

Verzuring van het grondwater op de Veluwe

Inleiding

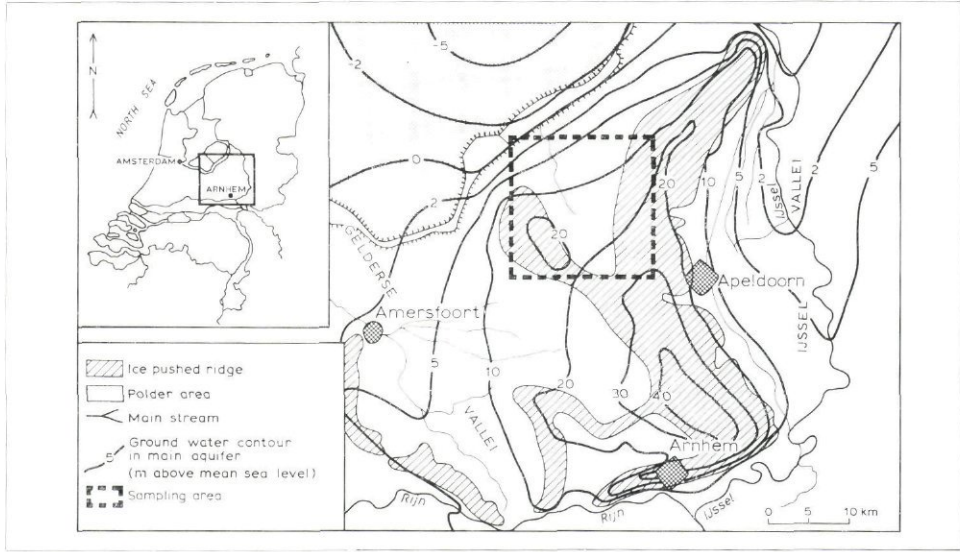
Voor een onderzoek naar de beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit op de NW-Veluwe, zijn de peilputten bemonsterd die District Noord van Rijkswaterstaat in beheer heeft (zie lokatiekaart, afb. 1). Bij deze bemonstering in 1979, werd in een aantal ondiepe filters gevonden, dat het grondwater een zuur karakter had, met een pH lager dan 4.5. Er werd toen vermoed, dat de lage pH veroorzaakt kon zijn door verzuring van de neerslag, maar omdat betreffende filters nooit eerder bemonsterd



C. A. J. APPELO
Instituut voor
Aardwetenschappen
Vrije Universiteit

waren voor de chemische analyse, was het niet zeker dat de grondwatersamenstelling anders was geworden. In de daaropvolgende jaren zijn een aantal grondwatermonsters genomen in het stroomgebied van de Hierdense Beek en in de gebieden waar de grondwaterspiegel ondiep lag, door met een handpuls tot enkele meters onder het grondwater te boren en dan een peilfilter te plaatsen [Lekkerkerker en Otten, 1982; Semeijn, 1982]. In de natuurgebieden werd steeds gevonden dat het water een lage pH had en relatief hoge Aluminium- en Nitraat-gehalten bij een verder, ten opzichte van het diepe 'Veluwe grondwater', gelijkblijvende Chloride-concentratie. Het zure grondwater is zo'n algemeen verschijnsel, dat het voor de hand ligt om de reden te zoeken in de verzuring van de neerslag.

Afb. 1 - Lokatie-kaart van het onderzoeksgebied op de NW-Veluwe.



TABEL I - Vergelijking van de regenwater-samenstelling met de samenstelling van grondwater op de Veluwe. (Gehaltes in mmol/l)

	Regenwater			Grondwater *		
	Vóór W.O. II, Leeftang, 1938	1978 - 1980 Deelen"	Epe"	30 monsters spreiding	gemid.	Concentratiefactor
pH	± 5.6	4.29	4.17	4.05 - 8.5		
Na	} ± 0.07 {	0.070	0.072	0.16 - 0.36	0.30	4.2
K		0.004	0.007	0.018 - 0.039	0.025	4 - 6 ?
Mg		0.009	0.009	0.02 - 0.20	0.089	} Calciet lost op.
Ca	0.043	0.015	0.022	0.01 - 1.5	0.49	
NH ₄	± 0.03	0.12	0.084	< 0.005	< 0.005	
Cl	0.09	0.078	0.08	0.19 - 0.45	0.30*	3.8 ← geeft evapotranspiratie
HCO ₃	± 0.05	0	0	0 - 3.6	1.04	Calciet lost op.
SO ₄	0.045	0.074	0.07	0.01 - 0.61	0.15	?
NO ₃	± 0.002	0.064	0.068	0.002 - 0.41	0.063	?

* De monsters zijn geselecteerd op een Cl-gehalte lager dan 0.5 mmol/l.
" Deelen: KNMI/RIV (1981); Epe: RID-netwerk (Van Duyvenbouden, pers. med.)

Verzuring van grondwater lijkt een logisch gevolg te zijn van verzuring van de neerslag, als de bodem en het sediment kalkloos zijn. Het is bijvoorbeeld geconstateerd in Zweden [Hultberg en Johansson, 1981]. Toch is de relatie niet zonder meer duidelijk, omdat de bufferende werking van de bodem niet precies is in te schatten [Ulrich, 1980]. Wel is de Veluwe, met kwarts-rijke sedimenten en een arme bodem, een gebied waar het effect relatief snel merkbaar zal zijn, omdat de regenwatersamenstelling hier de grondwatersamenstelling in zo belangrijke mate bepaalt [Meinardi, 1974]. In dit artikel wordt een beeld gegeven van de samenstelling van het Veluwe-water en van het ondiepe water dat veel zuurder is. Er wordt vervolgens ingegaan op de oorzaken van de verzuring.

Het 'schone' Veluwe-water

De eigenschappen van de sedimenten op de Veluwe brengen met zich mee, dat de watersamenstelling van nature niet veel variatie vertoont. Meinardi [1974] heeft

aangetoond dat de grondwatersamenstelling voor een deel gelijk is aan de samenstelling van regenwater, als deze gecorrigeerd wordt voor de 'indamping' die optreedt als gevolg van evapotranspiratie. De geringe reactiviteit van de sedimenten wordt veroorzaakt door de geringe hoeveelheden organisch materiaal (met stikstof- en zwavelverbindingen), het zeer hoge gehalte kwarts (tot 95 % bij een groot deel van de zanden) en de dikke onverzadigde zone die weinig of geen kalk bevat. Voor de vergelijking met de grondwatersamenstelling gebruikte Meinardi de gegevens over de samenstelling van regenwater die door Leeftang [1938] waren verzameld. Tabel I geeft de door Leeftang vermelde waarden en tevens de gemiddelde regenwatersamenstelling voor Epe (RID-metingen) en voor het station Deelen in het KNMI/RIV-netwerk. Tevens zijn er enkele cijfers in opgenomen over de grondwatersamenstelling, die bij het huidige onderzoek is gevonden. Bij de vergelijking van de regenwatersamenstelling valt vooral de toename van de nitraat-concentratie op. Deze toename is al vaker geconstateerd in Nederland [Ridder, 1978]. Er is een goede overeenkomst tussen de Cl- en Na-concentraties van Leeftang en van het RID en het KNMI/RIV-netwerk, maar de Mg- en Ca-concentraties zijn nogal verschillend. Het is mogelijk dat verschillen in gebruikte analyse-technieken hierbij een rol spelen. In het regenwater dat sinds ± 1885 bij Rothamsted in Engeland wordt geanalyseerd, is gevonden dat de Cl-concentratie vrijwel gelijk is gebleven en dat de NO₃-concentratie ongeveer is verdubbeld [Brimblecombe en Pitman, 1980].

Het gelijkblijven van de chloride-concentratie in de neerslag kan gebruikt worden om een eerste scheiding aan te brengen tussen water dat wel en niet door menselijk handelen is beïnvloed. Het toepassen van strooizout op de wegen, chloride in huis-

houdelijk afvalwater en bemesting zal immers leiden tot een verhoging van de chloride-concentratie in het grondwater.

Met een indampingsfactor van 2 à 3 [Meinardi, 1974], zal de chloride-concentratie van natuurlijk water in ieder geval

lager zijn dan 0,5 mmol Cl/l (= 17.7 mg Cl/l). Dit criterium is gebruikt voor de selectie van de watermonsters die de afgelopen 3 jaar zijn geanalyseerd op ons laboratorium, in combinatie met de eis dat de elektroneutraliteitsbalans niet meer dan 2 % van de totale hoeveelheden kationen en anionen afwijkt.

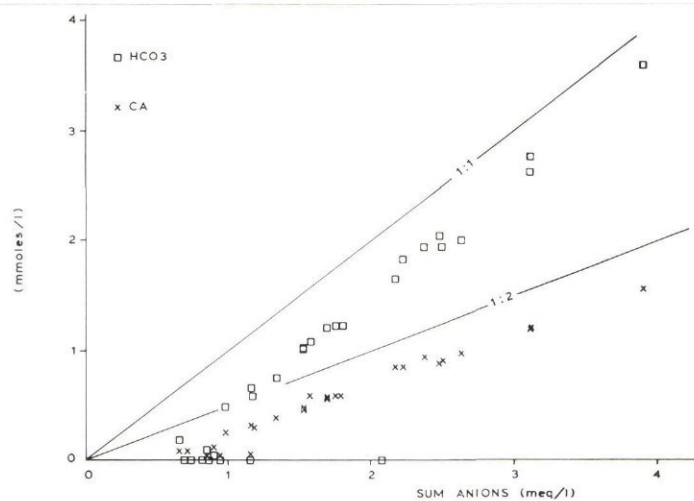
– Samenstellingsvariaties in het Veluwe-water

Het 'schone' Veluwe-water zoals dat boven is gedefinieerd, wordt gevonden op dieptes die variëren van 4 tot 192 m-mv. In afb. 2 is het Ca- en HCO₃-gehalte (in mmol/l) uitgezet tegen de som van de anionen (in meq/l). De som van de anionen is hier gebruikt als maat voor de totale variatie van de opgeloste stof. In afb. 2 is goed te zien dat de toename hiervan parallel loopt aan de toename van Ca en HCO₃: het oplossen van kalk zal hiervoor verantwoordelijk zijn.

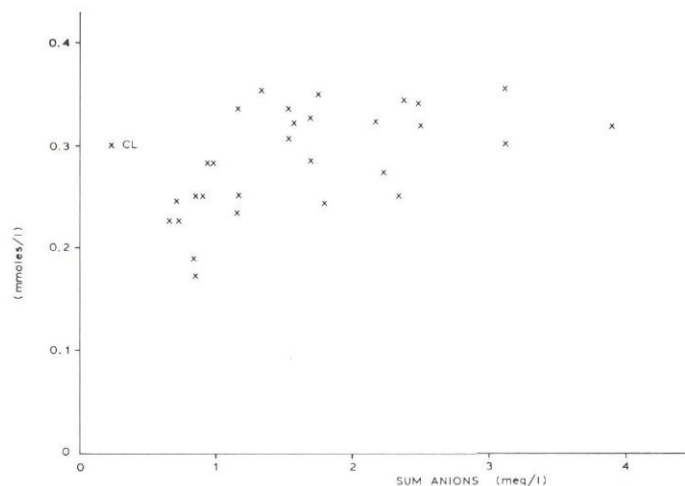
Cl, Na en K zijn op soortgelijke wijze uitgezet in de afb. 3 en 4, waarbij de verticale schaal 10* is uitgerekte om althans de verschillen zichtbaar te maken.

De chloride-concentratie varieert van 0.2 tot 0.45 mmol/l (afb. 3). De laagste concentraties van rond 0.2 mmol/l zijn gevonden in grondwater dat ondiep, onder heidevelden, is bemonsterd. Dit kan erop duiden dat de variatie veroorzaakt wordt door verdampingsverschillen in het voedingsgebied. Het is ook mogelijk dat de verschillen een gevolg zijn van fluctuaties in de Cl-concentratie van de neerslag die in het ondiepe water nog zichtbaar zijn, maar in het diepere water al zijn afgevlakt door menging en dispersie. De gemiddelde concentratie van 0.30 ± 0.06 mmol Cl/l in het grondwater bij een gemiddelde concentratie in de neerslag van 0.08 mmol/l, levert een indampingsfactor op van 3.8. Meinardi [1974] geeft indampingsfactoren op grond van een berekende, potentiële verdamping (zonder interceptie) die beduidend lager zijn, namelijk voor naalddhout, loofhout en heide, respectievelijk 2.6, 2.0 en 2.2. Deze factoren zijn vermoedelijk aan de lage kant en geven een te hoog neerslag-overschot, omdat de interceptie niet is mee betrokken [zie bijvoorbeeld Calder, 1979].

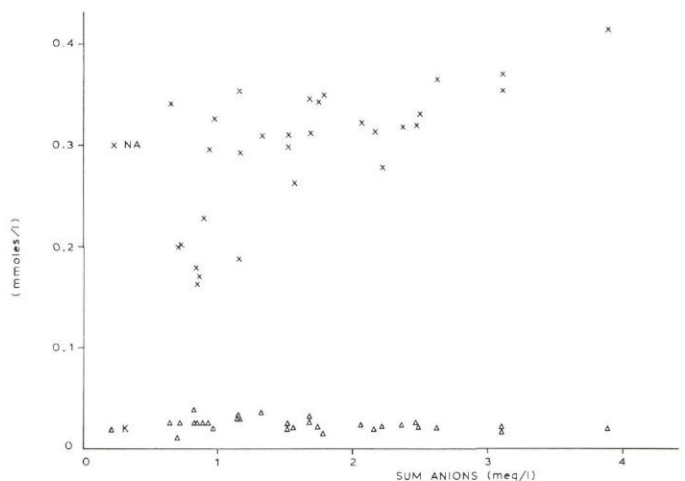
De natrium-concentratie geeft hetzelfde beeld (afb. 4) te zien als de chloride-concentratie, met wat lagere gehalten in het water dat op geringe diepte onder heide is bemonsterd. De gemiddelde concentratie is 0.30 ± 0.06 mmol Na/l en dit zou een indampingsfactor van 4.2 opleveren. Het geringe verschil met de indampingsfactor die voor chloride werd berekend, wijst erop dat verweringsreacties waarbij veldspaten zijn betrokken als leverancier van Na, geen rol van betekenis spelen.



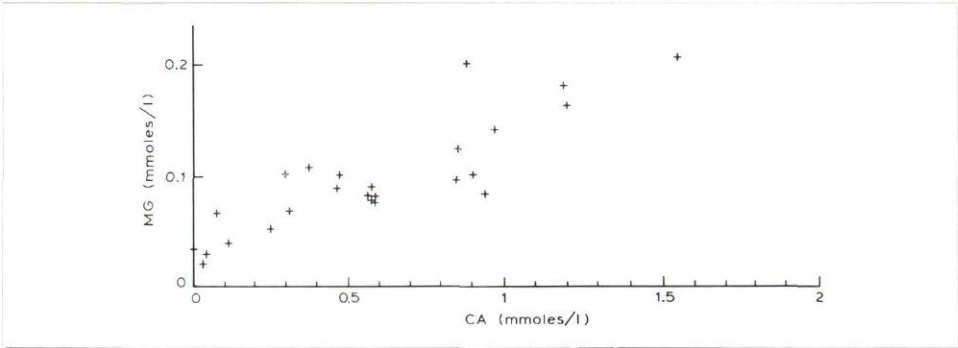
Afb. 2 - Ca- en HCO₃-concentratie uitgezet tegen de som van de anionen in 'schoon' Veluwe-water.



Afb. 3 - Cl-concentratie uitgezet tegen de som van de anionen in 'schoon' Veluwe-water.



Afb. 4 - Na- en K-concentraties uitgezet tegen de som van de anionen in 'schoon' Veluwe-water.



Afb. 5 - Het verband tussen de Ca- en Mg-concentraties in het 'schone' Veluwe-water.

De kalium-concentratie van gemiddeld 0.025 ± 0.006 mmol/l vertoont op de schaal waarop zij is uitgezet nauwelijks variatie (afb. 4). Vergelijking met de neerslag-samenstelling leert dat de concentratie 3,5 tot 6 maal hoger is dan in de neerslag.

De magnesium-concentratie vertoont een vrij grote variatie van 0.02 tot 0.2 mmol/l. Er is een duidelijk verband met de Ca-concentratie,

$$Mg = 0.074 + 0.14 Ca$$

met een correlatie-coëfficiënt van 0.86 (afb. 5).

Aangezien Ca in het water vrijwel zeker uit de kalk afkomstig is die de sedimenten nog bevatten, ligt het voor de hand om ervan uit te gaan dat Mg óók door het sediment wordt geleverd. Misschien uit dolomiet ($CaMg(CO_3)_2$), misschien ook vanuit Ca + Mg houdende mineralen als augiet en hoornblende die de Rijn-sedimenten (bruine zanden) nog kunnen bevatten.

De concentraties van nitraat en sulfaat zijn het hoogst in het grondwater dat ondiep is bemonsterd (afb. 6). De relatief hogere concentraties in het 'jongere' grondwater doen vermoeden dat dit een gevolg is van de toegenomen concentraties in de neerslag,

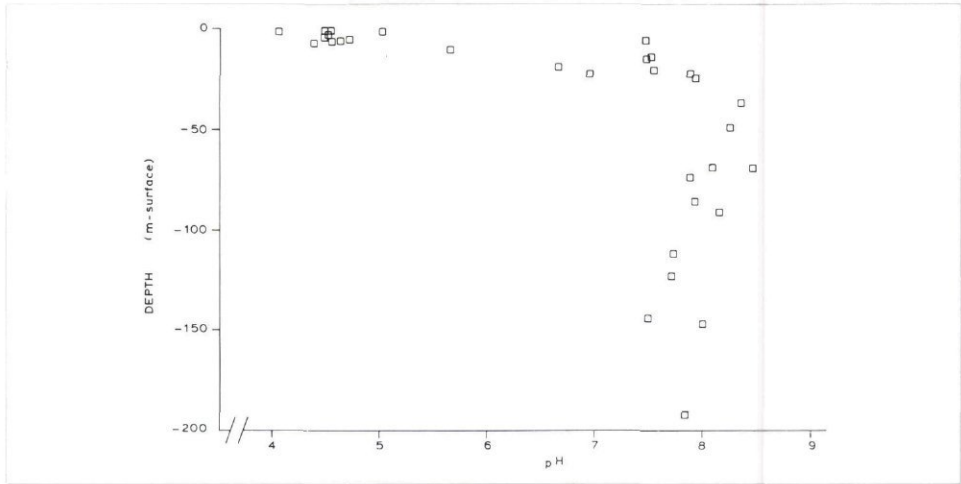
in ieder geval voor sulfaat. Voor nitraat spelen een aantal omzettingen in de bodem mee, zodat de verhoogde inbreng van stikstof vanuit de atmosfeer zoals die in de tabel I zichtbaar is, niet zonder meer tot hogere concentraties in het grondwater aanleiding hoeft te geven.

– *Verzuring van het ondiepe grondwater*

De toename van de nitraat- en sulfaat-concentratie betekent een extra inbreng van

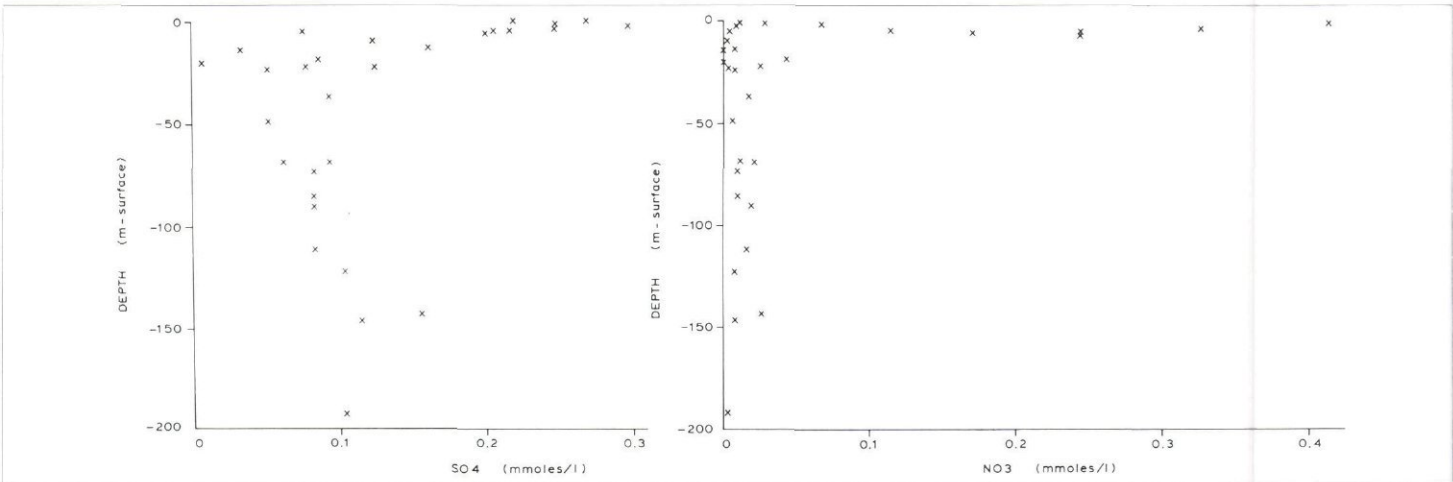
zuur die in de kalkarme zanden niet wordt gebufferd en dus leidt tot verzuring van het grondwater. In afb. 7 is het verloop ingetekend van de pH met de diepte waarop het grondwater is bemonsterd. Opgemerkt moet worden, dat de pH van het diepere grondwater wel enkele tienden van een pH-eenheid te hoog zal liggen, omdat deze werd gemeten in monsters die met stikstof-lift omhoog werden gebracht. Desondanks is er een duidelijk verschil dat deze fout te boven gaat, tussen de pH van het ondiepe grondwater en die van het grondwater op een diepte van meer dan 25 m. De lage pH in het ondiepe grondwater gaat gepaard met een sterke toename van de aluminium-concentratie in het water. Een drietal typische analyses zijn gegeven in tabel II.

Kenmerkend voor het zure water is, dat de elektroneutraliteit berekend op grond van de gebruikelijke kationen en anionen een groot overschot van de anionen vertoont. Dit verschil wordt gecompenseerd door Al, waarvan een pH-afhankelijke positieve lading is uit te rekenen (dit is de lading van



Afb. 7 - pH van 'schoon' Veluwe-water uitgezet tegen de diepte van bemonstering.

Afb. 6 - NO_3^- en SO_4^{2-} -concentraties uitgezet tegen de diepte van bemonstering van het grondwater.

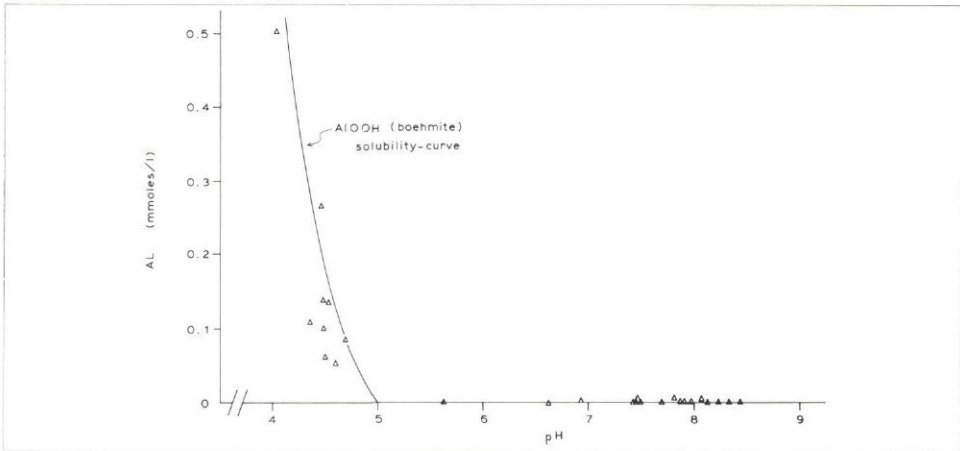


TABEL II - *Typische analyses van zuur grondwater van de Veluwe.*

	mmol/l	meq/l	mmol/l	meq/l	mmol/l	meq/l
(pH)/H	(4.52)	0.031	(4.05)	0.095	(4.48)	0.035
Na	0.20	0.20	0.32	0.32	0.187	0.187
K	0.011	0.011	0.024	0.023	0.030	0.030
Mg	0.060	0.118	0.061	0.117	0.021	0.040
Ca	0.077	0.149	< 0.010	0	0.035	0.068
Al	0.063	0.180	0.504	1.347	0.267	0.720
Som kationen		0.689		1.902		1.080
Cl	0.25	0.25	0.45	0.45	0.23	0.23
HCO ₃	nil	0	nil	0	nil	0
SO ₄	0.22	0.42	0.61	1.02	0.30	0.53
NO ₃	0.029	0.029	0.414	0.414	0.327	0.327
Som anionen		0.694		1.889		1.096

Al³⁺, Al(OH)₂⁺, etc.). Omdat het grondwater kleurloos is, kan men gevoeglijk aannemen dat het geanalyseerde Aluminium niet als complex met humuszuren aanwezig is; dit zou het water bruin of groen kleuren. In tabel II is de elektroneutraliteitsbalans berekend met het rekenprogramma WATEQF [Plummer e.a., 1976]. In de tabel zijn overigens voorbeelden opgenomen, waarbij de balans goed sluitend is. Voor een aantal analyses is nog steeds een zeker overschot van de anionen aanwezig waarvoor de reden niet duidelijk is. IJzer en mangaan zijn meegeanalyseerd, maar kunnen dat anion-overschot niet compenseren. Met WATEQF kan ook uitgerekend worden

in hoeverre het water verzadigd is ten opzichte van een aantal mineralen. Voor het grondwater werd gevonden dat boehmiet (AlOOH) qua oplosbaarheid het meeste in de buurt komt van de gevonden Al-concentraties (afb. 8). Als een groter aantal analyses wordt meegenomen, van water dat beïnvloed is door menselijk handelen, en waarbij de pH van 4 tot 6 à 7 loopt, lijkt er de meer gevonden trend met AlOHSO₄ aanwezig te zijn [Van Breemen, 1976]. Ten opzichte van de gemiddelde pH van de neerslag is er nog wel een zekere pH-verhoging opgetreden, maar omdat de bodem aluminium heeft afgegeven wijst dit al op een arme verzuurde grond. Behalve



Afb. 8 - De Al-concentratie neemt sterk toe bij afnemende pH van het grondwater.

TABEL III - *Concentratie-veranderingen in grondwater onder bos bij Kootwijk van 1977 – 1982.*

Monster-punt *	8 – 2, op 3 m-m.v.					8 – 3, op 4 m-m.v.				
	Datum 27-4-77	1-9-77	12-4-78	27-4-81	4-3-82	Datum 27-4-77	1-9-77	12-4-78	27-4-81	4-3-82
pH	5.5	6.1	5.5	4.78	4.87	5.8	5.5	5.5	4.40	4.77
HCO ₃	0.43	0.17	0.21	0.07	0.03	0.18	0.11	0.24	nil	0.03 mmol/l
Na	0.24	0.23	0.25	0.18	0.16	0.25	0.27	0.35	0.37	0.28 „
Cl	0.31	0.36	0.23	0.26	0.25	0.34	0.34	0.34	0.27	0.30 „
SO ₄	0.29	0.28	0.24	0.21	0.27	0.44	0.33	0.30	0.36	0.26 „
NO ₃	0.04	0.09	0.14	0.25	0.13	0.07	0.10	0.15	0.78	0.46 „
Al	0.003	0.004	?	0.036	0.034	0.002	0.004	?	0.12	0.087 „

* Zie Vasak [1979].

de bodem zelf, hebben ook de sedimenten die in groeves werden bemonsterd al een zuur karakter, met veel Al in het uitwisselingscomplex [Appelo e.a., 1979]. Het lijkt erop dat de verzuring van het grondwater een recent verschijnsel is; het werd niet gevonden door Meinardi [1974 en pers. med.]; het is nog beperkt tot het ondiepe grondwater tot 15 m-mv; en bij een bepaald monsterpunt werd de verzuring in het afgelopen jaar geconstateerd in een duidelijk lager worden van de pH. Tegelijkertijd nam bij dat monsterpunt de alkaliteit af en namen de Al- en NO₃-concentraties toe, zie tabel III.

— *Oorzaken van de verzuring*
Omdat de verzuring een recent verschijnsel is, ligt het voor de hand om de reden te zoeken in de verzuring van de neerslag. Het gelijkblijven van de concentraties van Cl, Na en K in het diepe en het ondiepe grondwater, bij gelijkblijvende concentraties in de neerslag, wijst erop dat er geen toevallige, plaatselijke vervuilingbron verantwoordelijk is voor de verzuring, maar dat de neerslag-samenstelling een belangrijke invloed blijft houden op de samenstelling van het Veluwe-water.

Toch kan de koppeling, verzuring van de neerslag en dus van grondwater, niet zonder meer gelegd worden, als de bufferende werking van de bodem niet mee wordt betrokken. Bodemvorming leidt in kalkloze, zandige sedimenten als op de Veluwe gevonden worden tot podzolen, waarbij zuren in het bodemvocht een belangrijke rol spelen. Twee zuurvormende processen zijn met name belangrijk [Ulrich, 1980]:

- de produktie van CO₂ door wortelademhaling en oxydatie van organisch materiaal
- nitrificatie van NH₄⁺ tot NO₃⁻, of opname van NH₄⁺ door de plant.

Het eerste proces leidt tot vorming van H₂CO₃, dat dissocieert tot HCO₃⁻ en H⁺. In de bodem onder natuurterrein zijn CO₂-spanningen gemeten van maximaal ongeveer 1 % van de bodematmosfeer (soms ook nog wel hoger) [Albertsen, 1977]. Als de pH van het bodemvocht hierdoor wordt bepaald, zal deze echter niet veel lager kunnen worden dan pH = 4.9. CO₂ zorgt weliswaar voor zuur-produktie die primaire mineralen aantast en (secundaire) bodem-mineralen doet ontstaan, maar de zuurgraad zal niet snel zo laag worden als nu in het ondiepe grondwater van de Veluwe is geconstateerd. Het tweede proces kan wel tot veel lagere pH's aanleiding geven, omdat HNO₃ een

veel sterker zuur is dan H_2CO_3 . Nitrificatie leidt uiteindelijk onder aerobe omstandigheden, tot NO_3^- :



Deze reactie is een basis-reactie in de kringloop van N, waarbij dood organisch materiaal wordt gemineraliseerd tot een opnieuw voor planten opneembare vorm. Als het NO_3^- weer wordt opgenomen door de wortels van de plant, verdwijnt echter het (sterk) zure karakter, omdat de plant HCO_3^- ter omwisseling voor NO_3^- aan het bodemvocht geeft. (Dit is in principe de bovengenoemde wortelademhaling). Het netto-effect van de stikstof-kringloop op de pH is in een efficiënte kringloop zonder 'lekkage', niet groter dan voor het eerste proces met CO_2 . Als de plant NH_4^+ opneemt, omdat de nitrificatie niet volledig is geweest, wordt het percolaat wél zuurder en in bepaalde fasen van bodem- en bosontwikkeling kan dit tot verzuring van de bodem leiden [Ulrich, 1980]. In het ondiepe grondwater wordt echter geen NH_4^+ gevonden, terwijl NO_3^- wel uitspoelt, zodat men zou vermoeden dat nitrificatie ver genoeg doorgaat om een overschot op te leveren van voor de plant beschikbaar NO_3^- -N.

Voor zwavel zijn de reacties met organisch materiaal van minder betekenis voor de verzuring in de bodem, omdat S een minder belangrijke component is in organisch materiaal. Het zwavelzuur dat met de neerslag wordt ingebracht, kan vrij direct door de bodem heenlopen en tot verzuring van het grondwater aanleiding geven. Omdat NO_3^- óók een belangrijke anion is geworden in het ondiepe grondwater (afb. 6), moet 'lekkage' van NO_3^- uit de bodem ook als verzurende factor worden gezien. Waarom die 'lekkage' op de Veluwe een rol is gaan spelen is niet duidelijk. Het is misschien te simpel, dat dit gewoon een gevolg is van de verhoogde inbreng van N via de atmosfeer, net als voor S dus.

Versterking van de mineralisatie van organisch materiaal door verlaging van de grondwaterstand is ook als reden gezien van toegenomen nitraat-gehalten in grondwater [Kreitler en Jones, 1975]. Dit effect is bijvoorbeeld goed zichtbaar in lysimeterproeven van Holthuisen [1981]. In ons geval lijkt het geen grote rol te spelen, omdat de meeste zure watermonsters uit het stroomgebied komen van de Hierdense Beek, waar geen grote grondwaterstandsverschillen zijn te constateren over de afgelopen jaren.

Een andere reden zou kunnen zijn, dat als gevolg van de verzuring de denitrificatie (= omzetting van $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$ in anaeroob milieu) wordt geremd, zodat nitraatgehalten

hogere worden dan in het verleden het geval was, terwijl bovendien de basisch-bufferende werking van denitrificatie gaat verdwijnen. Nitrificatie lijkt namelijk niet sterk beïnvloed te worden door pH-daling, in tegenstelling tot denitrificatie [Steenvoorden, 1977; Strayer e.a., 1981]. Dit zou dan in de bodem moeten optreden, want in het grondwater speelt denitrificatie geen belangrijke rol, getuige de nog aanwezige zuurstof in het grondwater [RID, 1975]. Met dit proces zou de verzuring van de neerslag een indirect gevolg hebben op de NO_3^- -concentraties van het grondwater.

Conclusies

Het is van belang om te beseffen dat de verzuring van het grondwater geneutraliseerd wordt zodra het water in contact komt met kalk. De hoeveelheid zuur is immers maar gering en de oplosbaarheid van kalk is groot [Plummer e.a., 1978; Dreybrodt, 1981]. Het water blijft echter zuur in zones waar geen kalk in het sediment aanwezig is: dit zijn 'witte zanden' van oostelijke herkomst, of zanden behorend tot de formatie van Enschede of Harderwijk, of meer algemeen de sedimenten in de uitgeloopte onverzadigde zone.

De verzuring leidt tot aanzienlijke Al^{3+} -concentraties in het grondwater, die giftig zijn voor de mens en het dier dat met het water in contact komt, hetzij via drinkwater, hetzij via een kwelzone in een beek. Vermoedelijk worden ook andere sporelementen (zware metalen) versterkt uitgespoeld.

De verzuring wordt gedeeltelijk veroorzaakt door (of gaat althans vergezeld van) een sterke toename van de NO_3^- -concentratie. Daarmee zouden de natuurterreinen op de hogere zandgronden óók als bron van NO_3^- in grondwater gaan fungeren, naast de al bestaande sterke uitspoeling van NO_3^- uit de landbouwgronden [Appelo e.a., 1982].

Er zijn een aantal argumenten gegeven om de verzuring van de neerslag als (gedeeltelijke) oorzaak te zien van de verzuring van het grondwater. Er is echter nog veel onderzoek nodig om de rol van de bodem duidelijk te maken in de buffering en misschien ook versterking van de reacties waarbij stikstof is betrokken.

Dankwoord

Dit onderzoek is mede gefinancierd door het Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, afd. Bodem.

Literatuur

Albertsen, M. (1977). *Labor- und Felduntersuchun-*

- gen zum Gasaustausch zwischen Grundwasser und Atmosphäre über natürlichen und verunreinigten Grundwässern. Diss. Chr. Albrechts-Univ., Kiel, 145 p.
- Appelo, C. A. J., Stuyfzand, P. J. en Engelen, G. B. (1979). *Reacties van Rijn-water in de Veluwe en duinen: een experimentele studie en een infiltratieproef*. *H₂O* 12, 328-332.
- Appelo, C. A. J., Krajenbrink, G. J. W., Rec, C. C. D. F. van en Vasak, L. (1982). *Beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit in het infiltratiegebied van de noordwestelijke Veluwe*. Staatsuitgeverij (in druk).
- Brimblecombe, P. and Pitman, J. (1980). *Long-term deposit at Rothamsted, southern England*. *Tellus* 32, 261-267.
- Calder, I. R. (1979). *Do trees use more water than grass?* *Water Services*, Jan. '79, 4 p.
- Dreybrodt, W. (1981). *Kinetics of the dissolution of calcite and its applications to karstification*. *Chem. Geol.* 31, 245-269.
- Holthuisen, H. (1981). *Lösungs-, Transport- und Immobilisationsprozesse durch das Sickerwasser in der ungesättigten Bodenzone*. Diss. Chr. Albrechts-Univ., Kiel, 340 p.
- Hultberg, H. and Johansson, S. (1981). *Acid groundwater*. *Nordic Hydrol.* 12, 51-64.
- KNMI/RIV (1981). *Meetnet voor bepaling van de chemische samenstelling van de neerslag in Nederland*. Jaaroverzicht 1980. KNMI publ. 156-3, De Bilt, 33 p.
- Kreitler, C. W. and Jones, D. C. (1975). *Natural soil nitrate: the cause of the nitrate contamination in Runnels County, Texas*. *Groundwater* 13, 53-61.
- Leefflang, K. W. H. (1938). *De chemische samenstelling van de neerslag in Nederland*. *Chem. Wkbl.* 35, 658-664.
- Lekkerkerker, C. L. en Otten, P. A. (1982). *Hydrologisch onderzoek in het Hierdense Beek-gebied*. *IvA/VU*, Amsterdam (in voorb.).
- Meinardi, C. R. (1974). *De chemische samenstelling van het grondwater van de Veluwe*. RID med. 1974-4, 48 p.
- Plummer, L. N., Jones, B. F. and Truesdell, A. H. (1976). *WATEQF - A fortran IV version of WATEQ, a computer program for calculating chemical equilibrium of natural waters*. U.S. Geol. Surv. Water Resour. Inv. 76-13, 63 p.
- Plummer, L. N., Wigley, T. M. L. and Parkhurst, D. L. (1978). *The kinetics of calcite dissolution in CO₂-water systems at 5° to 60°C, and 0.0 to 1.0 atm. CO₂*. *Am. J. Sci.* 278, 179-216.
- RID (1975). *Geochemisch gedrag van gezuiverd Rijn-water bij infiltratie in de Veluwe*. RID, 's-Gravenhage.
- Ridder, T. B. (1978). *Over de chemie van de neerslag*. KNMI rapp. 78-4, De Bilt, 45 p.
- Semeyn, J. (1982). *Verslag van het veldwerk Hierdense Beek*. *IvA/VU*, Amsterdam (in voorb.).
- Steenvoorden, J. H. A. M. (1977). *De invloed van een aantal factoren op de denitrificatie (een literatuurstudie)*. Nota 1012, ICW, Wageningen, 25 p.
- Strayer, R. F., Lin, C. J. and Alexander, M. (1981). *Effect of simulated acid rain on nitrification and nitrogen mineralization in forest soils*. *J. Environm. Qual.* 10, 547-551.
- Ulrich, B. (1980). *Production and consumption of hydrogen ions in the ecosystem*. In: T. C. Hutchinson and M. Havas (eds.), *Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems*. NATO Conf. Ser. 1, 4: p. 255-282. Plenum Press, New York.
- Van Breemen, N. (1976). *Genesis and solution chemistry of acid sulfate soils in Thailand*. Proefschrift Wageningen, 263 p.
- Vasak, L. (1979). *De chemische samenstelling van het grondwater in het Barneveldse Beek-gebied*. Basisrapp. Cie. Bestudering Waterhuishouding Gelderland, Arnhem, 33 p.