

RIVM rapport nr. 714851004

**Stroming en samenstelling van de sprengen en het
grondwater van de Veluwe in 1996;
een vergelijking met de toestand in 1986**

C.R. Meinardi

april 1999

Verzendlijst

- 1-5 Directeur van de Directie Drinkwater, Water en Landbouw van het Directoraat Generaal Milieubeheer van het Ministerie van VROM- mr. A.B. Holtkamp
- 6 plv. Directeur-Generaal Milieubeheer- dr ir B.C.J. Zoeteman
- 7 ir A. Roos, DGM/DWL
- 8 dr H. van Dam, Aquasense, Wageningen
- 9 drs F.W. Prins, Afdeling Onderzoek en beheersplannen, Natuurmonumenten
- 10 ir W. Zeeman, Staatsbosbeheer
- 11 dr.ir J.J. Kuper, Koninklijke Houtvesterij Het Loo, Apeldoorn
- 12 dr.ir H.A.J. van Lanen, LandbouwUniversiteit Wageningen
- 13 ir W.M.J. de Boer, Directeur Stichting Gelders landschap
- 14 dr G. Klaver, NITG/RGD, Haarlem
- 15 dr B. van Os, NITG/RGD, Haarlem
- 16-27 TCB Werkgroep Bodemvruchtbaarheid en kwaliteit van bodem en water
- 28 Depot van Nederlandse publicaties en Nederlandse bibliografie
- 29 Directie RIVM
- 30 sectordirecteur Milieu - ir F. Langeweg
- 31 hoofd Laboratorium Bodem en Grondwateronderzoek - ir R. van den Berg
- 32 plv.hoofd Laboratorium Bodem en Grondwateronderzoek - drs A. van der Giessen
- 33 clustercoördinator Drinkwater, Water en Landbouw - ir A.H.M. Bresser
- 34 hoofd afdeling CBG - ir W. van Duijvenbouden
- 35 projectleider Zoet Oppervlaktewater - dr L. van Liere
- 36 ir L.J.M. Boumans
- 37 dr ir J.J.B. Bronswijk
- 38 ir B. Fraters
- 39 ir G. van Drecht, LWD
- 40 drs F.G. Wortelboer, LWD
- 41 dr W. Verweij
- 42 dr H.F.R. Reijnders
- 43 A. Rolf, stagiaire
- 44 E. Smit, LAC
- 45 dr.ir F. Swartjens
- 46 D. Wever
- 47 drs W.J. Willems
- 48-55 Auteur
- 56 Hoofd Bureau Voorlichting en Public relations
- 57 Bureau Rapportenregistratie
- 58-59 Bibliotheek RIVM
- 60-80 Reserve exemplaren t.b.v. Bureau Rapportenbeheer
- 80-85 Reserve exemplaren

Samenvatting

Sprengen zijn de in vroeger tijden gegraven waterlopen die het grondwater van de Veluwe draineren. Voor het onderzoek in 1996 zijn monsters genomen uit 13 sprengen langs de oost- en de zuidrand, uit 2 boringen met filters op verschillende diepten en uit 24 handboringen om de relatie te bestuderen tussen de samenstelling van de neerslag, van het grondwater en van de sprengen. Aan de monsters zijn concentraties van de hoofdelementen bepaald door RIVM en van een groot aantal micro-componenten door NITG (RGD). Onderzoek naar de verblijftijden in de bodem van grondwater en van het door sprengen afgevoerde water omvatte geofysisch onderzoek van de bodem, metingen van de afvoer en de bepaling van de concentraties aan de isotopen ^2H , ^3H en ^{18}O in het water. In 1986 is eenzelfde onderzoek gedaan. De omvang van en waarden voor neerslag en verdamping in de intrek-gebieden van de sprengen zijn bepaald. De afvoer van de sprengen is relatief constant in de tijd. De verblijftijden in de bodem van het grondwater en de verdeling van die verblijftijden in het water uit de sprengen zijn vastgesteld met de plaats van inzijing. Bij het grondwater en de sprengen zijn de concentraties aan de hoofdcomponenten een functie van de in de tijd variërende concentraties in de atmosferische depositie, de verblijftijden in de bodem en de indamp-factoren. Voor de oostelijke sprengen is depositie de enige bron voor de opgeloste stoffen, behalve voor Ca^{2+} en Mg^{2+} die deels afkomstig zijn van de oplossing van mineralen uit de bodem.

Belangrijke conclusies wat betreft eutrofiëring en verzuring van het water van de Veluwe zijn: De nitraat-concentraties zijn toegenomen van ca. 0.3 mg.l^{-1} voor 1950 tot 3 à 5 mg.l^{-1} in de jaren 1990. Ze zullen binnen een eeuw verder toenemen tot ongeveer 10 mg.l^{-1} in de sprengen als de huidige atmosferische depositie niet verandert. De door neerslag aangevoerde stikstof wordt voor ca. 80% verwijderd door denitrificatie in de bodem, het grondwater voert 20% af naar de sprengen. De concentraties aan sulfaat zijn toegenomen van 10 tot 20 mg.l^{-1} . Ze kunnen nog verder toenemen tot 30 mg.l^{-1} . De zuurgraad nam af van ca. $\text{pH}=6.5$ omstreeks 100 jaar geleden tot thans gemiddeld $\text{pH}=5.5$. Een verdere afname tot $\text{pH}=4.5$ wordt verwacht in de komende eeuw bij een onveranderde atmosferische depositie. Concentraties aan sulfaat in grondwater en sprengen volgen rechtstreeks uit de depositie van zwavel-verbindingen.

Verhoogde concentraties in het grondwater of in de zuidelijke sprengen van Be, B, Al, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, As, Rb, Y, Cd, Cs en Ba zijn het gevolg van een extra belasting aan maaiveld. Concentraties in de sprengen van vooral Al en lantaniden (zeldzame aarden) zijn met ongeveer een factor 10 verhoogd door het in oplossing gaan van mineralen uit de bodem als gevolg van een pH verlaging in het grondwater door een toegenomen depositie van zuurvormende stoffen. Het onderzoek is geschikt om natuurlijke achtergrond-concentraties vast te stellen voor 49 sporelementen.

Trefwoorden: grondwater, natuurgebieden, Veluwe, hydrologie, hydrochemie, eutrofiëring, microcomponenten, achtergrond-concentraties

Summary

"Sprengen" are water courses dug to discharge groundwater from the Veluwe hills centuries ago. Natural vegetation has always prevailed in the recharge areas, agriculture and villages are nearly absent. An investigation in 1996, comprising sampling of sprengen and groundwater in their surroundings, aimed at studying the relations between the chemical composition of precipitation, groundwater and water from the sprengen. Concentrations of major components and many micro-components in the water were determined. Hydrological investigations, including geophysical soundings of the soil, discharge measurements and determinations of isotope contents in the water sampled, were carried out to assess the residence times of water in the soil. The study was a continuation of a similar investigation in 1986. Interpretation revealed the extent of the drainage basins and resulted in values for precipitation and actual evapotranspiration. Discharge from the sprengen turned out to be relatively constant in time. Travel times for groundwater in the soil could be determined in the samples, along with the recharge locations and the distribution of travel times in sprengen water. Concentrations of major components in the water are a function of aerial deposition, travel times in the soil and condensation factors. Aerial deposition is the only source of the major components in the eastern sprengen, except for Ca^{2+} and Mg^{2+} , for which concentrations are slightly increased by the dissolution of soil minerals. In the southern sprengen also K^+ dissolves from the soil.

Major conclusions concerning eutrofication and acidification are: Nitrate concentrations in the sprengen increased from 1 mg.l^{-1} before 1950 to between 3 and 5 mg.l^{-1} in 1996. They will further increase to 10 mg.l^{-1} in the coming century at an unchanged aerial deposition. Nitrate concentrations in the sprengen and in (deeper) groundwater result from the aerial deposition of nitrogen compounds, but 80% of the incoming nitrogen is reduced by denitrification in the shallow soil and only 20% is discharged by groundwater. Sulphate concentrations in sprengen increased mainly after 1950 from 10 mg.l^{-1} to roughly 20 mg.l^{-1} in 1990. They can further increase to 30 mg.l^{-1} . Acidity of the water decreased from assumedly $\text{pH}=6.5$, more than 100 years ago to, on the average, $\text{pH}=5.5$ at present. The values will further decrease to roughly $\text{pH}=4.5$ in the coming century at an unchanged aerial deposition.

Increased concentrations in groundwater and/or the southern sprengen of B, Al, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, As, Rb, Y, Cd, Cs and Ba result from an additional load at land surface. The Al and the lanthanide concentrations are increasing roughly by a factor of 10 caused by the dissolution of soil minerals resulting from an increased acidity of the deposition. Natural background concentrations are established for 49 trace elements in groundwater, representing a situation without antropogenic influences. These values are related to a non-polluted aerial deposition and, therefore, they are representative for larger areas.

Key words: groundwater, nature reserves, hydrology, hydrochemistry, eutrofication, trace components

Inhoud

1. Inleiding	7
2. Opzet van het onderzoek	9
2.1 <i>De uitgevoerde metingen</i>	9
2.2 <i>Verschillen tussen veld- en laboratorium bepalingen</i>	11
3. De aard van de bodem	15
3.1 <i>Geologie</i>	15
3.2 <i>Geofysica</i>	15
4. Hydrologie	17
4.1 <i>Aanvulling van het grondwater</i>	17
4.2 <i>Stabiele isotopen van waterstof en zuurstof</i>	17
4.3 <i>Tritium-metingen in het grondwater</i>	18
4.4 <i>De afvoer van de sprengen</i>	19
4.5 <i>Verblijftijden in de bodem van de sprengmonsters</i>	21
4.6 <i>Veranderingen in de chloride-concentraties</i>	22
5. Hydrochemie van de hoofdcomponenten	25
5.1 <i>Algemeen</i>	25
5.2 <i>De zuurgraad</i>	25
5.3 <i>Calcium</i>	26
5.4 <i>Kalium</i>	28
5.5 <i>Magnesium</i>	28
5.6 <i>Natrium</i>	29
6. Eutrofiëring van de sprengen en het grondwater	31
6.1 <i>Veranderingen in de zuurgraad</i>	31
6.2 <i>Veranderingen in de concentraties aan nitraat</i>	31
6.3 <i>Veranderingen in de concentraties aan sulfaat</i>	33

7. Micro-componenten	37
7.1 <i>Algemeen</i>	37
7.2 <i>Invloed van de zuurgraad</i>	37
7.3 <i>Invloed van verblijftijden in de bodem</i>	38
7.4 <i>Invloed van atmosferische depositie en lokale belasting</i>	39
7.5 <i>Afgifte door de bodem</i>	40
7.6 <i>De vergelijking met de streef- en interventiewaarden</i>	41
7.7 <i>Basiswaarden</i>	41
8. Samenvattende beschrijving en discussie	43
Referenties	45

1. Inleiding

Sprengen zijn de in vroeger tijden gegraven waterlopen die het grondwater van de Veluwe draineren. De Veluwe is een zeer waardevol natuurgebied omdat het een voor Nederlandse begrippen groot gebied is met voedselarme condities; de sprengen vormen daarin een uniek element. Het onderzoek heeft zich gericht op de bronnen (de koppen) van de sprengen (Fig.1), waar het grondwater voor de dag komt. De sprengen geven een getrouw beeld van het water in de bodem van de Veluwe. Nabij de sprengen zijn metingen gedaan aan het lokale grondwater. Doelen van het onderzoek waren om de stand van zaken op te nemen wat betreft eutrofiëring en verzuring van grond- en oppervlaktewater in alleen door atmosferische depositie belaste natuurgebieden, het leggen van de relatie tussen de kwaliteit van de (veranderde) neerslag, het grondwater en de sprengen en op basis daarvan te verkennen welke kwaliteit van grond- en oppervlakte water in de toekomst verwacht kan worden.

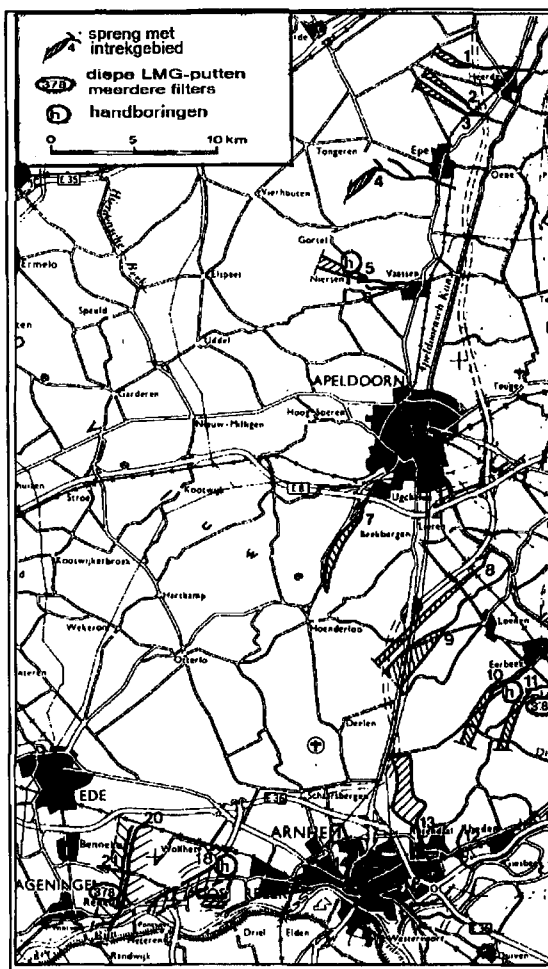


Fig.1 Het onderzoek bij de sprengen

Bij het onderzoek in 1986 en 1996 is aandacht gegeven aan drie hoofdaspecten:

- a. Hydrologie en de hydrochemie. De samenstelling van het water in de sprengen langs de rand en van het grondwater van de Veluwe wordt bepaald door neerslag en verdamping in de intrekgebieden en de verblijftijden van het water in de bodem. Hydrochemische eigenschappen kunnen worden afgeleid uit de variaties in de samenstelling van het water.
- b. Eutrofiëring van het water. Voor de eutrofiëring van de sprengen langs de rand en het grondwater in de heuvels van de Veluwe zijn de zuurgraad en de concentraties aan nitraat en sulfaat in het water maatgevend.
- c. Micro-componenten. Door het Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen (TNO-NITG) is een groot aantal metalen en zeldzame aarden geanalyseerd in het kader van een onderzoek naar het voorkomen van deze stoffen in de bodem. In het onderhavige rapport wordt het voorkomen van deze micro-componenten in het water beschreven.

Aan het onderzoek is meegewerkt door A. Rolf van de Faculteit Aardwetenschappen van de Universiteit Utrecht. Zijn afstudeerscriptie is verwerkt in (Meinardi e.a., 1999), waarin de resultaten van het veldwerk en de bezochte lokaties in detail zijn weergegeven.

2. Opzet van het onderzoek

2.1 De uitgevoerde metingen

Bij de koppen van de Hartense Molenbeek, de Soerense beek en de Heelsumse beek zijn in totaal 24 handboringen gezet, waaruit monsters zijn genomen. Het intrekgebied van de oostelijke sprengen bestaat vrijwel uitsluitend uit natuurgebied, evenals de omgeving van de handboringen. De sprengen zijn zo ver mogelijk bovenstrooms bemeten en bemonsterd. De lokaties van de monsters zijn in het volgende aangegeven met het nummer van de spreng en een letter. Landbouw en bebouwing kunnen wel invloed hebben op de samenstelling van het water in de zuidelijke sprengen. Behalve monsters uit de sprengen zijn 17 monsters genomen uit twee putten van het Landelijk Meetnet Grondwater en de ernaast geplaatste N-putten. Dit zijn de putten LMG378 en LMG380 die naast de Renkumse (spreng 21/22 in Fig.1) en de Soerense beek (spreng 11) zijn gezet. Tussen het grondwater uit LMG378 en uit LMG380 wordt verschil verwacht. LMG378 ligt in een bos, maar op korte afstand zijn maispercelen aanwezig, een weg en verspreide bebouwing. Een belasting van lokale aard zal daar eerder optreden en effect hebben dan bij put LMG380, die in een uitgestrekt bosgebied ligt.

Tussen het grondwater en het sprengwater kan onderscheid worden gemaakt op basis van de verblijftijd in de bodem. Bij de handboringen heeft het grondwater ongeveer een jaar in de bodem doorgebracht. Het grondwater uit de LMG- en N-putten heeft een verblijftijd in de bodem gehad die enkele jaren bedraagt. Van de sprengen voeren de zuidelijke relatief het jongste water af, daar is de gemiddelde verblijftijd in de bodem enkele tientallen jaren geweest. Het zuidoostelijke sprengwater is relatief het oudste water dat deels honderden jaren in de bodem heeft doorgebracht. De atmosferische depositie van diverse stoffen is vooral sinds 1950 toegenomen, zodat eventuele effecten het sterkst zullen zijn in het grondwater en in de zuidelijke sprengen. De gemeten eigenschappen zijn aangegeven in Tabel 1.

Tabel 1 RIVM metingen aan de sprengen en het grondwater van de Veluwe

Q	Afvoer	Ca ²⁺	Calcium	NH ₄ ⁺	Ammonium
T	Temperatuur	Cl ⁻	Chloride	SO ₄ ²⁻	Sulfaat
EC	Electrische geleidbaarheid	Mg ²⁺	Magnesium	NO ₃ ⁻	Nitraat
pH	Zuurgraad	Na ⁺	Natrium	Al	Aluminium
		K ⁺	Kalium	Zn	Zink
				Cd	Cadmium

Zuurgraad en electrische geleidbaarheid zijn in het veld en in het laboratorium gemeten. De concentraties van de isotopen ²H; ³H en ¹⁸O in het water zijn bepaald door het Centrum voor Isotopen Onderzoek (CIO) in Groningen. De concentraties van een groot aantal micro-componenten zijn gemeten door het Nederlands Instituut voor Toegepaste Geowetenschappen (NITG) te Haarlem (Tabel 2). Ze zullen in een apart hoofdstuk worden beschouwd.

Tabel 2 Door het NITG gemeten micro-componenten in sprengen en grondwater

L 7	Lithium	Y 89	Yttrium	Gd 155	Gadolinium
Be 9	Beryllium	Zr 90	Zirconium	Tb 159	Terbium
B 11	Borium	Nb 93	Niobium	Dy 162	Dysprosium
Al 27	Aluminium	Mo 95	Molybdeen	Ho 165	Holmium
Ti 48	Titaan	Ag 107	Zilver	Er 166	Erbium
Cr 52	Chroom	Cd 111/114	Cadmium	Tm 169	Thulium
Mn 55	Mangaan	In 115	Indium	Yb 174	Ytterbium
Fe 56/57	Ijzer	Sn 120	Tin	Lu 175	Lutetium
Co 59	Cobalt	Sb 121	Antimoon	Hf 178	Hafnium
Ni 60	Nikkel	Cs 133	Cesium	Ta 181	Tantalium
Cu 63/65	Koper	Ba 138	Barium	W 184	Wolfram
Zn 64/66	Zink	La 139	Lantaan	Pt 195	Platina
Ga 69	Gallium	Ce 140	Cerium	Au 197	Goud
As 75	Arseen	Pr 141	Preseodymium	Pb 208	Lood
Se 77	Selenium	Nd 146	Neodymium	Bi 209	Bismut
Rb 85	Rubidium	Sm 147	Samarium	Th 232	Thorium
Sr 88	Strontium	Eu 151/153	Europium	U 238	Uranium

De afvoeren van de sprengen zijn op vergelijkbare plaatsen gemeten in 1986 en in 1996. In juni 1986 zijn eenmalig afvoermetingen uitgevoerd met de methode van de instantane zout-injectie volgens WMO (z.j.). In 1996 is bij metingen van maart tot november een methode met drijvertjes (lucifers) en meting van het natte profiel toegepast volgens STOWA (1994) voor de bepaling van de afvoer in een selectie van de sprengen. De afvoer van alle sprengen is gemeten in juni 1996 met drijvertjes en met een Ott-molen (type 01 10.152, no.16751). De vergelijking gaf aan dat de metingen gecorreleerd zijn (Fig.2). De resultaten met de Ottmolen zijn een factor 0.7 lager zijn dan die voor de drijvertjes. De resultaten behaald met drijvertjes zijn steeds met die factor gecorrigeerd omdat verondersteld is dat de metingen met de Ott-molen betrouwbaarder zijn. De onderzochte sprengen zijn opgenomen in Tabel 3.

Tabel 3 De onderzochte sprengen en hun afvoer in 1986 en 1996

nr. in Fig.1	Naam	Afvoer 1986 (m ³ .dag ⁻¹)	Afvoer 1996 (m ³ .dag ⁻¹)
1	Heerderspreng	85	0
2	Heidebeek	40	40
3	Horsthoekerbeek	612	600
4	Tongerense beek	487	616
5	Hartense Molenbeek	1408	2420
7	Koppelsprengen	1104	3420
9	Vrijenbergerspreng	6044	4650
10	Eerbeekse beek	2330	1470
11	Soerense beek	1431	3080
12	Beekhuizer beek	--	95
13	Rozendaalse spreng	3070	690
18	Heelsumse beek	2076	1600
21/22	Renkumse Molenbeek, hoge tak	788	--
20	Renkumse Molenbeek, hoofdbeek	3300	1920

Bij de sprengkoppen zijn geo-electrische metingen gedaan met een ABEM-Terrameter en electro-magnetische met een GEONICS EM-31. Uit de interpretaties volgen indicaties over de opbouw van de bodem. Met de isotoop-bepalingen kunnen uitspraken worden gedaan over de aanvulling van het grondwater en met name over de grootte en de aard van de verdamping.

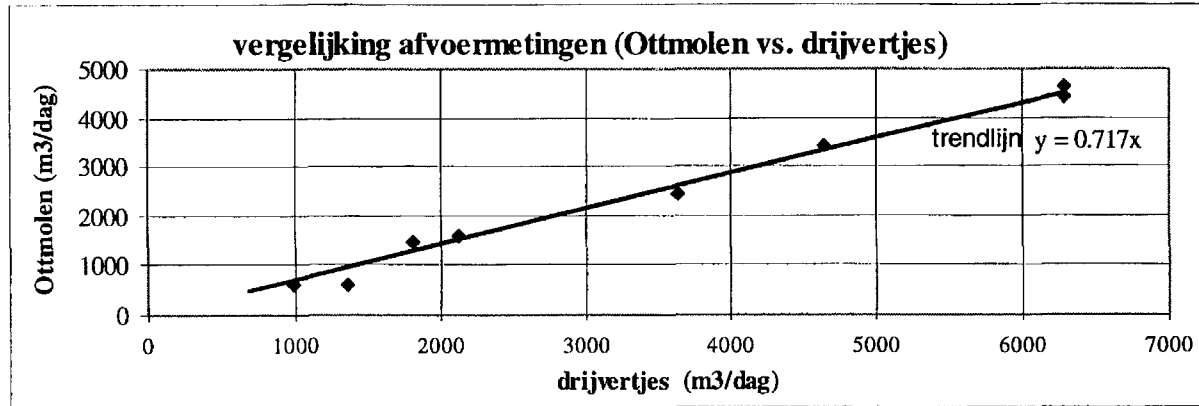


Fig.2 Vergelijking van de verschillende afvoermetingen

2.2 Verschillen tussen veld- en laboratorium bepalingen

De pH-waarden zijn in het veld en in het laboratorium gemeten. In de Fig. 3 en 4 zijn de in het veld en in het laboratorium gemeten waarden opgenomen voor de sprengen en het grondwater van de twee diepe putten.

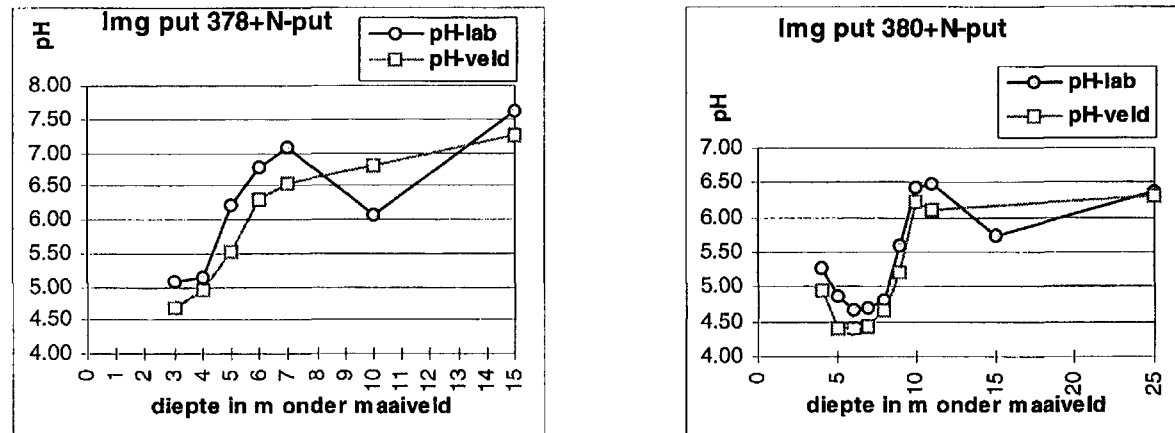


Fig.3 De pH van het bemonsterde grondwater (veld- en laboratorium bepalingen)

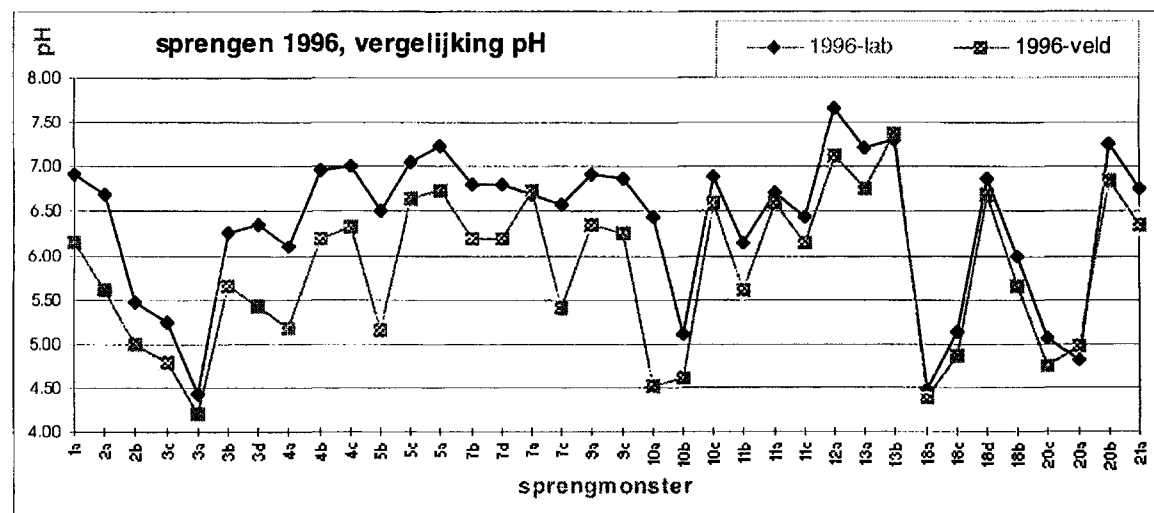


Fig.4 De pH van het bemonsterde sprengwater (veld- en laboratorium bepalingen)

Uit de Fig. 3 en 4 blijkt dat de zuurgraad van het sprengwater en het grondwater een sterke variatie vertoont, van pH=4 tot meer dan pH=7. In het grondwater neemt de pH-waarde in het algemeen toe met de diepte. Blijkbaar is er bovenin de bodem onvoldoende calciumcarbonaat om het aanwezige koolstofdioxide om te zetten. Merkwaardig zijn de lage waarden voor sommige sprengmonsters. De gehele doorstroomde bodem bevat vermoedelijk te weinig CaCO₃. De zuurgraad van het water uit de handboringen varieert ook tussen pH=4 en pH=7. Volgens de Fig. 3 en 4 wijken de in het veld bepaalde pH waarden af van de in het laboratorium gemeten waarden. Uit Fig.4 lijkt het alsof het verschil voor de sprengen afneemt bij hogere nummers van de sprengen. Die indruk wordt nog versterkt als het verschil in de waarden wordt weergegeven (Fig.5). Een afwijking door het gebruik van verschillende instrumenten is vrijwel uitgesloten want de gebruikte meters zijn steeds gecalibreerd aan standaarden. Er moet een andere oorzaak zijn voor de verschillen.

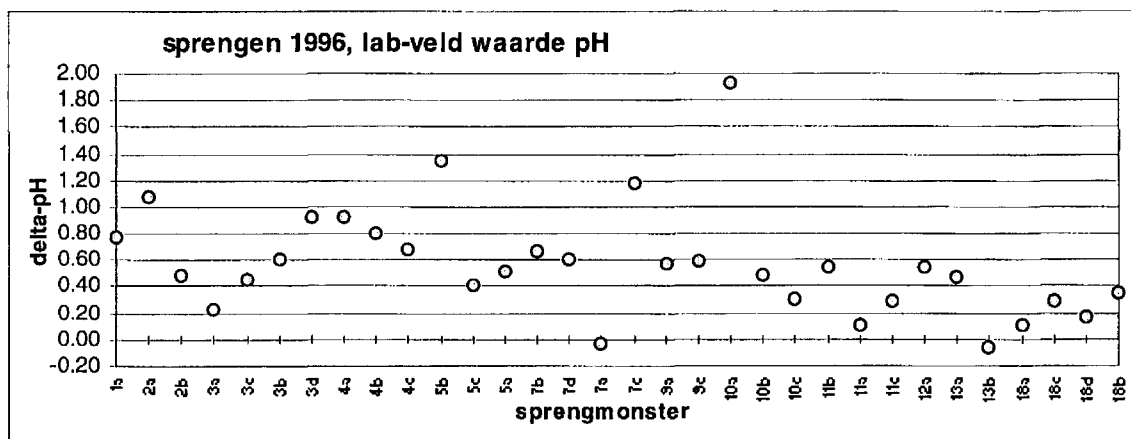


Fig.5 Het verschil tussen de laboratorium- en de veld-bepalingen van de pH

Een mogelijke reden voor de afwijkingen zou kunnen zijn dat de bewaartijd te lang is geweest. De opslagtijd van de monsters is soms langer geweest dan gewenst, maar een periode van zeven dagen is niet overschreden. Indien de verschillen worden uitgezet tegen de bewaartijd (Fig.6) dan blijkt er geen merkbare trend te zijn. De bewaartijd zal waarschijnlijk niet de oorzaak van de verschillen zijn. Een andere mogelijkheid is dat de afwijking een functie is van de absolute waarde van de pH. Uit de monsters zou gasvormig CO₂ kunnen ontwijken waardoor de pH toeneemt. Uit Fig.7 blijkt echter dat de afwijkingen waarschijnlijk geen functie zijn van de waarde van de pH. Wel volgt uit beide figuren dat de gemiddelde afwijking ongeveer 0.5 pH eenheid is en dat is relatief veel omdat de pH een logaritmische grootheid is. Door Reijnders e.a. (1995) zijn lagere gemiddelde verschillen geconstateerd.

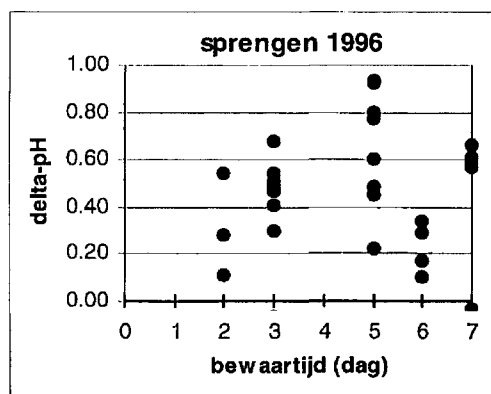


Fig.6 pHverschil als functie van bewaartijd

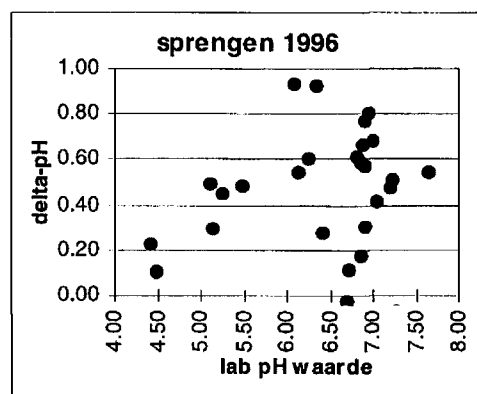


Fig.7 pHverschil als functie van pH-lab

Een eigenschap die mogelijk invloed kan hebben is de temperatuur van de monsters. De noordoostelijke monsters waren vaak iets “warmer “ dan de zuidelijke monsters. Dit komt deels doordat deze sprengen een kleine afvoer hadden, waardoor de buitentemperatuur een grotere invloed heeft gehad op het sprengwater. In Fig.8 zijn de verschillen uitgezet tegen de in het veld gemeten temperatuur. Ook uit deze figuur is geen duidelijk verband af te leiden. De conclusie is dat de temperatuur van het monster waarschijnlijk geen grote invloed heeft gehad.

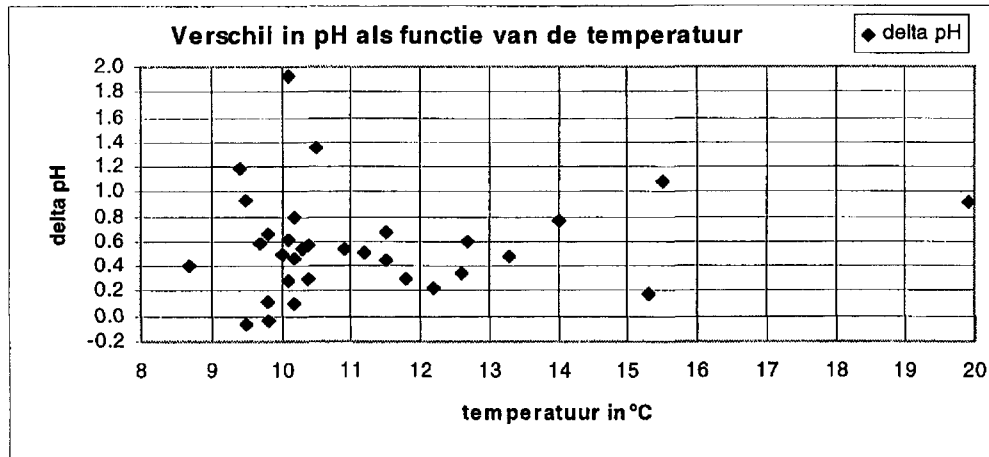


Fig.8 pH-verschil als functie van de monstertemperatuur

Een verklaring voor de verschillen tussen de veld- en laboratorium-metingen van de pH waarde zou kunnen liggen in de wijze van monsterneming. De pH metingen aan de sprengen zijn in 1996 gedaan in de beek zelf. De op dezelfde plaats met een zuigpomp uit de beek gepompte monsters zijn in het veld gefiltreerd. Door het pompen en de filtratie kan de pH veranderen doordat gassen en met name CO_2 , kunnen ontwijken. In 1986 zijn de monsters uit de sprengen niet door pompen genomen. De afwijkingen tussen laboratorium en veld-metingen hadden ook toen een grootte van maximaal ongeveer 0.5 pH eenheid maar waren gemiddeld bijna nul. Voor de pH bepalingen en voor de filtratie van monsters uit de N-putten is het water in 1996 eveneens opgepompt met een zuigpomp. De verschillen tussen de veld-metingen en de bepalingen in het laboratorium hebben in die gevallen ook een orde van grootte van 0.5 pH eenheid (Fig.3). De monsters uit de LMG-filters (op 10, 15 en 25 m in Fig.3) zijn door een slangen-(zuig)pomp uit de put gezogen, terwijl de meting van de pH “in situ” is gedaan in het filter zelf met behulp van een sonde aan een lange kabel. De verschillen tussen de veld-metingen en de bepalingen aan de monsters in het laboratorium van de pH in 1996 bij de LMG-putten zijn minder groot dan de afwijkingen bij de waarnemingen uit de N-filters en uit de sprengen. Alles overziend zal de manier van monsterneming (al of niet door zuigpompen en daarna al of niet filtratie) waarschijnlijk de bepalende factor zijn bij de verschillen tussen de veld- en de laboratorium bepalingen.

Overigens blijken er ook verschillen aanwezig zijn tussen de metingen in het veld en in het laboratorium van de geleidbaarheid (Fig.9). De waarden in het veld zijn ca. 10% hoger dan de waarden die in het laboratorium zijn bepaald. Dit is een aanwijzing dat de verschillen worden veroorzaakt door het ontwijken van gassen, waaronder CO₂, zodat het kalk-koolzuur evenwicht verschuift in de zin dat CaCO₃ neerslaat en Ca²⁺ en HCO₃⁻ uit de oplossing verdwijnen tijdens en na de monsterneming. De waargenomen verschillen tussen de veld- en de laboratorium metingen voor pH en EC zijn in dit opzicht consistent.

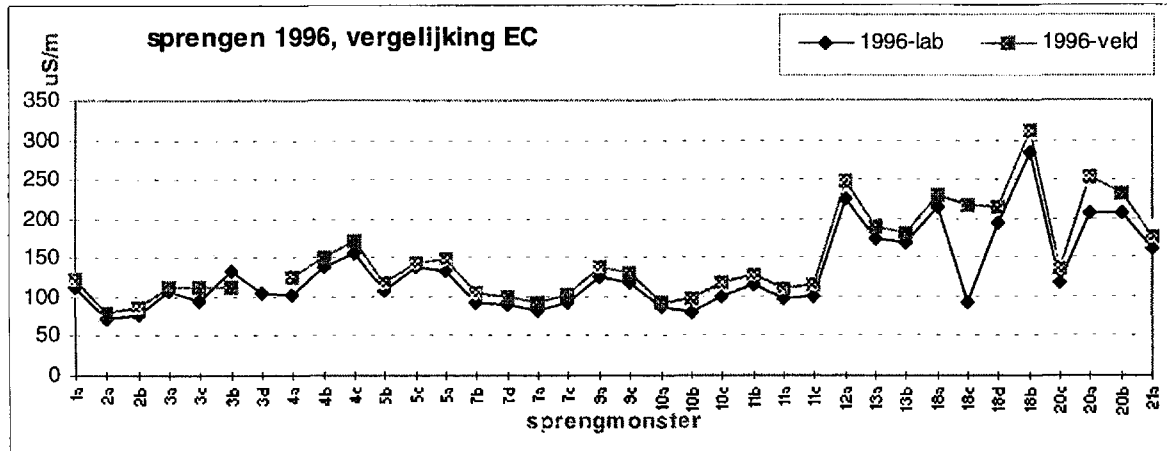


Fig.9 Geleidbaarheid van het bemonsterde sprengwater (veld- en laboratorium bepalingen)

3. De aard van de bodem

3.1 Geologie

In alle gevallen bestaat de door de sprengen doorstroomde bodem overwegend uit Midden- en Onder-Pleistocene zandlagen (RGD, 1970). De sprengen in het noordoosten ontwateren een pakket dat ongeveer tot een diepte van 60 m reikt, zodat vooral de zuidelijke Formaties van Urk en Sterksel worden doorstroomd. Maar ook andere geologische formaties kunnen aanwezig zijn. De heuvels van de oostelijke Veluwe bestaan overwegend uit zandlagen die tot een diepte van vaak ongeveer 100 m onder NAP zijn opgestuwd door het landijs in de Saale periode. De zuidoostelijke sprengen ontwateren een dieper pakket, waarschijnlijk heeft een deel van het sprengwater de oostelijke Formaties van Enschede en Harderwijk doorstroomd. De sprengen aan de zuidzijde ontvangen water uit de stuwwal van Arnhem waarvan de toplagen bestaan uit zuidelijke Formaties (Sterksel) en verder ook uit het Sandr bekken van de zuidelijke Veluwe dat gevuld is met afspoelingsmateriaal van diverse aard. Bij de hand-boringen en de diepere boringen kunnen de bovenste meters bestaan uit dekzand van de Formatie van Twente. LMG380 ligt in de dalopvulling van het dal van de Soerense beek, waarin zelfs organisch materiaal is afgezet. LMG378 is geplaatst in de flank van de stuwwal van Ede-Wageningen, de bovenste meter bestaat nog uit dekzand maar daaronder zijn verstuwde lagen van het midden-Pleistoceen aanwezig. Erg duidelijke verschillen zijn dus niet aanwezig in de geologie van de lagen waardoor het grondwater heeft gestroomd.

3.2 Geofysica

Voor de stroming van het grondwater dat door de sprengen wordt afgevoerd is het van belang om de eigenschappen van het watervoerende pakket (de aquifer) te kennen. In het algemeen is bekend dat de aquifers van de Veluwe freatisch zijn en tot een diepte van tientallen meters reiken. Bij de interpretatie van de tritium-metingen en een nadere uitwerking is het echter noodzakelijk om de basis van de aquifer relatief nauwkeurig te weten. Daarom is in 1986 bij iedere sprengkop een geo-elektrische meting (VES) uitgevoerd. De interpretatie van metingen voor verschillende delen van de Veluwe is weergegeven in de Figuren 10, 11 en 12. In het noordoostelijke gebied (zie Fig.10) blijkt steeds een kleilaag aanwezig te zijn op een diepte van ongeveer NAP-60 m. Bij de noordoostelijke sprengen zijn in 1996 opnieuw metingen gedaan, die de eerdere resultaten bevestigden. Deze kleilaag is opgevat als de basis van de stroming van het grondwater naar de sprengen. In de aquifer daaronder zal het grondwater onder de sprengen doorgaan en verder naar het oosten stromen. In de zone tussen Apeldoorn en Laag-Soeren is een dik zandig pakket aangetroffen (zie Fig.11) dat niet is verdeeld door ingeschakelde kleilagen. De bodem van de zuidelijke Veluwezoom is relatief complex. Bij de kop van de Heelsumse beek is op een diepte van 20-25 m een kleilaag geïnterpreteerd (zie Fig.12). Aangenomen is dat deze laag de basis is van de stroming naar de sprengen.

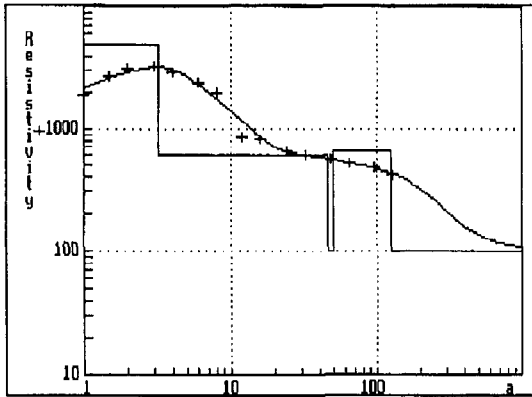


Fig.10 VES Heidebeek (nr.2)

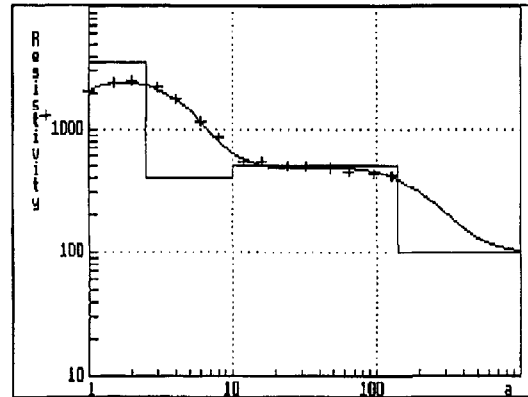


Fig.11 VES Koppelsprengen (nr.7)

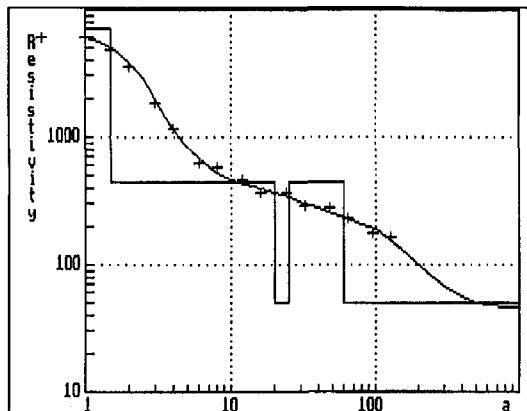


Fig.12 VES Heelsumse beek (nr.18)

De voor de hydrologie van de stroming naar de sprengen aangehouden diepten van de basis van de stroming zijn gebaseerd op de interpretatie van de VES. Hierbij moet worden bedacht dat het intrekgebied van de sprengen veel groter is dan de naaste omgeving van de kop en bovendien dat het grondwaterpeil stroomopwaarts hoger ligt. Daarnaast is gebruik gemaakt van algemene kennis van de hydrogeologie van de Veluwe (Meinardi, 1994). De volgende waarden zijn aangehouden voor de diepten van de basis:

Heerderspreng, Beekhuizer beek, Kasteel Rozendaal:	100 m
Overige noordoostelijke sprengen:	60 m
Alle zuidoostelijke sprengen:	140 m
Overige zuidelijke sprengen:	35 m

Behalve geo-electrisch onderzoek is in 1986 bij sommige sprengen ook electromagnetisch onderzoek uitgevoerd met een GEONICS EM-31. In veel gevallen leverde dat geen resultaten op doordat het grondwater te diep onder maaiveld stond. Waar wel een kaartbeeld kon worden gemaakt van de omgeving van de sprengkoppen, leek het erop alsof de koppen waren gegraven tot juist bovenstrooms van een slechter doorlatende zone, zodat het grondwater lokaal enigszins wordt opgestuwd. Op de EM31-metingen zal verder niet worden ingegaan vanwege het incidentele karakter van de bepalingen.

4. Hydrologie

4.1 Aanvulling van het grondwater

Een fysisch proces waaraan stoffen onderhevig zijn als ze vanuit een belasting aan maaienveld met het water van de neerslag (P , in mm.a^{-1}) naar de bodem percoleren is indamping doordat evapotranspiratie (=verdamping E , in mm.a^{-1}) optreedt. Bos en heide hebben verschillende indampfactoren doordat de verdamping van bos (E_f) groter is dan die van heide (E_h). Deze waarden volgen uit de referentie gewasverdamping (E_r), die door het KNMI wordt afgeleid uit meteorologische gegevens (Meinardi, 1994). Voor de heuvels van de Veluwe is het neerslagoverschot gelijk aan de aanvulling van het grondwater. Het neerslag-overschot ($I=P-E$, mm.a^{-1}) bepaalt de verdunning van de concentraties en de indampfactor die gelijk is aan $P/(P-E)$. Deze factor speelt een rol bij de handboringen die deels in bos en deels in open terrein (heide) zijn gezet en bij de sprengen die een mengsel van grondwater afvoeren dat tijdens de infiltratie onderhevig is geweest aan verdamping uit beide typen gebieden. De verhouding in het mengsel bepaalt de samenstelling van het water. Neerslag en verdamping van het grondwater en van het sprenghwater zijn onderzocht met behulp van de concentraties aan de natuurlijke isotopen van waterstof en zuurstof in het bemonsterde water. De stabiele isotopen ^2H (deuterium) en ^{18}O zijn gebruikt en ook het radio-actieve isotoop ^3H (tritium).

4.2 Stabiele isotopen van waterstof en zuurstof

In het grondwater en in monsters uit de sprengen zijn de stabiele isotopen ^2H en ^{18}O bepaald. De gevonden waarden zijn daarna vergeleken met waarden in de neerslag. De waarden in de neerslag gehoorzamen aan het verband van de Meteoric Water Line (MWL):

$$(^2\text{H}) = 8 * (^{18}\text{O}) + 10$$

waarin:

(^2H) = de concentratie van ^2H in promille t.o.v. Standard Mean Ocean Water (SMOW);

(^{18}O) = de concentratie van ^{18}O in promille t.o.v. Standard Mean Ocean Water (SMOW);

Waarden voor grondwater dat tijdens de infiltratie naar de bodem uitsluitend onder invloed heeft gestaan van verdamping door de transpiratie van planten blijken vaak te voldoen aan het verband van de MWL (Mook, 1989). In gevallen waarin het grondwater echter onderhevig is geweest aan verdamping vanuit open water geldt een ander verband. Tijdens de open water verdamping treedt een fractionering op waardoor beide concentraties worden aangerijkt volgens een verband met een helling 5, dus:

$$(^2\text{H}) = 5 * (^{18}\text{O}) + C$$

De constante C heeft een waarde die volgt uit de waarden in het water dat als uitgangspunt voor de open water verdamping heeft gediend. Voor neerslag van de Veluwe zal dat punt liggen bij $(^{18}\text{O}) = -7.7$ (SMOW), met als consequentie dat $C = -12.5$ (^2H) tov SMOW). Een vorm van open water verdamping is de verdamping van (interceptie)-water dat door de vegetatie is ingevangen. De handboringen zijn deels in open terrein gezet en deels in bos. Voor bos wordt aangehouden dat interceptie door boomkruinen een belangrijke rol speelt. In Fig.13 zijn de waarden uitgezet voor monsters uit de handboringen. Het blijkt dat ze voor open terrein en voor bos grotendeels onder de MWL lijn liggen. Een lijn met helling 5 is bepaald voor bos is die de trend in de waarden volgt. Erg duidelijk is het verband echter niet

en dat geldt zeker voor de waarden van monsters uit open terrein. De bepalingen van de stabiele isotopen geven dus wel aanwijzingen dat inderdaad verdamping vanuit interceptie-water kan optreden, zowel voor bos als voor open terrein. Het is echter niet mogelijk om dat nader uit te werken, zodat de hoeveelheid (interceptie-) water die vanuit de vegetatie verdampt hiermee niet kan worden bepaald.

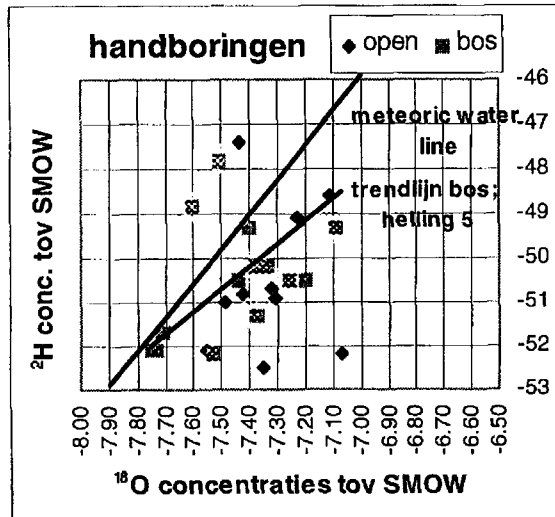


Fig.13 Stabiele isotopen in de handboringen

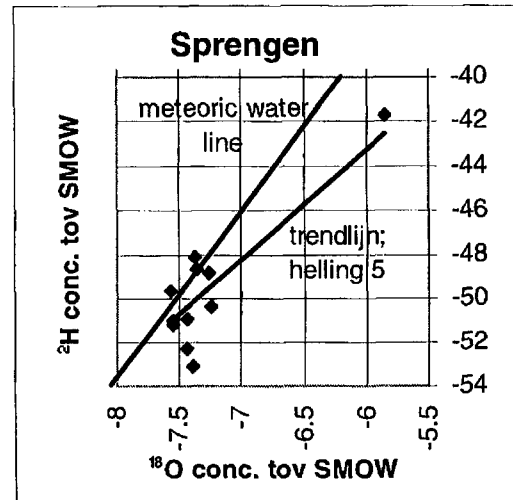


Fig.14 Stabiele isotopen in de sprengen

Behalve in het grondwater zijn ook waarden bepaald van de stabiele isotopen in sprenghwater. Dezelfde bewerking is toegepast. Het meest rechtse punt in Fig.14 vertegenwoordigt sprengh 1, waarin het water niet stroomde bij de monsterneming, zodat een invloed van open water verdamping zeer waarschijnlijk is. Dezelfde conclusies gelden als voor het grondwater: Het optreden van open water verdamping is niet uitgesloten en zelfs waarschijnlijk, maar de grootte ervan kan niet nader worden bepaald.

4.3 Tritium-metingen in het grondwater

De verblijftijden in de bodem van het grondwater zijn bepaald met behulp van metingen van de tritium (^3H) concentraties. De interpretaties van de metingen te Renkum (LMG378 en N-put) en te Laag-Soeren (LMG380 en N-put) zijn gedaan volgens (Meinardi, 1994). Concentraties in het grondwater worden daarbij vergeleken met de concentraties in de neerslag, afgeleid van de in Groningen gemeten waarden. Een regionale factor f geeft de verhouding aan tussen de gemiddelde ^3H concentraties in de neerslag op de meetlocatie en die te Groningen. Voor heel Nederland is deze factor gegeven in (Meinardi, 1994). In 1996 zijn metingen gedaan aan het grondwater van de LMG-putten 378 en 380 en de N-putten ernaast. De resultaten en een interpretatie zijn weergegeven in de Fig. 15 en 16.

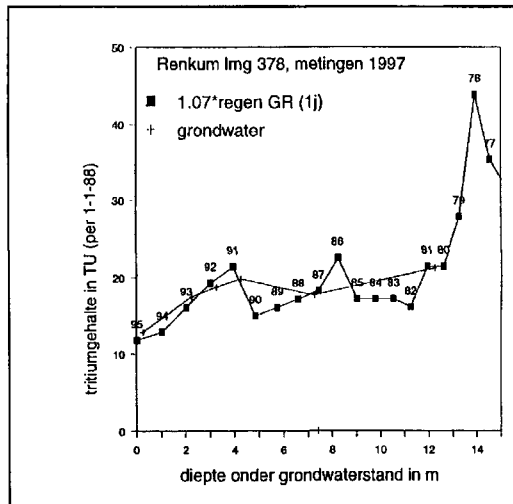


Fig.15 Interpretatie metingen LMG378

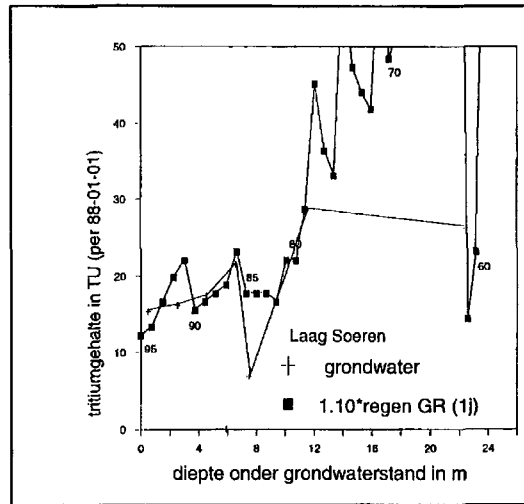


Fig.16 Interpretatie metingen LMG380

Renkum: Voor $D=35$ m (dikte aquifer) en een grondwaterstand van 2.5 m onder maaiveld (gws=mv-2.5 m) is gevonden (Fig.15): De regionale factor is $f=1.07$ en $I/p=1.04 \text{ m.a}^{-1}$, dus is de aanvulling van het grondwater $I=365 \text{ mm.a}^{-1}$, voor $p=0.35$ (porositeit). Bij een gemiddelde neerslag van $P=850 \text{ mm.a}^{-1}$, bedraagt de werkelijke verdamping $E_a=485 \text{ mm.a}^{-1}$. De verhouding E_a/E_r is in dit geval $r=0.92$. E_r is de KNMI referentie-gewasverdamping. De waarde van E_a is minder dan werd verwacht voor bos op de Veluwe. De waarde komt overeen met akkerbouw. Bovenstrooms van de put liggen maisvelden op een afstand van 50 m.

Laag-Soeren: $D=95$ m en gws=mv-3.5 m levert op (Fig.16): $f=1.10$ en $I/p=0.76 \text{ m.a}^{-1}$, dus voor $p=0.35$ is $I=265 \text{ mm.a}^{-1}$. Bij een gemiddelde neerslag van $P=850 \text{ mm.a}^{-1}$ is de werkelijke verdamping $E_a=585 \text{ mm.a}^{-1}$. De verhouding E_a/E_r is $r=1.12$. De verdamping is minder dan is gevonden voor puur naaldbos op de Veluwe, maar komt wel overeen met een gemengd bos met veel open plekken, zoals op de onderzochte lokatie.

De regionale factoren komen overeen met metingen in de neerslag van Groningen en de Veluwe. De interpretatie van de in 1996 uitgevoerde tritium-metingen in het grondwater stemt overeen met de resultaten van 1986. Voor de bewerking van de waarnemingen in 1996 is het dus mogelijk om de waarden te gebruiken die in 1986 zijn vastgesteld voor de gemiddelden van de aanvulling van het grondwater van de Veluwe. Op basis van het onderzoek in 1986, aangevuld met dat in 1996, zijn de volgende waarden aangehouden (h=heide; f=bos):

Noord gem.: $P=875 \text{ mm.a}^{-1}$; $E_h=500 \text{ mm.a}^{-1}$; $E_f=660 \text{ mm.a}^{-1}$; $P/(P-E_h)=2.33$; $P/(P-E_f)=4.07$
 Zuid gem.: $P=900 \text{ mm.a}^{-1}$; $E_h=550 \text{ mm.a}^{-1}$; $E_f=660 \text{ mm.a}^{-1}$; $P/(P-E_h)=2.57$; $P/(P-E_f)=3.75$
 jaar 1995: $P=925 \text{ mm.a}^{-1}$; $E_h=550 \text{ mm.a}^{-1}$; $E_f=660 \text{ mm.a}^{-1}$; $P/(P-E_h)=2.47$; $P/(P-E_f)=3.49$

De voor Noord en Zuid aangegeven waarden zijn langjarige gemiddelden die de samenstelling van de sprengen en het diepere grondwater bepalen. Voor de handboringen gelden grofweg de waarden uit het jaar voorafgaand aan de bemonstering. Het jaar 1995 komt bij benadering overeen met een gemiddeld jaar, maar is iets natter geweest.

4.4 De afvoer van de sprengen

Bij het onderzoek in 1986 is uitgegaan van de veronderstelling dat de afvoer van de sprengen relatief constant is in de tijd, niet alleen gedurende de seizoenen, maar ook in de loop der jaren. Die aanname is gebaseerd op Moerman (1934) en op een samenvatting van onderzoek aan de sprengen in Romijn (1974). De bepalingen van de intrekgebieden en de verdelingen van de verblijftijden in de bodem zijn daarom uitgewerkt op basis van een eenmalige meting

van de afvoer in juni 1986 met de zout-injectie methode. Tijdens het veldwerk in 1996 is de afvoer van 8 geselecteerde sprengen met tussenpozen gemeten gedurende een half jaar (Meinardi e.a., 1998). De metingen zijn gedaan met drijvers (luciferhoutjes) en een bepaling van het natte profiel en zijn daardoor niet erg nauwkeurig. Tijdens het veldwerk van juni 1996 zijn een aantal metingen vergeleken met bepalingen met behulp van een Ott-meter en op enkele plaatsen waar dat mogelijk was met volumetrische metingen (het opvangen van de afvoer in een maatbeker). Het verband tussen de waarden bleek relatief eenvoudig te zijn (zie hoofdstuk 2.1). De afvoer had voor veel sprengen (Tabel 3) in juni 1996 dezelfde orde van grootte als in juni 1986. Uit Fig.17 volgt bovendien dat de afvoer van de sprengen tijdens de verschillende seizoenen relatief constant is. Spreng 1 voert geen water af na mei en dat is ook het geval met spreng 21 na september 1996; dat laatste is echter verklaarbaar doordat bovenstrooms werkzaamheden werden uitgevoerd aan de beek.

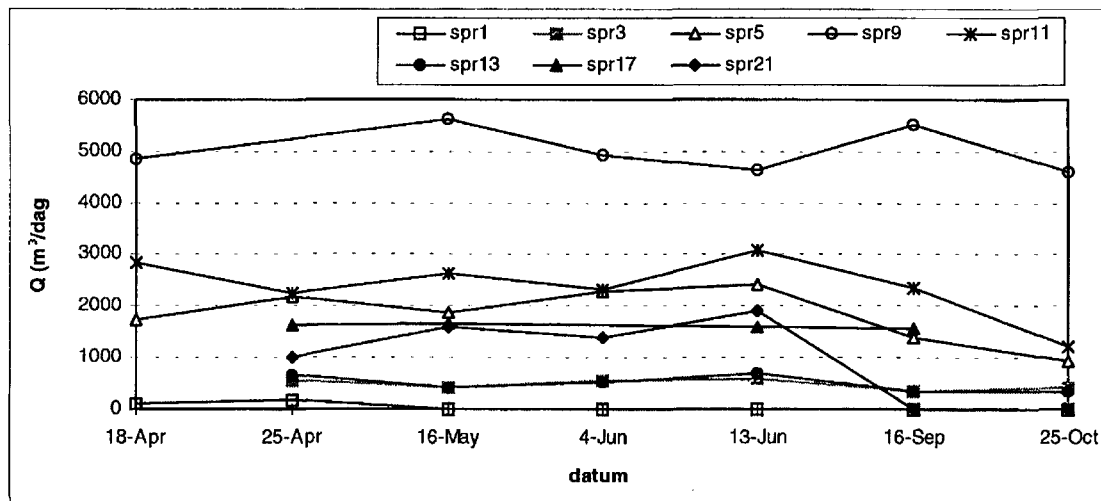


Fig.17 De afvoer van 8 sprengen gedurende 1996

Ook zijn gegevens bewerkt van het Zuiveringschap Veluwe dat in 1985-1995 de afvoer van de Vrijenbergerspreng regelmatig heeft bepaald (met behulp van peilmetingen en een Q-h kromme). Deze afvoer is weergegeven in Fig.18, met uitzondering van de jaren 1994 en 1995 waarvan de metingen minder betrouwbaar zijn. Uit Fig.18 blijkt dat de afvoer gedurende meerdere jaren relatief constant is.

De veronderstelling dat de afvoer van de sprengen betrekkelijk constant is in de tijd, zowel gedurende de seizoenen als over meerdere jaren, wordt dus ondersteund door de beschikbare metingen.

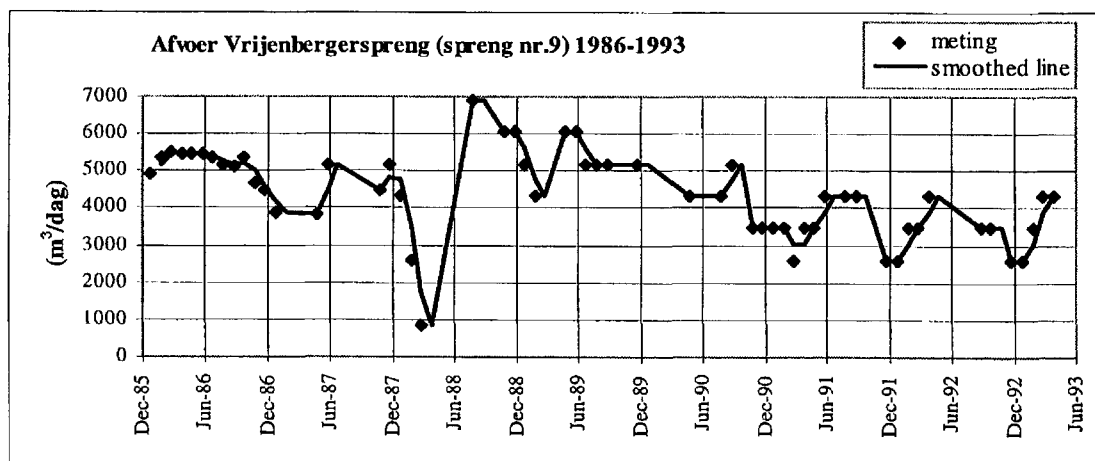


Fig.18 De afvoer van de Vrijenbergerspreng (nr.9) over 1985-1993

4.5 Verblijftijden in de bodem van de sprengmonsters

De sprengen voeren een mengsel af van water met verschillende verblijftijden in de bodem. Voor de in 1986 uitgevoerde metingen was per monster een verdeling van de verblijftijden geschat op basis van de tritium (^3H) concentratie (Meinardi, 1994). De sprengen zijn daartoe in groepen ingedeeld. Per groep is van alle metingen in de ertoe behorende sprengen een gemiddelde waarde van de ^3H concentratie bepaald. Voor monsters met waarden lager dan het gemiddelde is aangenomen dat het sprengwater vooral uit de diepere lagen komt van de aquifer, waar de tritium-concentraties vrijwel nul zijn, met een aanvulling van ondiep (jong) water die juist voldoende is om de gemeten waarde te verklaren. Tritium-waarden hoger dan het gemiddelde zijn afkomstig van ondiep water met een zodanige aanvulling van (oud) dieper water dat de berekende waarde weer overeenstemt met de gemeten waarde. Op die manier konden in 1986 voor ieder monster de verdeling van de verblijftijden van het bemonsterde water en de plaats van herkomst worden geschat. Hoe ouder het water, hoe verder het weg komt. Een nadere analyse van de intrekgebieden van de sprengen met behulp van oude en nieuwe topografische kaarten gaf een indicatie van de aard van de vegetatie (bos en heide). Het aantal metingen in 1996 was te gering om de procedure te herhalen maar in veel gevallen is op dezelfde plaats bemonsterd, waardoor een vergelijking mogelijk werd.

Als de voor 1986 bepaalde verdeling ook in 1996 geldig zou zijn, dan is het mogelijk om de ^3H concentraties in 1996 te berekenen op basis van de gehalten in de neerslag. Voor 1996 zijn de volgende categorieën gemaakt voor de verdeling van de verblijftijden in de bodem:

- | | |
|----------------------------------|--------------------------------|
| minder dan 10 jaar (<10a); | tussen 10 en 40 jaar (10-40a); |
| tussen 40 en 100 jaar (40-100a); | ouder dan 100 jaar (>100a) |

Voor verblijftijden van minder dan 40 jaar zijn gemiddelde ^3H concentraties in de neerslag bekend en voor ouder water mag worden aangenomen dat de resulterende concentraties circa nul zullen zijn. Met behulp van de voor 1986 geschatte verdeling is de in 1996 verwachte ^3H concentratie berekend. Op 8 van de 11 plaatsen waar metingen zijn gedaan in 1996 bleken ze relatief goed overeen te komen met de berekening (Fig.19). Aangehouden is dat de verdeling dezelfde is gebleven voor plaatsen waar in 1996 geen tritium-concentratie is bepaald. Voor plaatsen waar metingen zijn gedaan is de verdeling aangepast aan de nieuwe waarden. De voor 1996 aangehouden indeling voor de oostelijke sprengen is weergegeven in Tabel 4. Voor elke ouderdoms-categorie is in Tabel 4 ook de op basis van het onderzoek in 1986 geschatte verdeling over de twee vegetatie-typen bos en heide (open terrein) aangegeven.

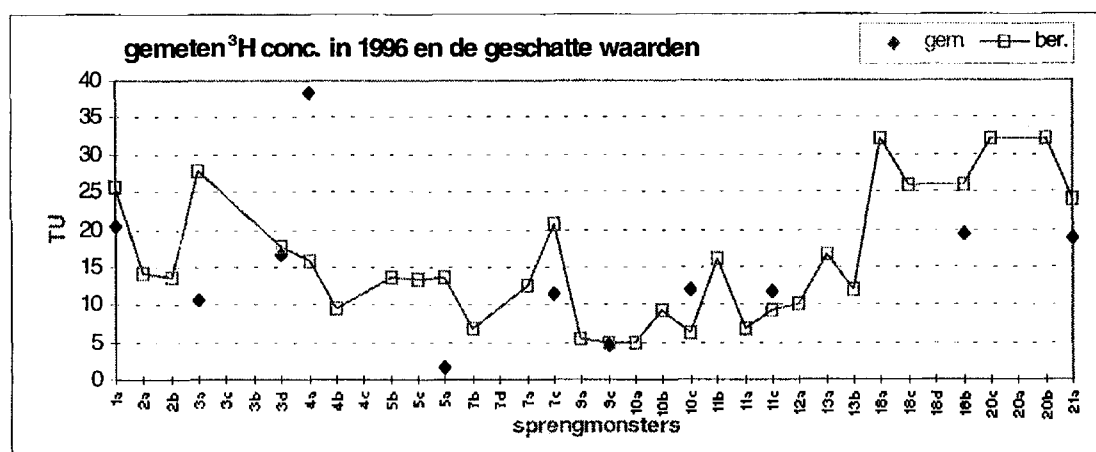


Fig.19 In 1996 gemeten ^3H concentraties en berekende waarden voor de 1986 verdeling

Tabel 4 Verblijftijden in de bodem en de aard van het intrekgebied

monster no.	<10a;	<10a;	10-40a;	10-40a;	40-100a;	40-100a;	>100a;
	bos	hei	bos	hei	bos	hei	hei
1a	0.05	0.10	0.32	0.07	0.31	0.15	0.00
2a	0.01	0.00	0.15	0.16	0.18	0.18	0.32
2b	0.07	0.00	0.14	0.15	0.17	0.17	0.30
3a	0.00	0.00	0.22	0.05	0.20	0.19	0.34
3c	0.24	0.00	0.46	0.11	0.10	0.09	0.00
3b	0.16	0.00	0.28	0.08	0.22	0.21	0.05
3d	0.14	0.00	0.25	0.07	0.20	0.19	0.15
4a	0.14	0.00	0.25	0.07	0.22	0.15	0.17
4b	0.00	0.00	0.16	0.05	0.25	0.16	0.38
4c	0.14	0.00	0.25	0.07	0.22	0.15	0.17
5b	0.04	0.01	0.29	0.00	0.25	0.10	0.31
5c	0.10	0.02	0.27	0.00	0.24	0.08	0.29
5a	0.00	0.00	0.05	0.00	0.35	0.15	0.45
7b	0.08	0.00	0.21	0.00	0.26	0.07	0.38
7d	0.08	0.00	0.21	0.00	0.26	0.07	0.38
7a	0.05	0.00	0.15	0.00	0.24	0.06	0.50
7c	0.08	0.00	0.23	0.00	0.28	0.07	0.34
9a	0.00	0.00	0.13	0.00	0.16	0.08	0.63
9c	0.00	0.00	0.13	0.00	0.16	0.08	0.63
10a	0.04	0.03	0.04	0.15	0.07	0.23	0.44
10b	0.04	0.03	0.04	0.15	0.07	0.23	0.44
10c	0.05	0.04	0.06	0.18	0.09	0.29	0.29
11b	0.06	0.06	0.26	0.07	0.27	0.27	0.01
11a	0.02	0.03	0.11	0.03	0.11	0.11	0.59
11c	0.04	0.05	0.13	0.12	0.19	0.19	0.28

4.6 Veranderingen in de chloride-concentraties

De veronderstelling dat de verdeling van de verblijftijden van het water voor monsters uit de sprengen dezelfde is gebleven van 1986 tot 1996 wordt ondersteund door de waarden voor de chloride-concentraties die zijn bepaald. Naar verwachting is de atmosferische depositie van chloride vrijwel constant in de tijd. Aangezien de plaatsen waar de monsters zijn genomen bij benadering dezelfde is, werden ook dezelfde concentraties verwacht. Volgens Fig.20 is er inderdaad een goede overeenstemming tussen de waarnemingen in beide jaren in de oostelijke sprengen. Dit ondersteunt de veronderstellingen die aan Tabel 4 ten grondslag liggen.

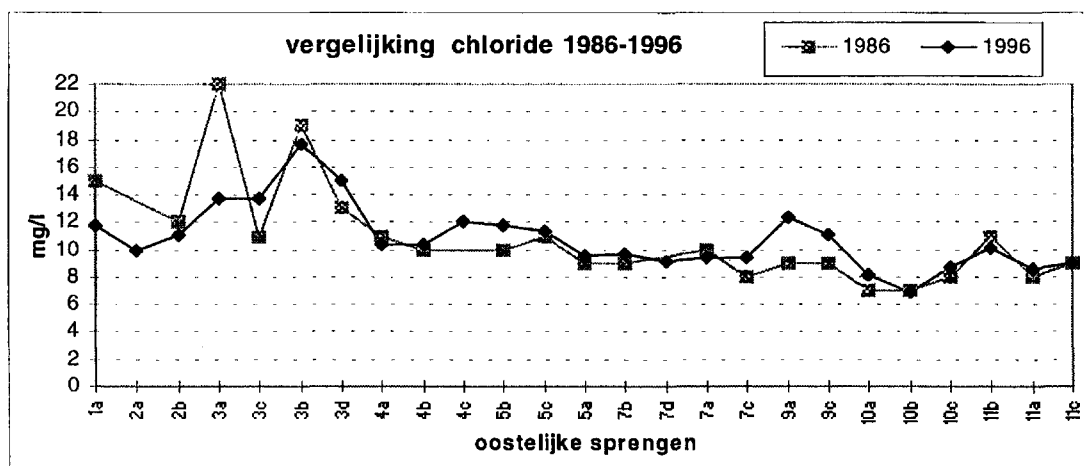


Fig.20 Het verschil over 1986-1996 in chloride-concentratie op dezelfde plaatsen

Het water dat bemonsterd is in de oostelijke sprengen heeft vooral onder invloed gestaan van een constante atmosferische depositie in de intrekgebieden en een variabele indamp-factor. Met de waarden voor de depositie van 3.5 mg.l^{-1} in het noorden en 2.5 mg.l^{-1} in het zuiden (Meinardi, 1994) is het mogelijk de concentraties in de monsters te berekenen met behulp van Tabel 4. Vergelijking met de gemeten waarden levert een goede overeenstemming op (Fig.21). Bij de sprengen 3 en 9 spelen (aanwijsbare) lokale belastingen vermoedelijk een rol.

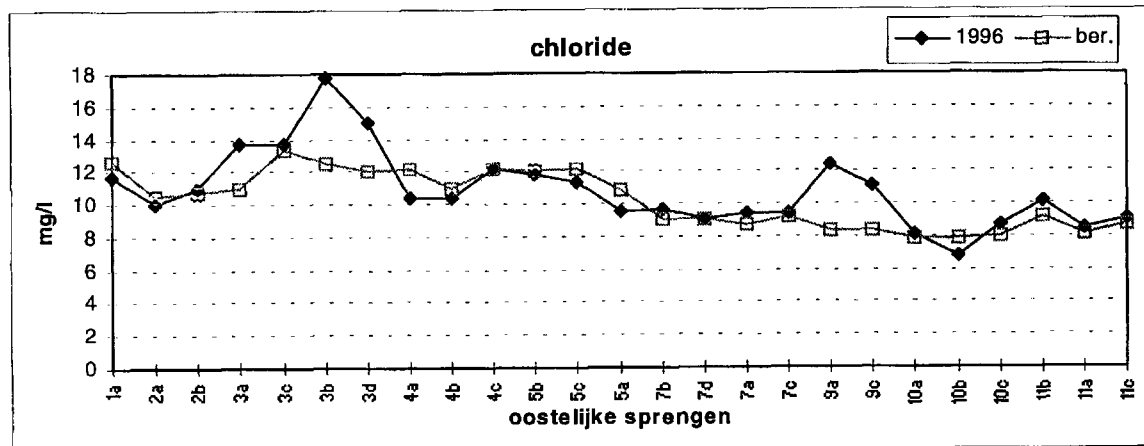


Fig.21 De vergelijking van gemeten en berekende waarden voor de oostelijke sprengen

Voor de zuidelijke sprengen kan niet zonder meer eenzelfde vergelijking worden gemaakt tussen de gemeten en de berekende concentraties. De waarden voor de zuidelijke Veluwe liggen systematisch hoger dan verwacht werd op basis van de resultaten voor de oostelijke sprengen. De waarde van de atmosferische depositie in het zuiden moet tot 4.6 mg.l^{-1} worden verhoogd om na indamping de concentraties aan chloride in het grondwater en in de sprengen van de zuidelijke Veluwe te verkrijgen. De vergelijking is afgebeeld in Fig.22, waarin ook het resultaat voor 11c (Soerense beek) is opgenomen die met de eerdergenoemde lagere waarde voor de atmosferische depositie (2.5 mg.l^{-1}) is berekend. De oorzaak van de verhoogde atmosferische depositie is vooralsnog onbekend. De overeenstemming tussen gemeten en berekende waarden is relatief goed, zodat het waarschijnlijk is dat het inderdaad gaat om een verhoging van de atmosferische depositie op de zuidelijke Veluwe. De lokale industrieën (papierfabrieken?) zouden daarvan de bron kunnen zijn. Bij de zuidelijke sprengen zijn verder de gemeten waarden voor monsters uit de Heelsumse beek (18a,b,d) hoger dan de berekende waarden, blijkbaar speelt een extra belasting van lokale aard hierbij een rol. Op een geringe afstand bovenstrooms ligt een drukke weg (wegenzout) en is bebouwing aanwezig.

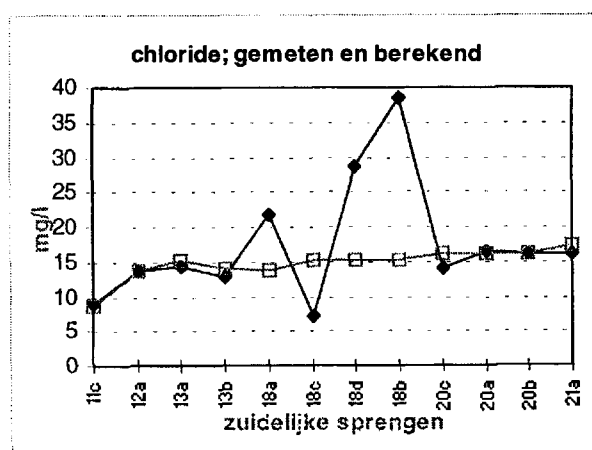


Fig.22 De zuidelijke sprengen

Het grondwater uit de LMG-putten en de ernaast gelegen N-putten is weergegeven in Figs.23 en 24. De concentraties in het ondiepe, maar ook in het diepste filter van LMG378 zijn vergelijkbaar met de waarden zoals die uit de (verhoogde) atmosferische depositie volgen (zie ook Fig.22). In de filters op tussengelegen diepten zijn de concentraties hoger, waarschijnlijk als gevolg van het bovenstrooms gelegen maisperceel. In put LMG380 zijn overwegend lage concentraties gemeten, die overeenkomen met de waarde van de atmosferische depositie zoals die voor de zuidoostelijke sprengen is aangenomen.

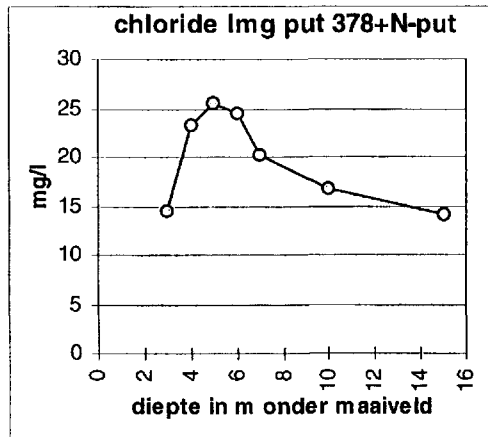


Fig.23 Cl⁻-concentratie in LMG378

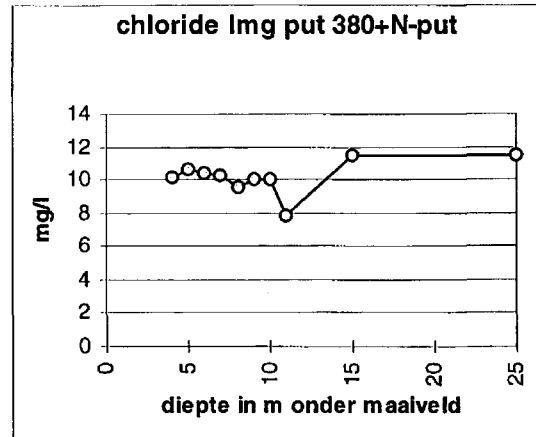


Fig.24 Cl⁻-concentratie in LMG380

De gemiddelde resultaten van de monsters uit de handboringen zijn hierna weergegeven voor de verschillende typen van de vegetatie rond de boring. Met behulp van de eerder gegeven waarden voor de indamp-factoren kan de veronderstelde atmosferische depositie worden berekend:

spreng 5: bos	12.6 mg.l ⁻¹ ;	open terrein	9.1 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep.	3.6 mg.l ⁻¹ ;
spreng 11: bos	9.2 mg.l ⁻¹ ;	open terrein	9.2 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep.	3.1 mg.l ⁻¹ ;
spreng 18: bos	20.5 mg.l ⁻¹ ;	open terrein	9.7 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep.	4.9 mg.l ⁻¹ ;

De chloride-concentraties van monsters uit de handboringen hebben een geringe spreiding. De berekende waarden voor de atmosferische depositie komen relatief goed overeen met de eerder genoemde waarden voor de atmosferische depositie in de verschillende delen van de Veluwe.

5. Hydrochemie van de hoofdcomponenten

5.1 Algemeen

De samenstelling van het grondwater en dus ook van het sprengwater kan behalve door de atmosferische depositie ook worden beïnvloed door het in oplossing gaan van mineralen uit de bodem en soms door het neerslaan van opgeloste verbindingen. Een proces dat een rol kan spelen is het in oplossing gaan van carbonaten onder invloed van de zuurgraad van het water. Het in de bodem percolerende water zal relatief zuur zijn. Door het in oplossing gaan van CaCO_3 zal de zuurgraad afnemen en zullen de concentraties aan Ca^{2+} en Mg^{2+} toenemen. Dit proces zal leiden tot hogere concentraties van deze ionen dan zou volgen uit alleen het effect van indamping op de atmosferische depositie. Om een oplossing vanuit de bodem te kwantificeren is het dus nodig om over relatief nauwkeurige waarden voor de atmosferische depositie te beschikken, ook in het verleden. Metingen aan de samenstelling van de neerslag zijn in het verleden slechts sporadisch gedaan. Voor de eerste drie kolommen in Tabel 5 die zijn overgenomen uit Meinardi (1994) zijn waarden gebruikt die door Leeftang (1938) en door Conrads en Buijsman (1973) zijn gegeven en zoals ze volgden uit het onderzoek in 1986. Omdat in 1986 geen rekening was gehouden met een oplossing vanuit de bodem zijn voor Ca^{2+} en Mg^{2+} te hoge waarden gegeven. Sinds ongeveer 1980 wordt de samenstelling van de neerslag systematisch gemeten door het RID¹ (Van de Meent e.a., 1984) en daarna door het RIVM^{2,3} (RIVM, 1989 en Somhorst e.a., 1996). Waarden voor de totale depositie (RIVM⁴, 1997) zijn gegeven voor N-tot en S-tot in de onderste twee regels van Tabel 5.

Tabel 5 Een indicatie van de atmosferische depositie van de hoofdcomponenten, omgerekend naar concentraties in de neerslag in mg.l^{-1}

component	schatt. schatt. schatting			RID ¹ 78-82	RIVM ² 83-87		RIVM ³ 1994		RIVM ⁴ 1996	
	<1895	1895-55	1955-1985		nrd	zd	nrd	zd	nrd	zd
Ca^{2+}	1.7	1.7	1.8	0.7	0.5	0.5	0.16	0.20		
Cl^-	3	3	3	3.0	3.6	2.7	2.5	2.1		
K^+	0.18	0.18	0.18	0.24	0.26	0.20	0.12	0.13		
Mg^{2+}	0.6	0.5	0.4	0.2	0.3	0.2	0.17	0.14		
Na^+	1.8	1.8	1.8	1.8	2.3	1.7	1.4	1.2		
NH_4^+ (als N)	--	--	--	1.6	1.2	1.6	1.3	1.4		
NO_3^- (als N)	0.3	0.5	1	0.9	0.7	0.7	0.5	0.5		
SO_4^{2-}	4.5	3	9	6.0	3.8	4.5	2.7	2.8		
N-tot					4.9	4.9	4.2	4.2	3.5	3.5
S-tot (als SO_4^{2-})					17	17	6.7	6.7	5.6	5.6

5.2 De zuurgraad

Een uitwerking van de gegevens over de zuurgraad (pH) met behulp van de kennis over de verblijftijden van het water in de bodem levert interessante resultaten op. De zuurgraad van de neerslag is vermoedelijk vooral na 1950 afgenomen. Het effect op het water van de sprengen komt tot uiting als de pH-waarden (veldmetingen) van het water in de koppen, waar het grondwater opwelt, worden uitgezet tegen het berekende deel van het water met minder dan 40 jaar verblijftijd in de bodem. Waarden voor meer benedenstroomse plaatsen zijn weggelaten om het effect van een verhoging van de zuurgraad in open water te vermijden. Uit Fig.25 blijkt dat de pH afneemt als het deel recent water groter wordt. Het "oude water" heeft

een zuurgraad van ca. pH=6.5 en het "jonge water" een waarde van rond pH=4.5. Deze waarden vormen blijkbaar de marges waarbinnen de pH van het ondiepe grondwater is veranderd in de afgelopen eeuw. Hoewel daar geen betrouwbare gegevens over bekend zijn, mag worden aangenomen dat de zuurgraad van de neerslag voor de Tweede Wereldoorlog maar weinig minder dan pH=6 is geweest. De huidige neerslag heeft een gemiddelde zuurgraad van ca. pH=5 (Somhorst e.a., 1996). Waarden in het bodemwater zullen lager zijn doordat eveneens via droge depositie verzurende stoffen worden aangevoerd, maar ook doordat de begroeiing een verdere verlaging van de pH veroorzaakt. Een waarde van ongeveer pH=4.5 is aannemelijk voor de Veluwe bodem (zie Meinardi e.a., 1998).

In Fig.26 is het aandeel heide uitgezet tegen de waarde van de pH. Hieruit blijkt geen duidelijk verband tussen de pH en het aandeel heide in het intrekgebied. De Figuren 25 en 26 zijn voor een deel overlappend doordat het aandeel heide kleiner is in jong water. Ze zijn echter niet gelijk, want ook nu nog zijn grote arealen heide aanwezig op de Veluwe. Mogelijke invloeden van de vegetatie komen niet duidelijk naar voren in Fig.26, zodat het aannemelijk lijkt dat de zuurgraad van het grondwater niet wordt beïnvloed door de vegetatie in het intrekgebied.

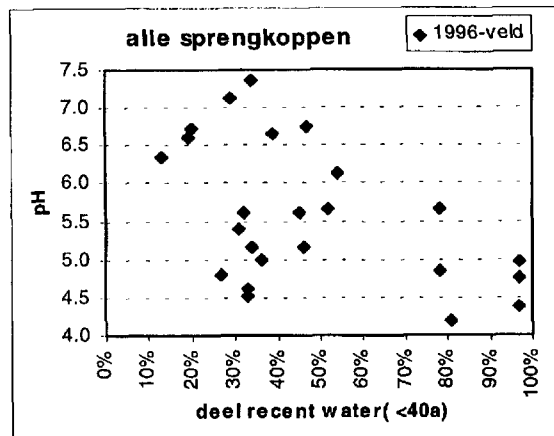


Fig.25 Relatie pH en het deel oud water

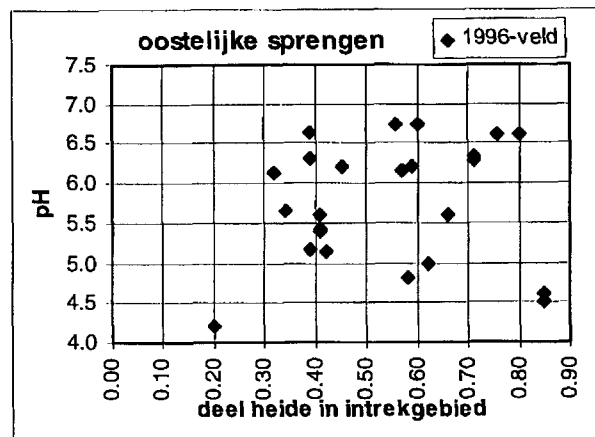


Fig.26 Relatie pH en het deel heide

5.3 Calcium

Voor de gemiddelde depositie van calcium (Ca^{2+}) is een waarde aangehouden van 0.5 mg.l^{-1} die in overeenstemming is met metingen van de atmosferische depositie. Voor de oostelijke sprengen is een vergelijking gemaakt van de gemeten waarden en de schattingen van de atmosferische depositie in de intrekgebieden. Uit Fig.27 blijkt dat voor veel monsters hogere concentraties in het sprengwater zijn gemeten dan zou volgen uit de atmosferische depositie. Alleen bij de monsters 2b en 3a is sprake van een zekere overeenstemming, misschien door de lage pH op die lokaties (zie Fig.4). Een betere dekking van gemeten en berekende waarde is mogelijk als de atmosferische depositie in het noordoosten met 1.4 mg.l^{-1} wordt verhoogd en in het zuidoosten met 2.1 mg.l^{-1} . Hogere waarden in het zuiden zijn in overeenstemming met de waarneming (RIVM, KNMI, 1990) dat de atmosferische depositie van potentieel zuur groter is in het zuiden dan in het noorden. Daarenboven gaat bij de monsters uit de sprengen 4, 5 en 9 blijkbaar een extra hoeveelheid calcium in oplossing vanuit de doorstroomde bodem. Het is kenmerkend dat dit het geval is bij alle monsters van de genoemde sprengen zodat een geologische verklaring aannemelijk is.

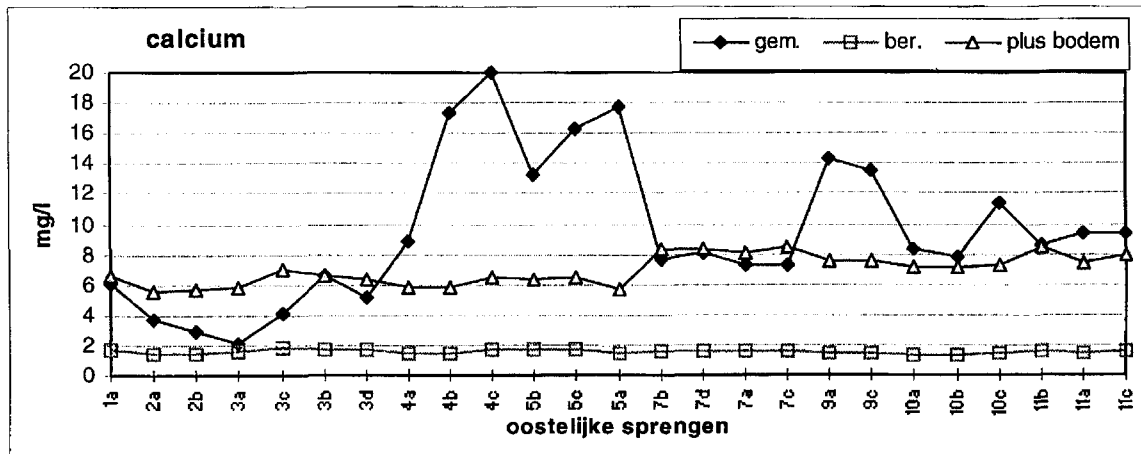


Fig.27 Vergelijking van gemeten en berekende waarden voor Ca²⁺ in de oostelijke sprengen

Voor de zuidelijke sprengen en voor het grondwater kunnen dezelfde bewerkingen worden uitgevoerd, waarbij een extra toevoeging vanuit de bodem in rekening is gebracht. De resultaten zijn voor de zuidelijke sprengen weergegeven in Fig.28a, die als conclusie oplevert dat bij vrijwel alle sprengen sprake is van nog extra verhoogde concentraties in de metingen. Blijkbaar komt extra Ca²⁺ beschikbaar door een afgifte vanuit de bodem of door een lokale belasting, of door een combinatie van beide factoren.

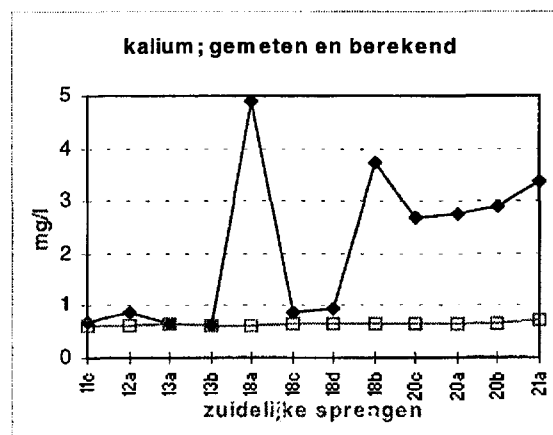
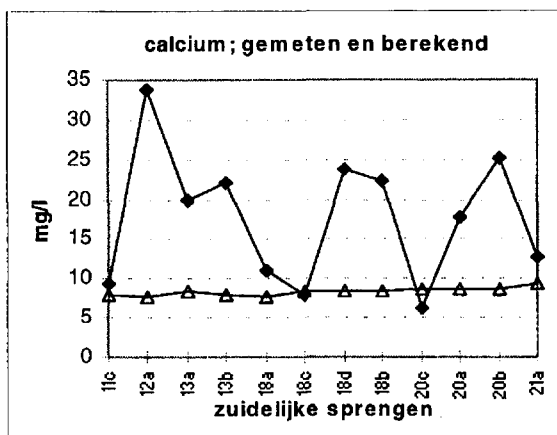


Fig.28a Ca²⁺ in de zuidelijke sprengen

Fig.28b K⁺ in de zuidelijke sprengen

De gemiddelde Ca²⁺ concentraties van monsters uit de handboringen zijn hierna weergegeven voor de verschillende typen van de vegetatie rond de boring. Met waarden voor de indampfactoren kan een veronderstelde atmosferische depositie worden berekend. Ook in deze gevallen moet met een extra toevoeging van Ca²⁺ gerekend worden, die in overeenstemming is met de voor de sprengen aangehouden waarde. Het grondwater uit de beide LMG putten is niet in detail beschouwd. De Ca²⁺ concentraties in LMG380 komen overeen met de waarden voor de sprengen en die van LMG378 zijn door een lokale belasting verhoogd. De conclusie is dat het in oplossing gaan van de Ca²⁺ -ionen plaats vindt in de ondiepe bodem.

spreng 5: bos 10.7 mg.l ⁻¹ ;	open terrein 3.8 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep. 2.3 mg.l ⁻¹ ;
spreng 11: bos 5.1 mg.l ⁻¹ ;	open terrein 5.7 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep. 2.4 mg.l ⁻¹ ;
spreng 18: bos 13.5 mg.l ⁻¹ ;	open terrein 3.8 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep. 2.7 mg.l ⁻¹ ;

5.4 Kalium

Uit (RIVM,KNMI, 1989) volgt dat de atmosferische depositie van kalium varieert met de afstand tot de kust. Als waarden voor de atmosferische depositie van kalium zijn 0.25 mg.l^{-1} aangehouden in het noorden van de Veluwe en 0.20 mg.l^{-1} in het zuiden. Voor de zuidelijke sprengen is de vergelijking weergegeven in Fig.28b. Hieruit blijkt dat bij de sprengen 18a en b, 20 en 21 hogere waarden zijn gemeten dan verwacht werd op basis van de geschatte atmosferische depositie. Voor de oostelijke sprengen komen de gemeten en de geschatte waarden relatief goed met elkaar overeen (Fig.29). Er gaat bij de oostelijke sprengen blijkbaar relatief weinig kalium in oplossing vanuit de door het water doorstroomde bodem. De gemeten waarden liggen vaak enigszins boven de berekende waarden zodat niet uitgesloten is dat toch een relatief geringe hoeveelheid K^+ vanuit de bodem in oplossing gaat.

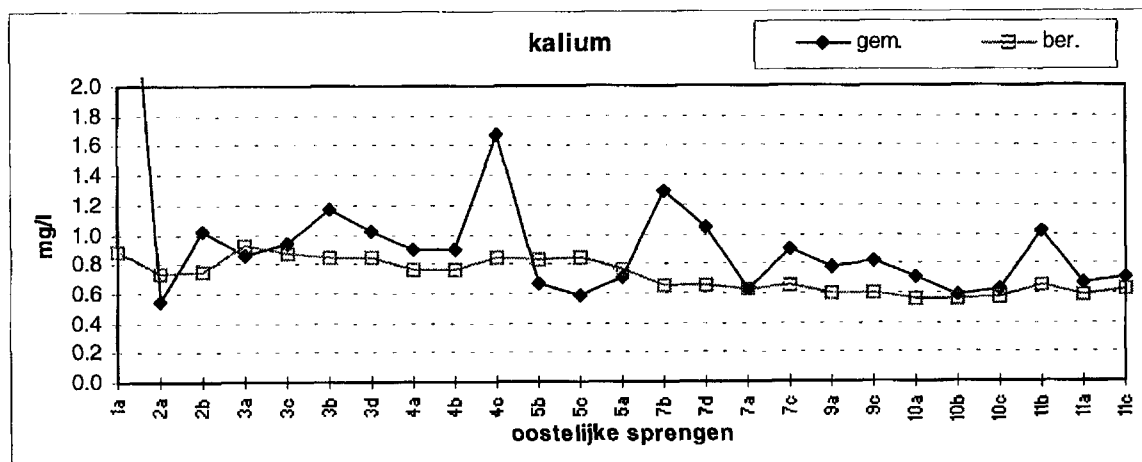


Fig.29 Vergelijking van gemeten en berekende waarden voor K^+ in de oostelijke sprengen

De gemiddelde K^+ concentraties van monsters uit de handboringen zijn hierna weergegeven voor de verschillende typen van de vegetatie rond de boring. Met waarden voor de indampfactoren kan weer een veronderstelde atmosferische depositie worden berekend, die voor de sprengen 5 en 11 iets hoger is dan werd verwacht en bij spreng 18 veel hoger. Wellicht gaat toch een zekere hoeveelheid K^+ en wel ongeveer 0.20 mg.l^{-1} vanuit de bodem in oplossing.

spreng 5: bos	1.2 mg.l^{-1} ;	open terrein	1.3 mg.l^{-1} ;	berekende atm. dep.	0.4 mg.l^{-1} ;
spreng 11: bos	1.2 mg.l^{-1} ;	open terrein	1.6 mg.l^{-1} ;	berekende atm. dep.	0.5 mg.l^{-1} ;
spreng 18: bos	5.7 mg.l^{-1} ;	open terrein	4.4 mg.l^{-1} ;	berekende atm. dep.	1.7 mg.l^{-1} ;

5.5 Magnesium

De waarden die zijn aangehouden voor de atmosferische depositie van magnesium zijn in de periode voor 1890: 0.5 mg.l^{-1} ; van 1890-1950: 0.4 mg.l^{-1} ; 1950-heden: 0.3 mg.l^{-1} . De hogere waarden in het verleden zijn waarschijnlijk het gevolg van een toen kleinere afstand tot de kust (Meinardi, 1994). De depositie van magnesium is thans hoger in het zuiden dan in het noorden als gevolg van industriële emissies, maar kleiner door een grotere afstand tot de kust. De waarden in het zuiden zijn gelijk gesteld aan die in het noorden. Uit Fig.30 blijkt dat de gemeten en geschatte waarden niet met elkaar overeenkomen. Een betere overeenstemming kan worden bereikt als de atmosferische depositie overall met ca. 0.2 mg.l^{-1} wordt verhoogd. Blijkbaar is dit de hoeveelheid Mg^{2+} die vanuit de bodem in oplossing gaat bij neutralisering van het door de neerslag ingebrachte en van het in de bodem gevormde zuur. Relatief lage waarden voor de concentraties zijn in dit geval overigens ook goed in overeenstemming met de gemeten lage pH waarden in de monsters (Fig.4) evenals voor Ca^{2+} .

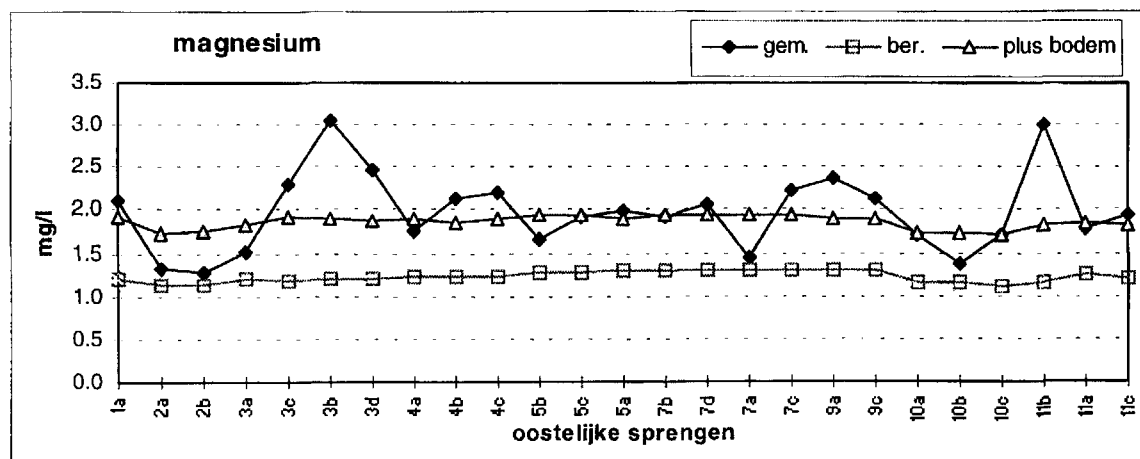


Fig.30 Gemeten en berekende waarden voor Mg^{2+} in de oostelijke sprengen

De vergelijking voor de zuidelijke sprengen is gemaakt in Fig.31a. In de meeste monsters van de zuidelijke sprengen is meer magnesium aanwezig dan werd verwacht op grond van de aangenomen atmosferische depositie en rekening houdend met een extra toevoeging doordat Mg^{2+} vanuit de bodem in oplossing is gegaan. De gemiddelde Mg^{2+} concentraties van monsters uit de handboringen zijn hierna weergegeven voor de verschillende typen van de vegetatie rond de boring. Met waarden voor de indamp-factoren kan een veronderstelde atmosferische depositie worden berekend, waaruit weer een extra toevoeging door oplossing vanuit de bodem volgt die in overeenstemming is met de conclusies voor de sprengen:

spreng 5: bos	2.4 $mg.l^{-1}$;	open terrein	0.9 $mg.l^{-1}$;	berekende atm. dep.	0.6 $mg.l^{-1}$;
spreng 11: bos	1.3 $mg.l^{-1}$;	open terrein	3.0 $mg.l^{-1}$;	berekende atm. dep.	0.8 $mg.l^{-1}$;
spreng 18: bos	4.3 $mg.l^{-1}$;	open terrein	1.2 $mg.l^{-1}$;	berekende atm. dep.	0.8 $mg.l^{-1}$;

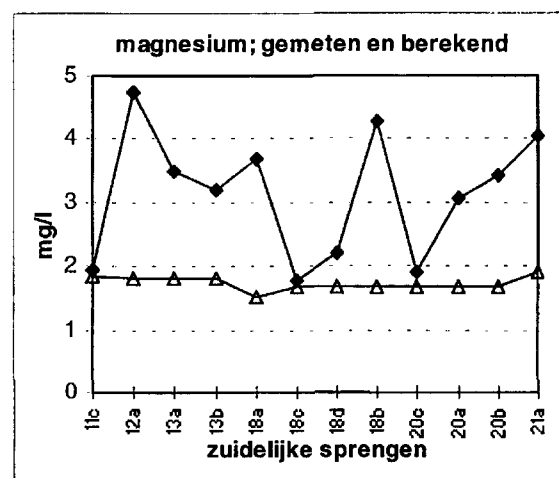


Fig.31a Mg^{2+} in de zuidelijke sprengen

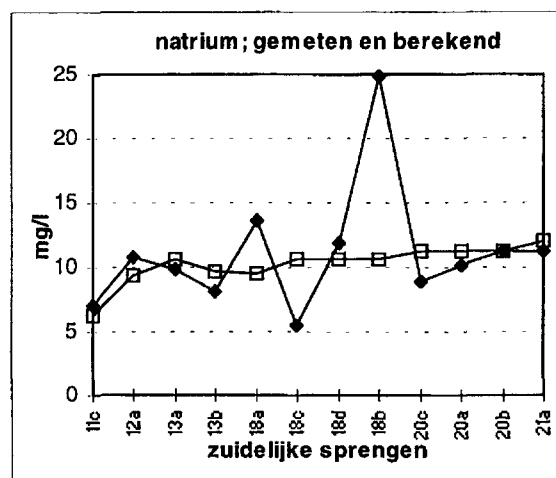


Fig.31b Na^+ in de zuidelijke sprengen

5.6 Natrium

De atmosferische depositie van natrium is naar verwachting constant gebleven in de tijd. Met waarden van 2.6 $mg.l^{-1}$ in het noordoosten en 2.2 $mg.l^{-1}$ in het zuidoosten kunnen de metingen in de sprengen worden benaderd. Voor de zuidelijke sprengen moet in overeenstemming met het gedrag van Cl^- rekening worden gehouden met een verhoogde depositie (3.5 $mg.l^{-1}$). Een vergelijking met de meetwaarden levert een goede overeenstemming op (Fig.31b en 32).

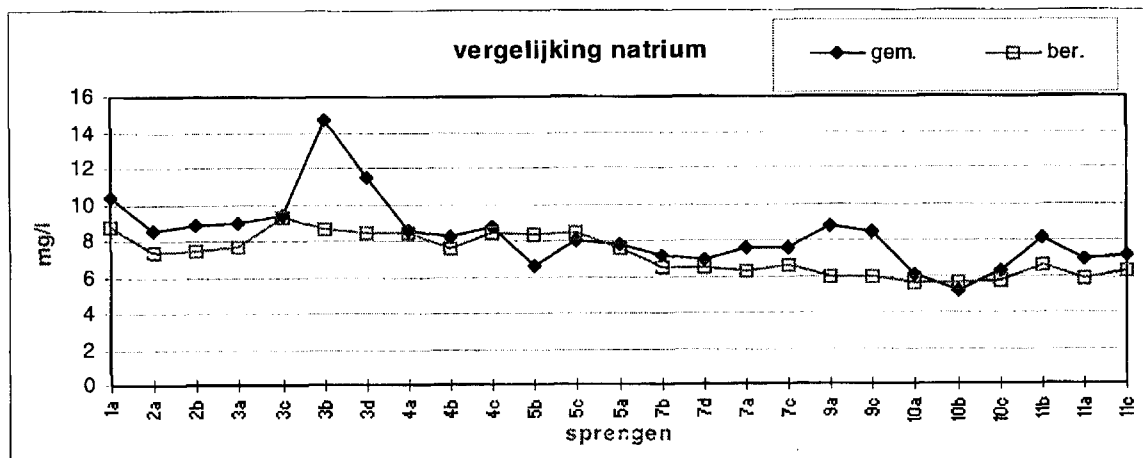


Fig.32 Vergelijking van gemeten en berekende waarden voor Na⁺ in de oostelijke sprengen

De berekende depositie van Na⁺ voor de handboringen komt overeen met de verwachting:
 spreng 5: bos 8.6 mg.l⁻¹; open terrein 6.3 mg.l⁻¹; berekende atm. dep. 2.5 mg.l⁻¹;
 spreng 11: bos 5.6 mg.l⁻¹; open terrein 8.8 mg.l⁻¹; berekende atm. dep. 2.6 mg.l⁻¹;
 spreng 18: bos 12.3 mg.l⁻¹; open terrein 6.0 mg.l⁻¹; berekende atm. dep. 2.9 mg.l⁻¹;

6. Eutrofiëring van de sprengen en het grondwater

6.1 Veranderingen in de zuurgraad

De veranderingen op korte termijn volgen uit de verschillen tussen de metingen in 1986 en 1996. In beide jaren zijn veld- en laboratorium-metingen gedaan en vaak op vrijwel dezelfde plaats. In Fig.33 zijn de verschillen tussen de waarden in 1996 en 1986 weergegeven. Het gemiddelde verschil is ruwweg 0.5 pH-eenheid zowel voor de veldmetingen als voor de laboratorium-bepalingen. In beide gevallen is er sprake van een toename, maar voor de beter betrouwbare veldmetingen is er verschil tussen de noordelijke en de zuidelijke sprengen. Bij de zuidelijke sprengen lijkt de pH te zijn toegenomen, maar voor de sprengen in het noordoosten is overwegend een daling van de veld-pH waargenomen. De conclusie is dat de pH van het sprengwater in sommige sprengen is gestegen en in andere is gedaald. Eerder was al geconstateerd (par.5.2) dat de pH met ongeveer 1 eenheid is afgenomen vooral sinds 1950.

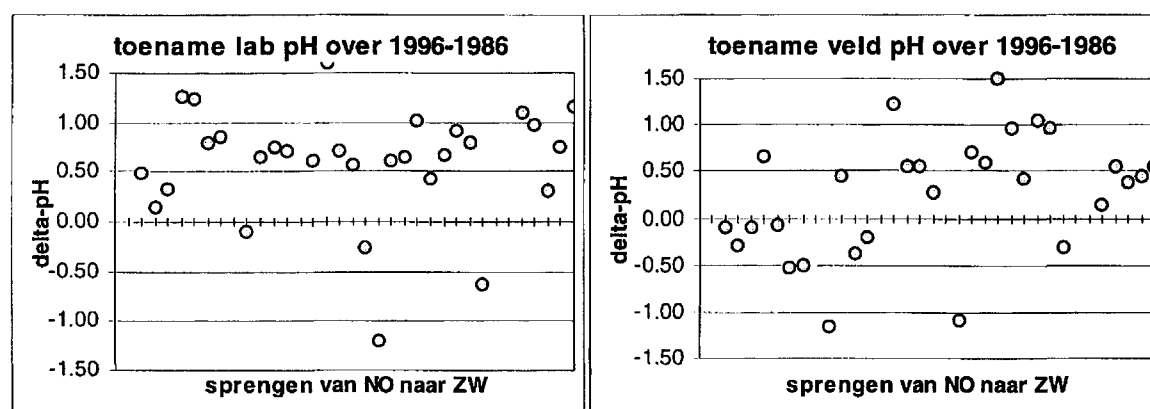


Fig.33 Het verschil tussen de bepalingen van de pH in 1996 en 1986 op dezelfde plaatsen

6.2 Veranderingen in de concentraties aan nitraat

Het water in de oostelijke sprengen heeft vooral onder invloed gestaan van de atmosferische depositie in de intrekgebieden. Hierbij moet rekening worden gehouden met de verblijftijden in de bodem. Daarom is er bij de vergelijking van de in 1986 en 1996 op dezelfde plaats gemeten concentraties (Fig.34) geen rechtstreeks verband tussen de veranderingen in de sprengen en veranderingen in de atmosferische depositie. Het aandeel water jonger dan 10 jaar is volgens Tabel 4 in slechts 6 van de 25 gevallen meer dan 10% van de totale afvoer. Uit Fig.34 (concentraties als NO_3^-) volgen nauwelijks enige veranderingen. De gemiddelde waarde is 0.1 mg.l^{-1} hoger in 1996 en de mediane waarde van de verschillen is 0.2 mg.l^{-1} , zodat de waarnemingen in 1996 hoger zijn dan in 1986.

De atmosferische depositie van stikstof-verbindingen in het verleden is geschat in Tabel 5. Hieruit volgen waarden voor de gemiddelde depositie van stikstofverbindingen (steeds als N) in de periode voor 1895 van 0.3 mg.l^{-1} en over 1895-1955 van 0.5 mg.l^{-1} .

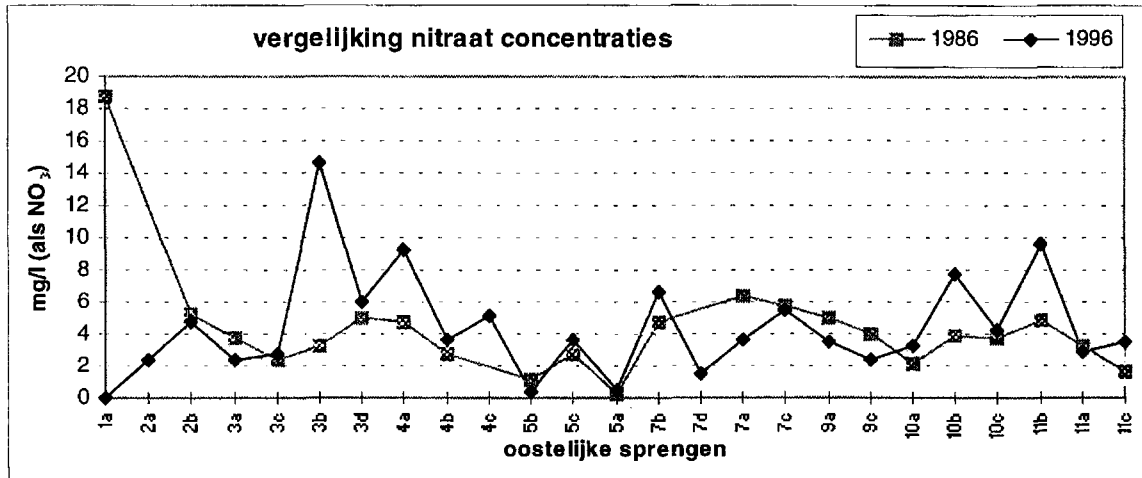


Fig.34 Het verschil in nitraat-concentratie in 1996 en 1986 op dezelfde plaatsen

De waarde over 1955-1985 is geschat als het gemiddelde van een atmosferische depositie in 1955 van 0.6 mg.l^{-1} en in 1985 van 4.9 mg.l^{-1} (RIVM, 1997, voor $P=900 \text{ mm.a}^{-1}$), met als uitkomst 2.8 mg.l^{-1} . Waarden van 4.9 mg.l^{-1} voor 1985 en van 3.7 mg.l^{-1} voor 1995 volgen uit (RIVM, 1997), waaruit een gemiddelde waarde voor 1985-1995 is afgeleid van 4.3 mg.l^{-1} . Een schatting van 5.43 mg.l^{-1} voor 1992 is afgeleid uit (RIVM, 1993).

De ingevoerde concentraties (als N) van de neerslag moeten worden vermenigvuldigd met een factor f die de denitrificatie in de bodem representeert. Volgens Boumans e.a. (1991) bedraagt deze factor van 0.2 tot 0.4. Voor een situatie zonder denitrificatie is het mogelijk de concentraties in de oostelijke sprengen te berekenen met behulp van Tabel 4. Vergelijking met de metingen levert een correlatie op voor $f=0.22$ (Fig.35). De overeenkomst tussen de meetwaarden en de hiermee berekende waarden is relatief goed; in 18 van de 25 gevallen is het verschil kleiner dan 0.5 mg.l^{-1} (als N). Waar de waargenomen concentraties hoger zijn (3b, 4a, 10b en 11b) kan sprake zijn van een (geringe) lokale belasting. Lagere meetwaarden (bij spreng 5) kunnen onder andere worden verklaard door denitrificatie in de lokale bodem.

Voor de zuidelijke sprengen kan ook een vergelijking worden gemaakt tussen gemeten en berekende ($f=0.22$) concentraties (Fig.36). De meetwaarden zijn voor de meeste monsters uit de Heelsumse beek en de Renkumse beek hoger dan de berekende, blijkbaar speelt een extra belasting een rol. De verblijftijd in de bodem is geringer dan bij de oostelijke sprengen.

De gevolgde benadering en de gehanteerde waarden vormen blijkbaar een goede afspiegeling van de werkelijkheid. De stikstof in de sprengen is voor het overgrote deel afkomstig van atmosferische depositie; door denitrificatie verdwijnt 77 % van de ingebrachte hoeveelheid.

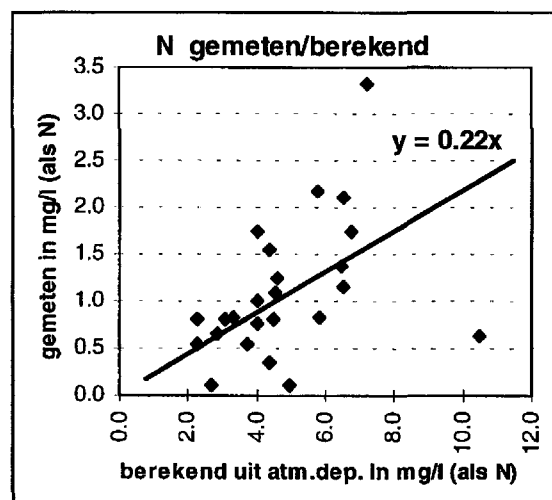


Fig.35 Vergelijking van gemeten en berekende N-concentraties voor de oostelijke sprengen

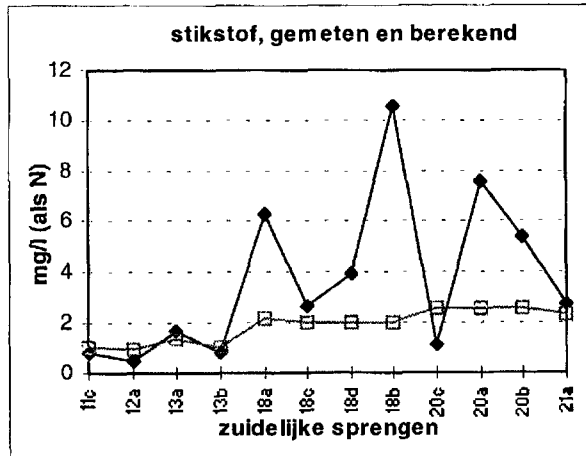


Fig.36 Vergelijking van gemeten en berekende waarden voor de zuidelijke sprengen

Het grondwater uit de LMG-putten en de ernaast gelegen N-putten is weergegeven in Figs.37 en 38. De concentraties in de ondiepe filters van LMG378 zijn vergelijkbaar met de waarden zoals die uit de atmosferische depositie kunnen worden afgeleid. In het filter op een diepte van 10 m is de concentratie hoger, waarschijnlijk als gevolg van het bovenstrooms gelegen maisperceel. In put LMG380 zijn overwegend zeer lage concentraties gemeten. Blijkbaar zijn reducerende factoren werkzaam in de ondiepe bodem. Tijdens het maken van de handboringen is de geur van rotte eieren waargenomen, wat duidt op een reducerend milieu.

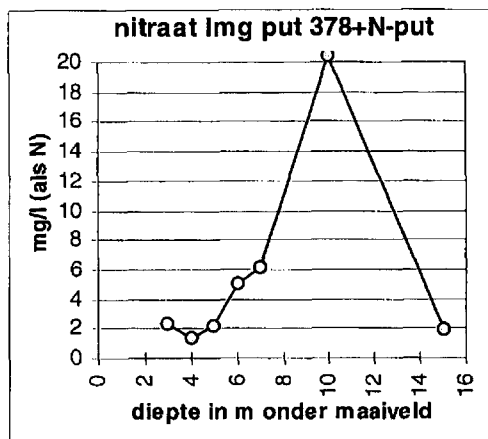


Fig.37 N-concentratie in LMG378

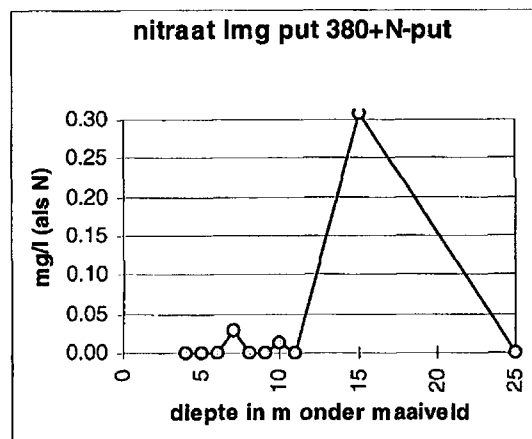


Fig.38 N-concentratie in LMG380

De gemiddelde resultaten van de monsters uit de handboringen zijn hierna weergegeven voor de verschillende vegetaties rond de boring. Met behulp van de eerder gegeven factoren voor indamping en denitrificatie kan een veronderstelde atmosferische depositie worden berekend, die het gemiddelde is voor beide typen van de vegetatie:

spreng 5: bos	1.3 mg.l ⁻¹ ;	open terrein	0.5 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep.	1.3 mg.l ⁻¹ ;
spreng 11: bos	0 mg.l ⁻¹ ;	open terrein	3.8 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep.	6.8 mg.l ⁻¹ ;
spreng 18: bos	7.7 mg.l ⁻¹ ;	open terrein	2.6 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep.	7.2 mg.l ⁻¹ ;

De waarnemingen van de handboringen hebben een grote spreiding. De op basis hiervan berekende waarde van de atmosferische depositie in 1995 is ca. 7 mg.l⁻¹. Deze waarde is hoger dan de in (RIVM, 1997) genoemde waarde van ca. 4 mg.l⁻¹ en dus niet in overeenstemming met een afname van de atmosferische depositie in de meest recente jaren.

6.3 Veranderingen in de concentraties aan sulfaat

Aan de waargenomen concentraties aan sulfaat van de monsters kunnen dezelfde bewerkingen worden uitgevoerd als bij de concentraties aan nitraat. Voor de monsters uit de sprengen is het weer nodig om schattingen te maken van de atmosferische depositie in het verleden. Uit (Meinardi, 1994) en uit Tabel 5 volgt dat de atmosferische depositie van sulfaat varieert in de tijd en in de ruimte. Als gemiddelde waarden voor de depositie van sulfaat zijn aangehouden:

de periode voor 1890	4.5 mg.l ⁻¹ , in het noorden van de Veluwe;	4.5 mg.l ⁻¹ in het zuiden
over 1890-1955	3 mg.l ⁻¹ , in het noorden van de Veluwe;	4 mg.l ⁻¹ in het zuiden
over 1955-1985	9 mg.l ⁻¹ , in het noorden van de Veluwe;	10 mg.l ⁻¹ in het zuiden
over 1985-1995	4 mg.l ⁻¹ , in het noorden van de Veluwe;	5 mg.l ⁻¹ in het zuiden

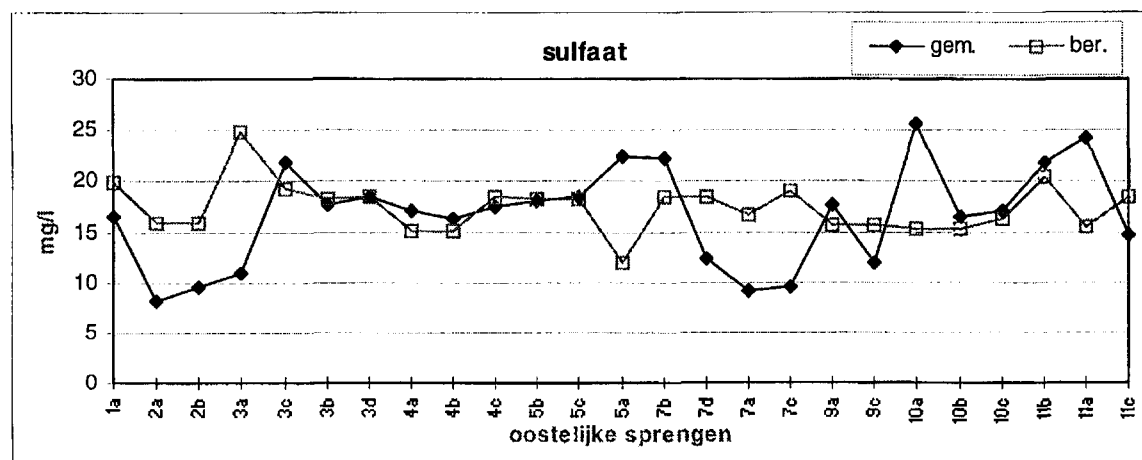


Fig.39 De vergelijking van gemeten en berekende waarden voor de oostelijke sprengen

De waarnemingen in de oostelijke sprengen kunnen bij goede benadering (Fig.39) worden afgeleid uit de atmosferische depositie als de waarden voor de verblijftijd en de vegetatie van Tabel 4 worden gebruikt. Ook voor sulfaat blijkt dat berekeningen en metingen vergelijkbare waarden opleveren. Als de in 1986 en 1996 op dezelfde plaatsen gemeten concentraties worden vergeleken (Fig.40) dan is nog niet merkbaar dat de atmosferische depositie van sulfaat zou zijn afgenomen in recente jaren. De sulfaat-concentraties in het sprengwater zijn met gemiddeld ca. 4 mg.l⁻¹ toegenomen. Het water met de hogere concentraties uit de periode 1950-1985 heeft een sterker effect op het sprengwater dan de neerslag in de meest recente jaren. Dit komt doordat het aandeel van het jonge water relatief klein is.

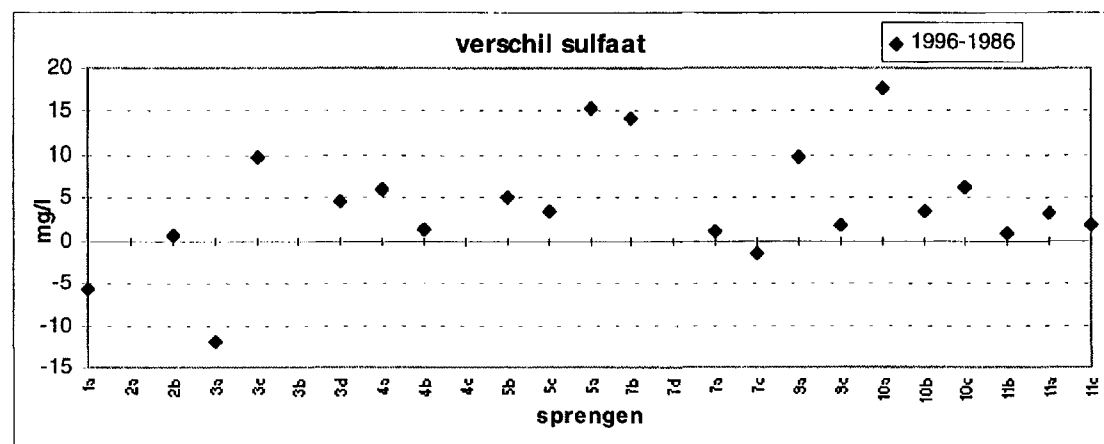


Fig.40 Verschillen in de sulfaat-concentratie over 1986-1996 op dezelfde plaatsen

Dezelfde bewerking kan worden uitgevoerd voor de zuidelijke sprengen. Uit Fig.41 blijkt dat ook voor sommige monsters uit de zuidelijke sprengen geldt dat de concentraties relatief goed kunnen worden afgeleid uit de atmosferische depositie. Voor monsters uit de Heelsumse beek (no.18a,c) en de benedenloop van de Renkumse beek (no.20b, 21a) zijn de meetwaarden hoger dan de berekende waarden

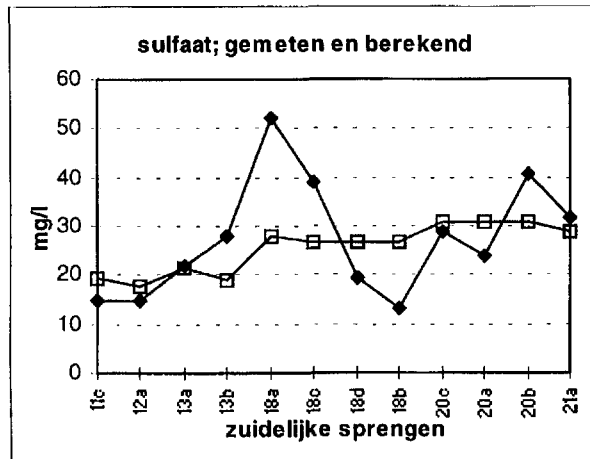


Fig.41 Vergelijking van gemeten en berekende waarden voor de zuidelijke sprengen

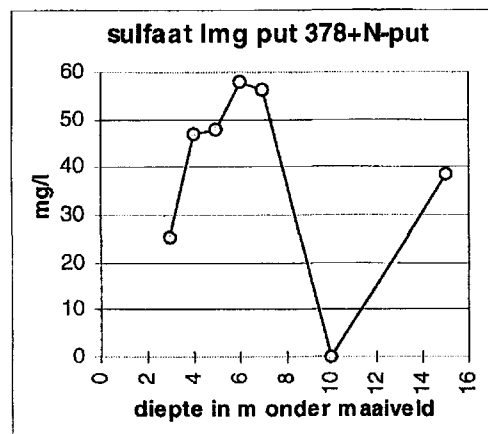


Fig.42 Sulfaat-concentratie in LMG378

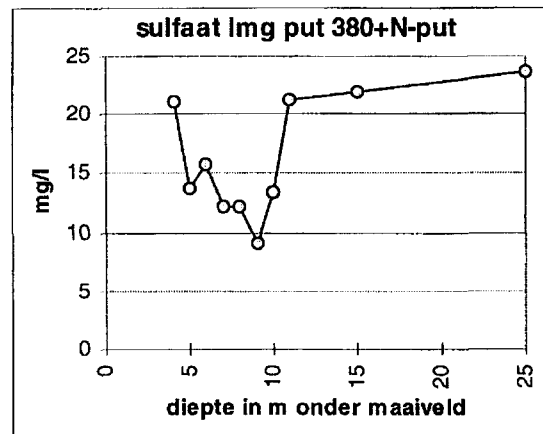


Fig.43 Sulfaat concentratie in LMG380

Het grondwater uit de LMG-putten en de nabije N-putten is weergegeven in Figs.42 en 43. De concentraties in het meest ondiepe en in het diepe filter van LMG378 zijn vergelijkbaar met de waarden zoals uit de atmosferische depositie kunnen worden afgeleid. In de diepere filters zijn de concentraties hoger als gevolg van het ernaast gelegen maisperceel. In put LMG380 zijn relatief lage concentraties gemeten tot een diepte van ca. 10 m. Blijkbaar is dat ook een gevolg van de reducerende factoren die in de ondiepe bodem werkzaam zijn. De geur van rotte eieren (H_2S), waargenomen bij het boren, duidt op reductie van sulfaat-verbindingen.

De gemiddelde resultaten van de monsters uit de handboringen zijn gerelateerd aan de vegetatie rond de boringen. Met behulp van de eerder gegeven waarden voor de indampfactoren kan ook voor sulfaat de veronderstelde atmosferische depositie in 1995 worden berekend:

spreng 5: bos 26 mg.l ⁻¹ ;	open terrein 18 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep. 7.5 mg.l ⁻¹ ;
spreng 11: bos 20 mg.l ⁻¹ ;	open terrein 28 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep. 11 mg.l ⁻¹ ;
spreng 17: bos 37 mg.l ⁻¹ ;	open terrein 22 mg.l ⁻¹ ;	berekende atm. dep. 10 mg.l ⁻¹ ;

De waarnemingen van de concentraties aan sulfaat in monsters water uit de handboringen vertonen een grote spreiding. De relatief lage gemiddelde waarde voor het bos bij Laag Soeren (bij spreng 11) moet aan reducerende factoren in de ondiepe bodem worden toegeschreven (hetzelfde gebied als voor put LMG-380). Het lijkt erop alsof de atmosferische depositie in 1995 ongeveer 7.5 mg.l^{-1} heeft bedragen in het noorden van de Veluwe en ongeveer 10 mg.l^{-1} in het zuidelijk gebied. Deze waarden zijn wel lager dan de gemiddelde waarden in de jaren 1980, maar ze zijn hoger dan werd verwacht op grond van (RIVM, 1997). De sterke afnemning van de depositie die voor de meest recente jaren werd verwacht blijkt dus nauwelijks uit de metingen in de sprengen en nog minder uit de samenstelling van het ondiepe grondwater, zeker in het zuidelijk deel van de Veluwe.

7. Micro-componenten

7.1 Algemeen

Het grote aantal waarnemingen dat is gedaan door NITG aan de sprengen en aan het grondwater (Tabel 3) levert de mogelijkheid op om de invloed van verschillende factoren met elkaar te vergelijken. Een drietal elementen (In; Ag en U) is daarbij niet meegenomen, omdat de concentraties ofwel beneden de detectie-limiet lagen en/of omdat ze zo laag waren (veel minder dan 1 ppb), dat het zoeken naar verschillen niet zinvol zou zijn. De concentraties aan aluminium (Al), cadmium (Cd) en zink (Zn) in het bemonsterde water die door het RIVM zijn gemeten, zijn ook bepaald in het NITG onderzoek zodat een vergelijking mogelijk is. In Fig.44 zijn de door beide laboratoria gemeten concentraties (in ppb) tegen elkaar uitgezet. Hieruit blijkt dat de waarden goed met elkaar in overeenstemming zijn.

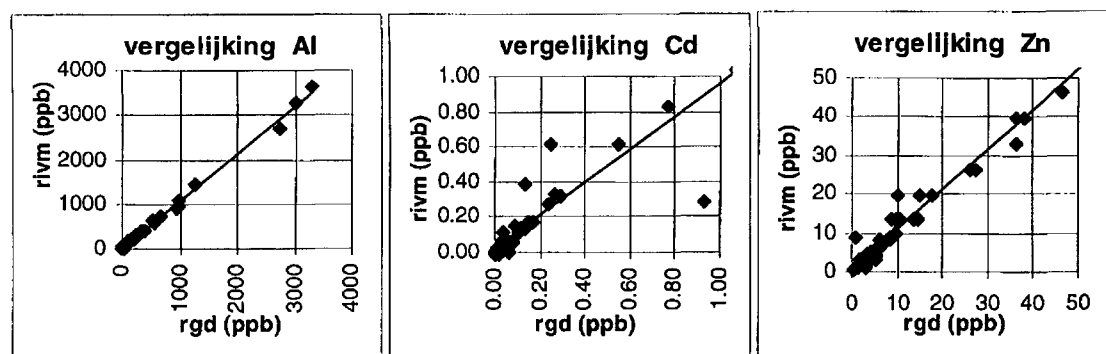


Fig.44 Vergelijking van door RGD en RIVM bepaalde waarden in ppb

In sommige gevallen zijn meerdere isotopen van een element bepaald (Fe, Cu, Zn, Cd en Eu). Tussen de concentraties van de verschillende isotopen van een element is steeds een vaste verhouding aanwezig. In het volgende is met de meest voorkomende vorm gerekend.

7.2 Invloed van de zuurgraad

De invloed van de waarde van de pH op de concentraties van de verschillende elementen kan worden nagegaan voor het grondwater op verschillende diepten en voor de monsters van de sprengen. De nadruk is komen te liggen op de sprengen omdat is aangenomen dat de invloed van factoren zoals lokale vervuiling en recente atmosferische depositie daar het geringst is. Als de samenhang van de concentraties met de pH voor de diverse sprengmonsters wordt beschouwd dan blijken er tenminste drie gevallen voor te komen. Dit zijn de afwezigheid van een relatie ("niet" in Tabel 7), een (sterke) toename van de concentratie bij toenemende pH, aangeduid als "pos." in Tabel 7) en een afname van de concentratie bij toenemende pH, aangeduid als "neg." in Tabel 7). Ze zijn geïllustreerd in Fig.45 waar als voorbeeld de verbanden voor de elementen Li (niet), Mo (pos.) en La (neg.) zijn weergegeven. De verbanden zullen niet altijd lineair zijn. Voor La komen hogere waarden vooral voor bij $pH < 6$, bij hogere waarden lijken de concentraties relatief constant te zijn. Er blijkt echter ook nog een gemengde vorm voor te komen (bijv. Fe en Mn), zodanig dat de concentraties eerst stijgen bij afnemende pH en daarna weer dalen ("mix" in Tabel 7).

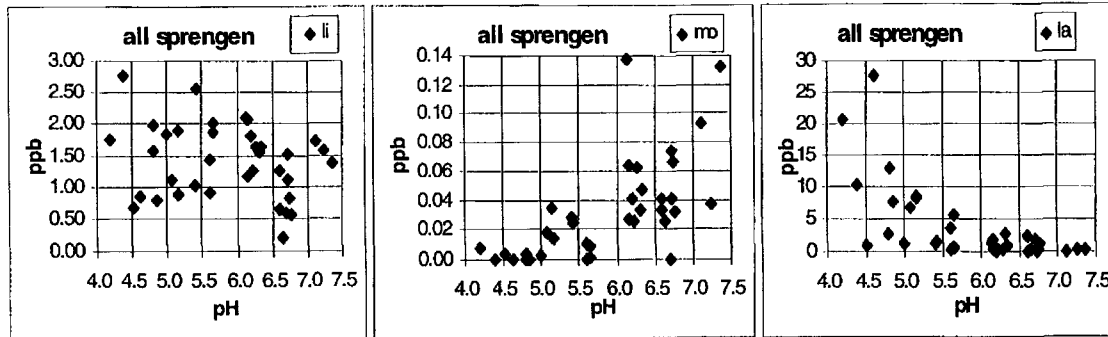


Fig.45 Voorbeelden van mogelijke verbanden tussen concentraties en pH waarden

7.3 Invloed van verblijftijden in de bodem

Voor een beschouwing van de invloed van de tijd die het bemonsterde water van de sprengen in de bodem heeft doorgebracht, is eveneens gebruik gemaakt van de waarnemingen in het sprengwater. De verblijftijden in de bodem van het water in de sprengen is veel groter geweest dan bij het bemonsterde grondwater. Een probleem is echter wel dat de sprengen een mengsel van water met verschillende ouderdommen afvoeren. Daarom is gebruik gemaakt van Tabel 4 namelijk door de concentraties te vergelijken met het aandeel van het water ouder dan 100 jaar op grond van de redenering dat hoe groter dit aandeel is, hoe groter ook de gemiddelde verblijftijd zal zijn. De invloed van de pH is verwerkt door de vergelijking voor de trajecten $4 < \text{pH} < 6$ en $6 < \text{pH} < 8$ uit te voeren. Deze twee trajecten zijn gekozen omdat pH waarden tussen 6 en 8 in het relatief "normale" bereik liggen, terwijl waarden lager dan 6 duidelijk "zuur" water vertegenwoordigen. De vergelijking is uitgevoerd voor alle elementen, als voorbeeld zijn weer de verbanden voor drie elementen weergegeven in Figs.46 en 47. De resultaten voor alle elementen zijn samengevat in Tabel 7.

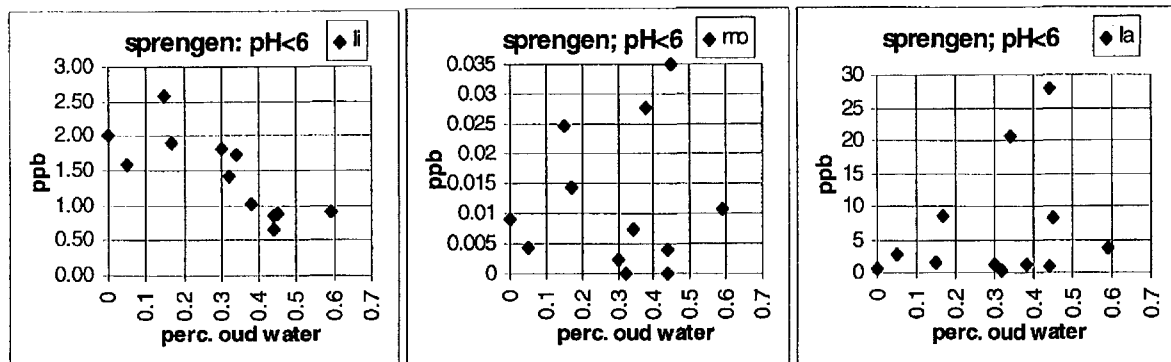


Fig.46 De invloed van de verblijftijd op de concentraties in het traject $4 < \text{pH} < 6$

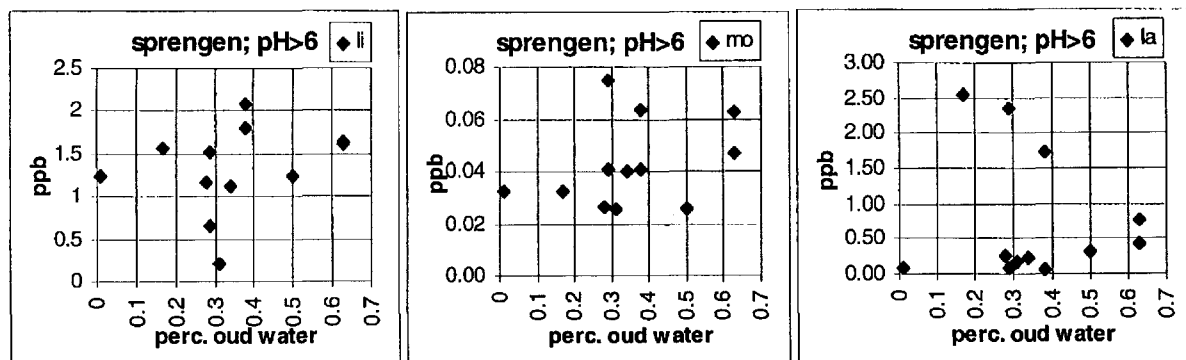


Fig.47 De invloed van de verblijftijd op de concentraties in het traject $6 < \text{pH} < 8$

7.4 Invloed van atmosferische depositie en lokale belasting

De oostelijke sprengen zullen vooral zijn beïnvloed door de atmosferische depositie, want de intrekgebieden liggen in natuurgebieden en het water heeft soms honderden jaren in de bodem verbleven. De atmosferische depositie vormt de achtergrond-waarde voor veel van de gemeten concentraties. De zuidelijke sprengen kunnen wel een effect hebben ondervonden van extra door het grondwater aangevoerde stoffen die enige tientallen jaren onderweg zijn geweest. Een dergelijke belasting kan tot uiting komen als een afnemende van de concentraties in het sprengwater als de gemiddelde verblijftijd groter wordt dan enkele tientallen jaren. Vooral de monsters van het grondwater kunnen zijn beïnvloed door een extra belasting aan maaiveld. Het recente grondwater nabij LMG378 kan invloed hebben ondervonden van een directe belasting afkomstig van naastgelegen maispercelen en van de huidige atmosferische depositie van stoffen. Een directe belasting kan overigens ook via de lucht in het grondwater zijn gekomen. Bosranden, zoals er dicht bij LMG378 aanwezig zijn, staan er om bekend dat ze relatief veel lokale luchtverontreiniging kunnen invangen. Voor put LMG380 geldt dit veel minder, vooral de depositie van stoffen die van verre door de lucht zijn aangevoerd speelt hier een rol. Voor het bepalen van mogelijke effecten zijn de concentraties in het grondwater vergeleken met het water uit de sprengen, waarbij rekening is gehouden met de waarde van de pH. Veel van de onderzochte stoffen adsorberen aan de bodem bij toenemende pH (vergelijk Figs. 3 en 49). Dit betekent dat de atmosferische depositie vaak wel merkbaar is in het bovenste grondwater met een lage pH, maar dat de concentraties af zijn genomen op grotere diepte als de pH waarde is gestegen. De grootte van de atmosferische depositie en de vervuiling kunnen worden geschat uit een vergelijking van het grondwater en de sprengen. Bij de in Tabel 7 gegeven waarden moet wel worden opgemerkt dat het ruwe schattingen zijn. Uit de Figs.48 en 49 zijn voor twee elementen de invloeden van beide factoren af te leiden.

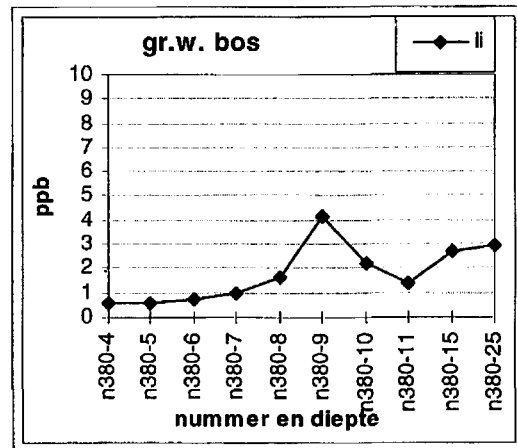
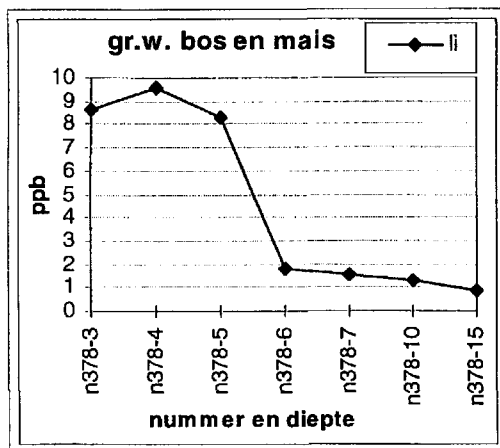


Fig.48 Invloed van lokale vervuiling in het ondiepe grondwater

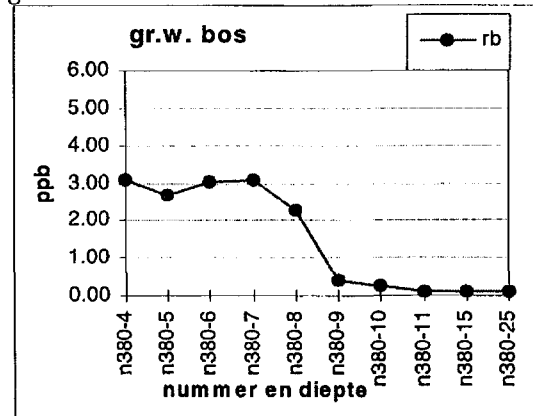
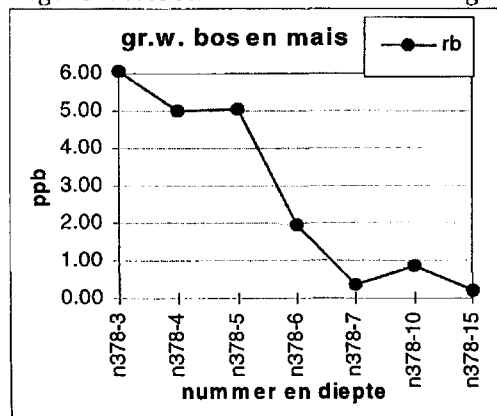


Fig.49 Invloed van lokale vervuiling en atmosferische depositie in ondiepe grondwater

7.5 Afgifte door de bodem

Als stoffen niet via atmosferische depositie of door een andere belasting aan maaiveld in de bodem komen, maar in het diepere grondwater toch in hogere concentraties aanwezig zijn, dan zijn ze vermoedelijk vanuit de bodem in oplossing gegaan. Uit het voorgaande volgen voor ieder element schattingen van de recente atmosferische depositie en de lokale vervuiling. Dit betekent dat ook de uit de bodem in oplossing gegane concentraties geschat kunnen worden. Waarden zijn opgenomen in Tabel 7. Het proces hoeft niet alleen natuurlijk te zijn: Door verzuring van de neerslag (of om andere redenen) kan het grondwater lagere pH waarden krijgen, waardoor sommige stoffen beter in oplossing gaan. Een volgende vraag is in hoeverre de aard van de bodem verschil uitmaakt voor het in oplossing gaan van deze stoffen. In Fig.50 zijn de verhoudingen uitgezet van de gemiddelde waarden van de concentraties voor $4 < pH < 6$ voor het grondwater uit de LMG en N-putten, de noordoostelijke, zuidoostelijke en zuidelijke sprengen, uitgedrukt als verhouding t.o.v. de gemiddelde concentraties in de totale groep sprengmonsters, dus met inbegrip van water met hogere pH waarden.

Naar aanleiding van Fig.50 kunnen de volgende opmerkingen worden gemaakt.

A In Fig .50-A ligt de verhouding voor veel van de weergegeven stoffen tussen 0 en 2 en bovendien is het beeld onregelmatig. Als de aangegeven verhouding ongeveer 1 is, mag worden geconcludeerd dat een eventuele vervuiling met de desbetreffende stof geen effecten zal hebben op het ondiepe en het diepe (sprengen) grondwater. In een aantal gevallen hebben het grondwater en/of het water van de zuidelijke sprengen duidelijk hogere concentraties (dit geldt voor Be; B; Al; Mn; Fe; Co; Ni; Zn; As; Rb; Y; Cd; Cs en Ba). In vermoedelijk al deze gevallen moeten de verhoogde concentraties worden toegeschreven aan een extra belasting, hetzij op een directe manier door een toegenomen belasting aan of nabij het maaiveld, hetzij indirect door een toegenomen verzuring van het grondwater waardoor elementen uit de bodem in oplossing gaan (bijv. Al en Fe). Bij de stoffen van Fig.50-A is nauwelijks sprake van een invloed van verschillen in de geologische situatie van de doorstroomde bodem.

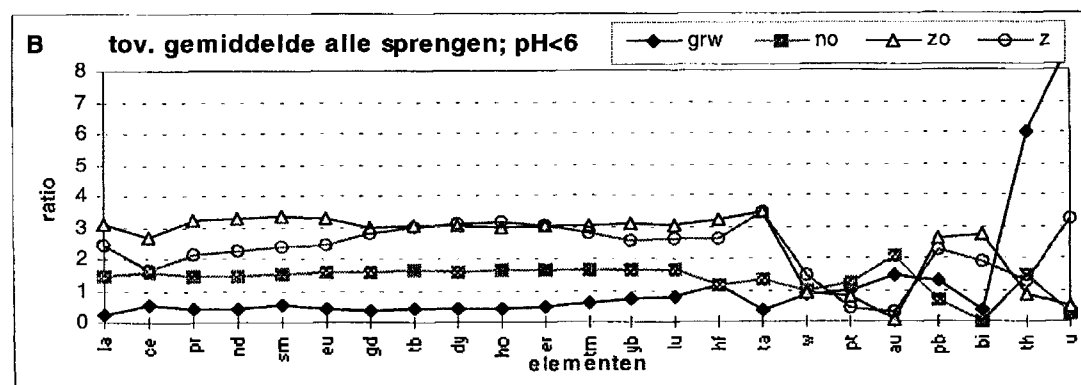
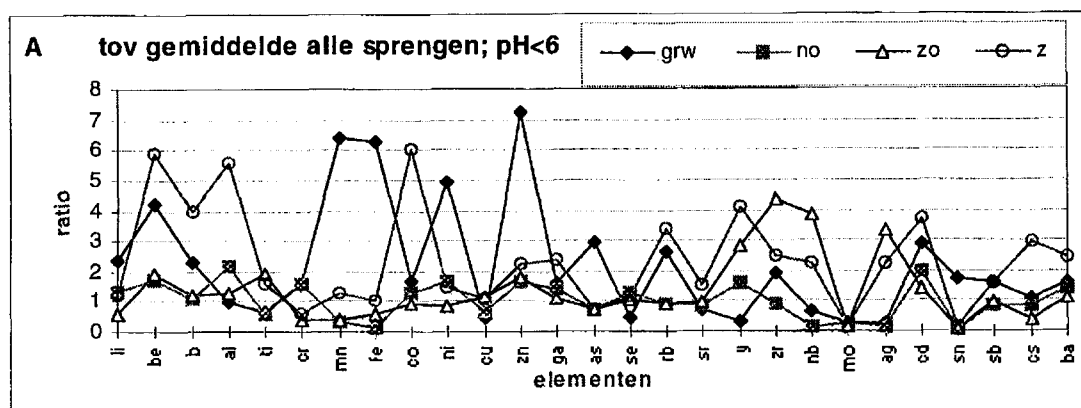


Fig.50A en B Verhoudingen tussen diverse groepen monsters, pH traject $4 < pH < 6$

B De stoffen die weergegeven zijn in Fig.50-B leveren een regelmatig beeld op. In alle gevallen zijn de verhoudingen die het grondwater representeren het laagst, met uitzondering van Th en U (zeer lage absolute waarden). Dit is al een aanwijzing dat het in oplossing gaan van stoffen in de (diepere) bodem in deze gevallen een belangrijke rol speelt en ook dat daar wellicht toch een zekere tijd voor nodig is. Voor bijna alle stoffen is sprake van een grote regelmaat in gedrag. De verhoudingen nemen toe in de volgorde grondwater, noordoostelijke sprengen, zuidelijke en zuidoostelijke sprengen. De conclusie moet zijn dat de desbetreffende stoffen inderdaad in oplossing gaan vanuit de bodem en bovendien dat de aard van de bodem ook een rol speelt. In de aangegeven volgorde neemt het aandeel van de oostelijke sedimenten (Formaties van Enschede en Harderwijk) toe in de doorstroomde bodem. Fig.50-B geeft een indicatie dat vervuiling geen grote rol speelt bij de concentraties van de weergegeven stoffen, behalve dan in indirecte zin als gevolg van een toegenomen verzuring van de (diepere) bodem. De oorzaak van deze verzuring kan, gezien de verblijftijd in de bodem, niet volledig de recente zure regen zijn, maar moet ook gezocht worden in andere factoren.

7.6 De vergelijking met de streef- en interventiewaarden

De gemeten concentraties kunnen worden vergeleken met de streef- en interventie-waarden zoals die door de overheid (DGM/VRM, 1993) zijn vastgesteld voor Cr; Co; Ni; Cu; As; Se; Mo; Cd; Sn; Sb; Ba en Pb. Voor de zeldzame aarden ontbreken dergelijke waarden, hoewel deze stoffen toch belangrijk zijn (Janus e.a., 1994). Ook voor bijvoorbeeld aluminium is geen waarde gegeven, terwijl de concentraties daarvan door indirecte beïnvloeding toch aanzienlijk toe kunnen zijn genomen. Het aantal overschrijdingen is opgenomen in Tabel 6. De interventie-waarde wordt nergens overschreden, maar de streefwaarde wel in enkele gevallen. Dat zal inderdaad vaak een gevolg zijn van een veranderende omgeving (vervuiling, verzuring van het grondwater en een verandering van de vegetatie).

Tabel 6 Aantal overschrijdingen van streef- en interventiewaarden in het bemonsterde water (op een totaal van 17 monsters grondwater en 36 monsters uit sprengen)

	grondwater		sprengen	
	streefw.	interventiew.	streefw.	interventiew.
Cr	3	0	4	0
Co	0	0	0	0
Ni	2	0	0	0
Cu	0	0	0	0
Zn	2	0	0	0
As	2	0	0	0
Se	0	0	0	0 (WHO norm)
Mo	0	0	0	0
Cd	2	0	8	0
Sn	0	0	0	0
Sb	0	0	0	0
Ba	3	0	4	0
Pb	0	0	0	0

7.7 Basiswaarden

In Tabel 7 zijn basiswaarden opgenomen voor de concentraties van de micro-componenten. Per stof is geschat welke concentraties verwacht mogen worden zonder de invloed van recente atmosferische depositie, lokale vervuiling of het in oplossing gaan van mineralen uit de bodem als gevolg van een verlaging van de zuurgraad (pH waarde minder dan 6). In veel gevallen zijn de basiswaarden gelijk aan de mediane waarden van de concentraties in de monsters van het sprengwater met pH>6. De aangegeven grenzen (zoals 1.5 ± 1 voor Li, enz.) zijn relatief ruim genomen. Als een vergelijking mogelijk is met de atmosferische depositie

(Stuyfzand, 1991, 1992 en RIVM, KNMI, 1989), dan blijkt de basiswaarde vaak dezelfde orde van grootte te hebben. Dit kan inhouden dat deze basiswaarde volgt uit de atmosferische depositie, vermoedelijk na indamping maar dat is niet na te gaan.

Tabel 7 Indicatie van invloeden op het sprenghwater van de Veluwe (waarden in ppb)

		invl. pH	tijd pH>6	tijd pH<6	recente depos.	lokale belasting	oplossing uit bodem	basis waarde
L	Lithium	niet	niet	afn.	-	8	-	1.5 ± 1
Be	Beryllium	neg.	niet	niet	-	3	-	0.2 ± 0.2
B	Borium	neg.	niet	niet	5	-	-	5 ± 3
Al	Aluminium	neg.	niet	niet	100	-	1000	25 ± 25
Ti	Titaan	niet	niet	niet	-	2	-	2 ± 2
Cr	Chroom	niet	toen.	niet	-	-	-	0.6 ± 0.5
Mn	Mangaan	mix.	niet	niet	-	-	2000	100 ± 100
Fe	IJzer	mix.	niet	niet	1000	4000	3000	500 ± 400
Co	Cobalt	neg.	niet	niet	-	-	3	0.5 ± 0.5
Ni	Nikkel	neg.	niet	niet	2	40	-	2 ± 1
Cu	Koper	niet	niet	niet	-	2	-	1.5 ± 1.5
Zn	Zink	neg.	niet	afn.	10	400	20	10 ± 10
Ga	Gallium	neg.	niet.	niet	0.6	-	-	0.2 ± 0.1
As	Arseen	pos.	niet	niet	1	1	-	1 ± 1
Se	Selenium	neg.	niet	niet	-	0.5	-	0.3 ± 0.3
Rb	Rubidium	niet	niet	niet	3	3	-	1 ± 1
Sr	Strontium	pos.	niet	niet	20	50	-	40 ± 20
Y	Yttrium	neg.	niet	niet	-	-	40	1.2 ± 1.2
Zr	Zirconium	neg.	niet	niet	-	-	0.5	0.2 ± 0.2
Nb	Niobium	niet	??	??	-	-	0.002	ca.0.004
Mo	Molybdeen	pos.	niet	niet	-	-	-	0.04 ± 0.04
Cd	Cadmium	neg.	niet	niet	0.5	0.5	-	0.1 ± 0.1
Sn	Tin	pos.	toen.	toen.	-	-	0.02	ca.0.005
Sb	Antimoon	niet	niet	niet	0.02	-	-	0.02 ± 0.02
Cs	Cesium	niet	niet	niet	0.003	-	-	ca.0.003
Ba	Barium	neg.	niet	niet	30	20	40	15 ± 10
La	Lantaan	neg.	toen.	niet	0.2	-	20	0.5 ± 0.5
Ce	Cerium	neg.	niet	niet	0.2	-	40	0.5 ± 0.5
Pr	Preseodymium	neg.	niet	niet	-	-	8	0.1 ± 0.1
Nd	Neodymium	neg.	niet	niet	-	-	30	0.15 ± 0.15
Sm	Samarium	neg.	niet	niet	-	-	7	0.1 ± 0.1
Eu	Europium	??	niet	niet	-	-	1.5	0.03 ± 0.03
Gd	Gadolinium	neg.	niet	niet	-	-	5	0.1 ± 0.1
Tb	Terbium	neg.	niet	niet	-	-	1	0.02 ± 0.02
Dy	Dysprosium	neg.	niet	niet	-	-	3	0.15 ± 0.15
Ho	Holmium	neg.	niet	niet	-	-	1	0.03 ± 0.03
Er	Erbium	neg.	niet	niet	-	-	4	0.1 ± 0.1
Tm	Thulium	neg.	niet	niet	-	-	0.5	0.01 ± 0.01
Yb	Ytterbium	neg.	niet	niet	-	-	3	0.07 ± 0.07
Lu	Lutetium	neg.	niet	niet	-	-	0.4	0.01 ± 0.01
Hf	Hafnium	neg.	niet	niet	-	-	0.04	ca.0.004
Ta	Tantalium	neg.	toen.	niet	-	-	0.01	0.00
W	Wolfram	niet	toen.	niet	-	-	-	0.1 ± 0.1
Pt	Platina	niet	toen.	niet	-	-	-	ca.0.002
Au	Goud	niet	toen.	niet	-	-	0.002	ca.0.001
Pb	Lood	neg.	toen.	niet	1	-	1	0.1 ± 0.1
Bi	Bismut	??	niet	niet	-	-	-	0.000
Th	Thorium	neg.	niet	niet	-	-	0.02	0.000

8. Samenvattende beschrijving en discussie

Het onderzoek van de concentraties aan tritium in sprengen en grondwater leverde een eenduidige bepaling op van de verblijftijden in de bodem. Voor het sprengwater kan een verdeling van de verblijftijden en van de vegetatie in het intrekgebied in de tijd van infiltratie worden vastgesteld. De vegetatie bepaalt de verdamping en dus de indamp-factoren waarmee de concentraties in de neerslag moeten worden vermenigvuldigd om tot de eruit volgende concentraties in het grondwater en in de sprengen te komen.

De zuurgraad van het bemonsterde water heeft een spreiding tussen pH=4 en pH=8. De zuurgraad is zowel in het veld als in het laboratorium bepaald. Tussen de laboratorium- en de veld-bepalingen zijn verschillen aanwezig van gemiddeld ongeveer 0.5 pH-eenheid. De verschillen hebben geen relatie met de bewaartijd, de temperatuur, of de absolute waarden van de pH. Het is waarschijnlijk dat de verschillen in de pH-waarde van de bepalingen in het veld en in het laboratorium zijn veroorzaakt door de wijze van monsterneming. Uit een vergelijking van de zuurgraad met het aandeel recent (grond-)water in de sprengen wordt aannemelijk dat de zuurgraad van het grondwater dat de sprengen voedt van ca. pH=6.5 tot pH=5.5 is gedaald in de laatste 50 jaar. De oorzaak is een verzuring van de neerslag. Bij een ongewijzigde atmosferische depositie kan de zuurgraad nog met ca. 1 pH-eenheid dalen.

Voor de oostelijke sprengen volgen de concentraties aan nitraat in het sprengwater uit de in de tijd variërende concentraties in de atmosferische depositie als rekening wordt gehouden met verblijftijden in de bodem, indamp-factoren en denitrificatie in de bodem die gelijk is aan 0.8 maal de inkomende hoeveelheden. Hieruit volgt dat bij gelijkblijvende depositie de concentraties binnen een eeuw nog zullen stijgen tot ca. 10 mg.l⁻¹ (als N). Voor de zuidelijke sprengen is het zelfde verband aanwezig met uitzondering van enkele hogere waarden die vermoedelijk door een lokale belasting van de bodem (aanwezigheid van landbouw, industrie en bebouwing) zijn veroorzaakt. De concentraties aan sulfaat volgen uit de atmosferische depositie, zonder dat rekening hoeft te worden gehouden met een reductie van sulfaat. Slechts op enkele specifieke plaatsen treedt sulfaat-reductie op in de bodem van de Veluwe. De waarden zullen binnen een eeuw oplopen tot ca. 30 mg.l⁻¹

Voor de zuurgraad, de nitraat- en de sulfaat-concentraties zijn in 1986 en in 1996 waarden bepaald op vrijwel dezelfde plaatsen in de sprengen. De zuurgraad in de zuidelijke sprengen is met ongeveer 0.5 pH-eenheid gestegen, voor de noordelijke sprengen is overwegend van een daling sprake. De concentraties aan nitraat in de sprengen zijn nauwelijks veranderd, ze zijn gemiddeld met 0.1 mg.l⁻¹ toegenomen, het mediane verschil is 0.2 mg.l⁻¹ (als NO₃⁻). Uit de waarnemingen blijkt niet dat de depositie van stikstof-verbindingen in 1996 is afgenomen ten opzichte van de voorafgaande periode. Gemeten concentraties in het ondiepe grondwater zijn relatief hoog en in de sprengen zijn nauwelijks verschillen aangetroffen met 1986. De sulfaat concentraties in de sprengen zijn met gemiddeld 4 mg.l⁻¹ toegenomen over 1986-1996. Voor sulfaat geven de metingen in de sprengen en in het grondwater aan dat de depositie van zwavel-verbindingen is afgenomen na 1985, maar niet zo sterk als wel wordt verondersteld. Een nader onderzoek naar de oorzaken is gewenst.

Bij de oostelijke sprengen is atmosferische depositie vrijwel de enige bron voor de opgeloste ionen in het afgevoerde water, behalve voor Ca²⁺ en Mg²⁺. Voor Ca²⁺ en in mindere mate voor Mg²⁺ is het waarschijnlijk dat een toevoeging plaats vindt doordat mineralen uit de bodem in oplossing gaan door infiltratie van relatief zuur water. Voor de zuidelijke sprengen gaat naast Ca²⁺ en Mg²⁺ bovendien nog K⁺ vanuit de bodem in oplossing. Het is ook mogelijk

dat deze ionen afkomstig zijn van een extra belasting aan maaiveld in het intrekgebied. Voor de zuidelijke sprengen moet met hogere waarden voor de atmosferische depositie van Na^+ en Cl^- worden gerekend, die vermoedelijk door emissies van lokale industrieën zijn veroorzaakt.

De concentraties van de lantaniden (zeldzame aarden) zijn ongeveer een factor 10 hoger bij lage pH in vergelijking tot de monsters met pH groter dan 6. Verhoogde concentraties zijn waargenomen bij lage pH voor meer micro-componenten, zoals aluminium. De verblijftijd in de bodem is voor de normale waarden van de pH soms van belang, maar bij de sprengen voor de lage waarden nauwelijks. Een verblijftijd van een aantal jaren is zichtbaar voor de micro-componenten voldoende om evenwicht te bereiken tussen de bodem en het water dat er doorheen stroomt. Verhoogde concentraties in het grondwater en/of in de zuidelijke sprengen van Be, B, Al, Mn, Fe, Co, Ni, Zn, As, Rb, Y, Cd, Cs en Ba zijn vermoedelijk tevens een gevolg van een extra belasting aan maaiveld. Als de concentraties worden vergeleken met streef- en interventie-waarden die vastgesteld zijn door de overheid voor Cr; Co, Ni, Cu, As; Se; Mo; Cd; Sn; Sb; Ba en Pb, dan blijkt dat de interventiewaarden niet worden overschreden, maar de streefwaarden soms wel.

In Tabel 7 zijn basiswaarden gegeven van de concentraties van de micro-componenten die een schatting zijn van de concentraties in een situatie zonder menselijke beïnvloeding. In veel gevallen hebben deze waarden dezelfde orde van grootte als de atmosferische depositie. Veel van de onderzochte micro-componenten komen zichtbaar via de lucht in het grondwater terecht, zoals eerder al was geconstateerd voor de hoofd-elementen. In deze situatie kunnen de in Tabel 7 aangegeven basiswaarden worden opgevat als de natuurlijke achtergrondconcentraties van de onderzochte micro-componenten in grondwater, niet alleen voor de Veluwe, maar zelfs voor heel Nederland.

De veronderstelling dat de afvoer van de sprengen relatief constant is in de tijd is bevestigd door het onderzoek. Het onderzoek aan acht sprengen in 1996 heeft opgeleverd dat van april tot november slechts relatief kleine veranderingen in de grootte van de afvoer zijn opgetreden. Een bewerking van afvoergegevens van de Vrijenbergerspreng over tien jaar gaf aan dat de veranderingen van de afvoer in de loop van de jaren gering waren. Het onderzoek van de stabiele isotopen ^2H en ^{18}O heeft opgeleverd dat er wel aanwijzingen zijn voor een verdamping van open water dat door de vegetatie is ingevangen (interceptie), maar dat het niet mogelijk is om de desbetreffende hoeveelheden te kwantificeren.

REFERENTIES

- Boumans L.J.M. en W.H.J. Beltman (1991), Kwaliteit van het freatische grondwater in de zandgebieden van Nederland onder bos en heidevelden, RIVM rapport no.724901001
- Conrads L.A. and E Buijsman (1973), Chemie van regenwater, KRP rapport 34, RijksUniversiteit Utrecht
- DGM/VROM (1993) Stoffen en normen; Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid 1993-1994, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
- Janus J.A, J.M. Hesse en M.G.Rikken (1994), Aandachtsstoffen in het Nederlandse Milieubeleid, Overzicht 1994, RIVM rapport nr.601014006
- Leefflang K.W.H. (1938), De chemische samenstelling van de neerslag in Nederland, Chemisch Weekblad nr.35
- Van de Meent Dik, Jan van Oosterwijk en Tom Aldenberg (1984), RID-VEWIN Meetnet Regenwater, 1978-1982, RID rapport Ecowad-84-01
- Meinardi C.R. (1994), Groundwater recharge and travel times in the sandy regions of the Netherlands, RIVM rapport nr.715501005
- Meinardi C.R, G. Klaver, B. van Os en A. Rolf (1998), Resultaten van de metingen aan de sprengen en het grondwater van de Veluwe, RIVM rapport nr. 714851003
- Moerman J.D. (1934), Beken, sprengen en watermolens op de Veluwe, Tijdschrift KNAG, Tweede serie.
- Mook W.G. (1989), Principles of isotope hydrology, Introductory course on Isotope Hydrology, Dep. of Hydrogeology and Geographical Hydrology, VU Amsterdam.
- Reijnders H.F.R., L.J.M. Boumans en L.F.L. Gast. (1995), Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit, Vergelijking "in situ" pH meting met pH-meting in het laboratorium, RIVM rapport nr.714801001
- RGD (1969), De Geologische Opbouw van de oostelijke Veluwe, RGD rapport no.811
- RIVM, KNMI (1989), Netherlands Precipitation Chemistry Network. Monitoring Results 1988, RIVM Report 228703012
- RIVM (1993), Milieurapportage 1992; Integrale rapportage stikstof, RIVM rapport no.7148021005
- RIVM (1997), Achtergronden bij Milieubalans 1997; Samson H.D; Tjeenk Willink Romijn E. (1974), Geohydrologische inventarisatie Veluwe, RID-rapport 1974-1
- Somhorst M.H.M. en A.P. Stolk (1996), Landelijk Meetnet Regenwatersamenstelling, Meetresultaten 1994, RIVM rapport no.723101027
- STOWA-rapport 94-13 (1994) Handboek debietmetingen in open waterlopen
- Stuyfzand P.J. (1991, 1992), Micro-componenten in grondwater in Nederland, deel I en II, H₂O (24) 1991 nr.26
- WMO, Guide to Hydrometeorological Practices, World Meteorological Organization, WMO No.168 T.P. 82