuurlijke referentiewaarden
De geconstateerde natuurlijke variatie

noot, blijkens tabel VI, tot bijstelling van de natuurlijke referentiewaarden voor grondwater volgens LBS [1988]. Die waren gebaseerd op de bovengrens van de gehalten (overschrijdingskans 5-10%), zoals gemeten in het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit [VTCB, 1986]. Daarnaast kan de oorspronkelijke lijst nog met 14 sporenelementen uitgebreid worden. Het nieuwe voorstel voor natuurlijke referentiewaarden is opgenomen in tabel VI. De aanpassingen betreffen een verscherping voor Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb, Sn en Zn, doch een versoepeling voor As, Ba, Br en F. Voor de elementen B, Br, I, Li, Mo en Sr is het zinvol de referentiewaarde afhankelijk te stellen van het Cl-gehalte, zoals aangegeven in een voetnoot van tabel VI. En voor Sr is tevens

koppeling aan het Ca-gehalte nuttig (voetnoot tabel VI).

8. Naar een uitgekiend analysespakket
Het routinematig analyseren van sporenelementen in grondwater uit waarnemingsputten wordt afgeraden om de volgende redenen:
a. inspanningen in het veld ter verkrijging van goede monsters zijn groot, niet het minst vanwege de absoluut noodzakelijke filtratie over 0,45 µm, ook al is het grondwater kraakhelder [Hettinga & Stuyfzand, in prep.];
b. kosten van analyse zijn hoog, zeker als zinvolle detectiegrenzen gehaald moeten worden (aan Cd- en Pb-cijfers < 5 µg/l hebben we meestal niet veel) en als de vele storingen in een dikwijls zeer speciale grondwatermatrix grondig geëlimineerd

worden [Van der Jagt en Stuyfzand, in prep.]; en last but not least c. zelfs met lage detectiegrenzen zijn vele sporenelementen bijna altijd niet-aantoonbaar.

Voor het laatste punt verdient verdere aandacht. Voorliggende inventarisatie leverde voor de volgende elementen in > 95% der monsters metingen beneden de gangbare minimale detectielimiet op: Ag < 0,2; Au < 0,005; Be < 0,05; Cr < 1; Hf < 0,03; Hg < 0,05; La < 0,1; Lu < 0,005; Nd < 0,3; Sb < 0,5; Se < 0,5; Sm < 0,02; Sn < 2; Ta < 0,01; Tb < 0,02; Te < 0,2; Th < 0,1; Tl < 2; en Yb < 0,02, alle in µg/l. Hiervan worden Ag, Be, Cr, Hg, Sb, Se en Sn dikwijls routinematig bepaald en wordt zodoende een hoop geld verspild!

Voor de meeste der 44 onderzochte sporenelementen in tabel I, zijn de concentratieniveaus dankzij de huidige inzichten goed voorspelbaar. Dan is wel kennis vereist van met name de pH, redox toestand, het Cl-gehalte, diepte van monsternamen, landgebruik, het voedende water (regen, Rijn of Noordzee), grondwaterstromingspatroon en de geologische opbouw. Voor de volgende situaties kunnen a priori zinvolle beperkingen aan analyse in grondwater worden vastgesteld:

- alleen in zure grondwateren met pH < 5,5: Al, Au, Be, Ce, Eu, La, Lu, Nd, Sc, Sm, Ta, Tb, Ti en Yb. Hiervan zijn qua concentratieniveau en/of gezondheidsaspecten Al, Be, Ce, La, Nd en Sm het meest interessant;

- in alle antropogeen beïnvloede grondwateren, dus inclusief alle wateren met pH < 5: Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb en Zn. Zonder duidelijke redenen voor aanwezigheid, kunnen Hg en Sb beter achterwege blijven, tenzij de gangbare minimum detectielimiet aanzienlijk daalt;
- in alle grondwateren: As, B, Ba, Br, F, I, Li, Mo, Rb, Sr, U en V. Daarvan zijn vooral As, Ba, Br, F en I voor de drinkwatervoorziening van belang; en
- in geen enkel grondwater: Ag, Cs, Hf, Se, Sn, Te, Th en Tl, tenzij de gangbare minimum detectielimiet aanzienlijk daalt voor Ag, Se en Sn.

Concluderende opmerkingen

Veel sporenelementen vertonen ook in Nederland een breed spectrum aan concentratieniveaus in grondwater zonder verontreiniging door puntbronnen. Door milieuverontreiniging verhoogde concentraties dienen met grote omzichtigheid onderscheiden te worden van hoge concentraties ten gevolge van (veranderingen in) hydrologische randvoorwaarden, zoals een verlaging van de grondwaterspiegel, zoet- of zoutwater

intrusie en zeewaterbijmenging, en ten gevolge van geochemische bronnen, niet alleen in zure of verzuurde systemen. Aangezien overheid en provincies steeds meer worden belast met de beoordeling van effecten van allerlei menselijke ingrepen op de samenstelling van grondwater en daarbij dikwijls moeten teruggrijpen naar natuurlijke referentiewaarden, is aanpassing van die achtergrondniveaus op basis van onderzoek, zoals het voorliggende, van groot belang. De hoge concentraties van de lanthaniden cerium, lanthaan, neodymium en samarium in zuur ondiep grondwater (29-245 µg/l bij pH ≈ 4,2), verdienen nader onderzoek (bevestiging) en in geval van bevestiging tevens onderzoek naar toxicologische relevantie, en monitoring. Laatstgenoemde kan voor de waterleidinglaboratoria betekenen dat analysemethoden in huis gehaald moeten worden. Ook een meer doelgerichte analyse van sporenelementen wordt aanbevolen, om eindeloze bevestiging van metingen beneden detectieniveau uit te sparen en voor geselecteerde meetpunten om te zetten in zinvolle analyses met een veelal wat lagere minimum detectielimiet, of in relevante analyses die thans veelvuldig ontbreken (bijvoorbeeld Be, Br, I, U and V).

Verantwoording

Voorliggend artikel is het resultaat van het door VEWIN aan KIWA opgedragen 'oriënterend onderzoek' (i.c. naar het voorkomen van sporenelementen in zoet-zout grondwater), dat in de periode 1987-1990 werd uitgevoerd. Deze eerste oriëntatie wordt in december 1991 gevolgd door een KIWA Mededeling van de ad-hoc Werkgroep Verzuring, met de resultaten van een landelijke inventarisatie louter gericht op zoet grondwater in waterwingebieden en op die elementen waarvoor normen bestaan. Doel daarvan is, aan te geven welke anorganische microbestanddelen van grondwater een probleem voor de waterleidingbedrijven kunnen gaan vormen, wanneer en in welke omvang.

De heren H. A. van der Sloot (ECN), W. van Duijvenbooden (RIVM), A. A. M. Kusse (RIVM) en H. van der Jagt (KIWA) droegen bij aan de vergaring van grondwateranalyses. De heren H. J. Vinkers, J. Groennou, W. van de Meent, J. T. van der Zwan en J. H. Peters (allen KIWA) gaven nuttig commentaar op een eerste versie van dit artikel. De heer J. G. Stuyfzand verzorgde het technische tekenwerk.

Referenties

- Anoniem (1990). *Aluminium and health*. Surveyor 173, 22.
- Appelo, C. A. J. (1982). *Verzuring van het grondwater op de Veluwe*. H₂O 15, 1982, 464-468.
- Appelo, C. A. J., (1988). *Beïnvloeding van de waterkwaliteit in het Hierdensch Beek gebied (NW Veluwe)*. Rapport Instit. v. Aardwetenschappen, Vrije Univ. A'dam, 100 p.
- Arends, B. G., Van der Sloot, H. A. and Duijvenbooden, W. van (1987). *Influence of acidification on the concentration of less common trace elements in Dutch groundwater*. CHO-TNO Verslagen & Meded. 38, 527-543.
- Beek, C. G. E. M. van, Hetinga, F. A. M. and Straatman, R. (1989). *Release of heavy metals in groundwater due to manure spreading*. Water-Rock Interaction WRI-6, Miles (ed). Balkema, Rotterdam, 703-706.
- Borg, H. (1983). *Trace metals in Swedish natural fresh waters*. Hydrobiologia 101, 27-34.
- Broers, H. P. (1988). *Uitloogexperimenten met kleimonsters van een viertal geologische formaties in West Brabant*. KIWA-rapport SWI-88.114, 25p.
- Comans, R. N. J., Middelburg, J. J., Zonderhuis, J., Woittiez, J. R. W., Lange, G. J. de, Das, H. A. and Weijden, C. H. van der (1989). *Mobilization of radiocaesium in pore water of lake sediments*. Nature 339, 367-369.
- Duijvenbooden, W. van [ed], [1989]. *De kwaliteit van het grondwater in Nederland*. RIVM-rapport 728820001, 307 p.
- Dijk-Looyard, A. M. van, Groot, A. C. de; Jansen, P. J. C. M. en Wondergem, E. A. (1990). *EDTA in drink- en oppervlaktewater*. H₂O 23, 1990, 682-687.
- Edelman, Th. (1983). *Achtergrondgehalten van een aantal anorganische stoffen in de bodem van Nederland; een eerste verkenning*. RIN-rapport 83/8, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, 49 p.
- Flink, J. (1985). *De verspreiding van arseen in het grondwater in zuidelijk Noord-Brabant*. RIVM-rapport 840348004, 48 p.
- Gezondheidsraad (1932). *Het krop-probleem in Nederland*. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Grakist, G., Uffink, G. en Boumans, L. J. M. (1986). *Verkenning van mogelijkheden tot winning van oevergrondwater nabij Opperduit*. RIVM-rapport 840814001.
- Hetinga, F. A. M. (1988). *Effecten van vermisting en verzuring op de grondwater kwaliteit voor pompstation Vierlingsbeek*. KIWA-rapport SWI-88.113.
- Hetinga, F. A. M. en Stuyfzand, P. J. (in prep.). *Problemen en aandachtspunten bij bemonstering Ch3*. KIWA-Meded. 118, eind 1991.
- Jagt, H. van der en Stuyfzand, P. J. (in prep.). *Analysemethoden voor sporenelementen in grondwater, atoom spectrometrie in het bijzonder*. Ch.4 in KIWA-Meded. 118.
- Karssemeyer, P. L., Kaasenbrood, P. G. M. en Rang, M. C. (1991). *Spore-elementen in het ondiepe grondwater: depositie of verzuring?* H₂O 24, 1991, 323-329.
- KNMI-RIVM (1984). *Chemische samenstelling van de neerslag over Nederland, Jaarrapport 1984*. Kon. Ned. Meteor. Instit., De Bilt. KNMI-publ. 156-7, 126 p.
- Krauskopf, K. B. (1967). *Introduction to geochemistry*. McGraw-Hill Book Co., New York, 721 p.
- Kruitthof, J. C. and Koppers, H. H. M. 1989. *Experiences with groundwater treatment and disposal of the eliminated substances in the Netherlands*. Aqua 38, 207-216.
- LBS (1988). *Leidraad Bodemsanering*. Afl. 4, Ministerie van VROM.
- Ledin, A., Petterson, C., Allard, B. and Aastrup, M. (1989). *Background concentration ranges of heavy metals in Swedish groundwaters from crystalline rocks: a review*. Water, Air & Soil Poll. 47, 419-426.
- Lof, P. (1987). *Elsevier's periodic table of the elements*. Elsevier Science Publ. BV, Amsterdam.
- Martelaere, J. M. de (1988). *Verontreiniging van particuliere drinkwaterputten met zware metalen in*

Belgisch-Limburg. Water 38, 6-9.

Pedroli, B. en Wijk, A. J. van (1988). *Strijper Aa-gebied rijp voor bodemsanering door hoge zinkgehalten in grondwater?* H₂O 21, 1988, 270-273.

Perelman, A. I. (1972). *Die Geochemie der epigenetischen Prozesse; Die hypergene Zone* (russ.). Neuauflage (deutsch), Akademie-Verlag, Berlin.

Poels, C. L. M. en Dibbets, G. (1982). *De Initiële migratie van lood uit waterleidingbuizen van ongeplasteerd Polyvinylchloride*. H₂O 15, 1982, 588-590.

Rahn, K. A. (1975). *Chemical composition of the atmospheric aerosol: Compilation I*. Extern 5, 286-313.

Rai, D. and Zachara, J. M. (1984). *Chemical attenuation rates, coefficients and constants in leachate migration; I. A critical review*. Electric Power Research Instit. report EA-3356, Vol. I, Palo Alto California.

Roman, J., Nowicki, Z. and Olszewska, I. (197?). *Trace-element pollution of groundwaters in industrial-urban areas in Poland*. UNESCO Studies & Reports in hydrology 30, 296-304.

Sloot, H. A. van der (1976). *Neutron activation analysis of trace elements in watersamples after preconcentration on activated carbon*. ECN-Rapport ECN-1 (tevens Ph.D. Thesis), Petten, 215 p.

Sloot, H. A. van der, Hoede, D., Wijkstra, J., Duinker, J. C. and Nolting, R. F. (1985). *Anionic species of V, As, Se, Mo, Sb, Te and W in the Scheldt and Rhine estuaries and the Southern Bight (North Sea)*. Estuarine, Coastal and Shelf Sciences 21, 633-651.

Sloot, H. A. van der, Zonderhuis, J., Stigt, C. A., Wijkstra, J., Dekkers, J. J. Docter, J. J. and Wals, G. D. (1983). *Analyse van sporenelementen in Nederlands grondwater*. Contract rapport voor RIVM door ECN, ECN-83-10, 22 p.

Stas, M. E., Louwe Koijmans, L. H. en IJssel, J. J. van (1937). *Onderzoek naar de aanwezigheid van fluor in het water in Nederland*. Water 21, 1-5 & 9-14.

Stumm, W. and Morgan, J. J. (1981). *Aquatic chemistry, an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. J. Wiley & Sons, NY, 2nd ed., 780 pp.

Stuyfzand, P. J. (1983). *Belangrijke foutenbronnen bij bemonstering van grondwater via peil- en minifilters*. H₂O 16, 87-95.

Stuyfzand, P. J. (1984a). *Groundwater quality evolution in the upper aquifer of the coastal dune area of the western Netherlands*. IAHS Publ. 150, 87-98.

Stuyfzand, P. J. (1984b). *Effecten van vegetatie en luchtverontreiniging op de grondwaterkwaliteit in kalkrijke duinen bij Castricum: Lysimeter-waarnemingen*. H₂O 17, 152-159.

Stuyfzand, P. J. (1985a). *Hydrologie, herkenning en datering van Rijn-oevergrondwater*. Ch. 2 in KIWA Meded. 89.

Stuyfzand, P. J. (1985b). *Anorganische bestanddelen van Rijn-oevergrondwater*. Ch. 3 in KIWA Meded. 89.

Stuyfzand, P. J. (1987). *De anorganische chemie van Rijn-oevergrondwater uit pomputten op diverse afstanden van de oever, in verschillende hydro-geochemische milieus*. KIWA-rapport SWE 87-005, 61 p.

Stuyfzand, P. J. (1989a). *Hydrology and water quality aspects of Rhine bank groundwater in the Netherlands*. J. Hydrol. 106, 341-363.

Stuyfzand, P. J. (1989b). *Quality changes of river Rhine and Meuse water upon basin recharge in The Netherlands' coastal dunes: 30 years of experience*. In 'Artificial recharge of groundwater', Johnson & Finlayson (eds). Am. Soc. Civ. Eng., New York, 235-247.

Stuyfzand, P. J. (1989c). *Hydrochemische onderzoeksmethoden ter analyse van grondwaterstrming*. H₂O 22, 1989, 141-146 + 166-169.

Stuyfzand, P. J. (1989d). *Factors controlling trace element levels in groundwater in the Netherlands*. In 'Water-Rock Interaction WRI-6', Miles (ed). Balkema, Rotterdam, 655-659.

Stuyfzand, P. J. (1991). *De samenstelling van*

regenwater langs Hollands kust. KIWA-rapport SWE-91.010, 70 p.

Stuyfzand, P. J. (in prep.) *Hydrochemistry and hydrology of coastal dunes of the Western Netherlands*. Ph. D. Thesis Instit. v. Aardw. Vrije Univ. A'dam.

Stuyfzand, P. J., Puffelen, J. van en Lips, H. J. M. (1984). *Anorganische microverontreinigingen bij duininfiltratie*. Ch.3 in KIWA-Meded. 81, 54-105.

Stuyfzand, P. J. en Reiniers, L. (1990). *Verzuring van grondwater in kalkarme duinen bij Schoorl met gevolgen voor sporenelementen*. H₂O 23, 24-29 + 41.

Tanji, K. and Valoppi, L. (1989). *Groundwater contamination by trace elements*. Agriculture, Ecosystems and Environment 26, 229-274.

Tessier, A., Campbell, P. G. C. and Carignan, R. (1990). *Influence du pH sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux*. TSM-L'Eau 85, 69-73.

TK (1991). *Algemene Milieukwaliteit derde nota Waterhuishouding*. Tweede Kamer 1990-1991, 21990 nr. 1.

Ullman, W. J. and Aller, R. C. (1983). *The geochemistry of iodine in near-shore carbonate sediments*. Geochim. Cosmochim. Acta 49, 967-978.

Vermeulen, A. J. (1977). *Immissieonderzoek met behulp van regenwangers: opzet, ervaringen en resultaten*. Rapport PWS-Noord-Holland, Dienst voor Milieuhygiene, 109 p.

VTGB (1986). *Advies Bodemkwaliteit*. Voorlopige Technische Commissie Bodembescherming, Leidschendam.

Waterleidingbesluit (1984). *Besluit van 2 april 1984, inhoudende wijziging van het Waterleidingbesluit (Stb. 1960, 345)*. Staatsblad Kon. der Ned. 220, 36 p.

WDM (1983). *Jaarverslag over 1983*.

NV Westlandsche Drinkwaterleiding Maatschappij.

Wedepohl, K. H. (ed) (1969-78). *Handbook of geochemistry*. Springer Verlag Berlin.

Wegman, R. C. C., Hamaker, Ph. and Heer, H. de (1983). *Bromide-ion balance of a polder district with large-scale use of methyl bromide for soil fumigation*. Fd Chem. Toxic. 21, 361-367.

White, D. E. (1957). *Magmatic, connate and metamorphic waters*. Geol. Soc. Am. Bull. 68, 1659-1682.

● ● ●

IGWMC/IHE korte cursus

'Stochastische en geo-statische analyse in grondwater modelling'

16-20 maart 1992

De cursus concentreert zich op de kwantitatieve beschrijving van de variëteit van grondwater-systeemparameters in zowel ruimte als tijd. De praktische training omvat toepassing van geo-statische en stochastische programma's voor de berekening van spreidingen in parameters en nauwkeurighedsanalyse. Docenten: Professor G. de Marsily (Universiteit Pierre et Marie Curie, Paris, France) en dr. F. C. van Geer (TNO Instituut voor Toegepast Natuurwetenschap-pelijk Onderzoek, Delft, Nederland). Organisatie: Het International Ground-water Modelling Center (IGWMC) en het International Institute voor Hydraulic and Environmental Engineering (IHE) Delft, Nederland. Voor meer informatie: IHE secretariaat, telefoon 015 - 78 34 04, telefax 015 - 12 29 21, telex 38099 IHE NL.



STORA-rapporten in 1991

Door de STORA werden in 1991 tien rapporten uitgebracht.

91-01 Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater

Deelproject: Meren en plassen. Karakterisering van meren op basis van visstandgegevens

De samenstelling van de visgemeenschappen in de meeste Nederlandse meren wordt beïnvloed door een toenemende eutrofiëring. Voor een goed beeld van de visstand in relatie tot de toestand van het watersysteem dienen de diversiteit van de visstand, de verhouding piscivore/planktivore vis en de groei van de dominante vissoort bepaald te worden. In het kader van het STORA-project 'Ontwikkeling van ecologische beoordelingsmethoden voor oppervlaktewater' werkt het rapport indices uit voor voornoemde drie grootheden. Het rapport geeft verder een aanzet voor het verzamelen en verwerken van de visstandgegevens op een gestandaardiseerde wijze. (f 14,-).

91-02 Compendium slibdroging

Een mogelijkheid voor vergaande volumereductie van zuiveringsslib, waarbij het restprodukt verder kan worden gestort of verbrand, is thermisch drogen. Hiervoor is uit milieuhygiënisch oogpunt een hernieuwde belangstelling ontstaan. Het compendium geeft een overzicht van de beschikbare informatie over de technieken, de milieu-effecten en de kosten van vergaande slibdroging onder Nederlandse omstandigheden; tevens wordt een overzicht gegeven van overwegingen die een belangrijke rol spelen bij het opzetten van een slibdrooginstallatie. (f 18,-).

91-03 Werking en neveneffecten van simultane defosfatering in actief-slibsystemen

Onderdeel van het PN 1992-programma is het bepalen van de werking en de neveneffecten van simultane defosfatering in actief-slibsystemen. Naarmate effluent-eisen meer aangescherpt worden, wordt het belangrijker te weten in welke mate zich die invloeden doen gelden. Aan de hand van een inventarisatie van Nederlandse praktijkgegevens, aangevuld met buitenlandse onderzoeksresultaten wordt de stand van zaken gegeven voor het proces, de invloed op het zuiverings-