

Reacties van Rijnwater in de Veluwe en duinen: een experimentele studie en een infiltratieproef

Inleiding

Vermoedelijk uit praktische overwegingen is het onderzoek naar de geochemische reacties bij kunstmatige infiltratie vooral gericht op verstoppingsverschijnselen of ongewenste reacties die een (eventueel hernieuwde) zuivering bij terugwinning noodzakelijk maken. Zo kan injectie van water met een lage geleidendheid klei doen peptiseren wat een (voorbijgaande) troebeling teweeg kan brengen [1] en in extreme gevallen tot verstopping aanleiding kan geven [2]. Oxidatie/reductie-reacties ver-

tijdsverloop van de reacties afhankelijk is van de wederzijds bufferende eigenschappen van infiltraat en het vaste materiaal van de aquifer. In de beginfase van kunstmatige infiltratie zijn dergelijke reacties het beste merkbaar, zodat juist dan de belangrijke parameters gevonden kunnen worden. Het is de bedoeling om hier een overzicht te geven van het onderzoek dat naar dergelijke reacties wordt gedaan op het Instituut voor Aardwetenschappen van de Vrije Universiteit [17, 18]. Het betreft hier de ge-

volgen van infiltratie van Amsterdams leidingwater (Lek-water na duininfiltratie) in Veluwe-sedimenten — een laboratoriumstudie die mede is gefinancierd door het RID — en het reactieverloop van hetzelfde water (zie tabel I) tijdens een injectieproef in het veld in het diepe duinwaterpakket — in samenwerking met Gemeentewaterleidingen Amsterdam.

Infiltratie in de Veluwe: reacties met een onverzadigde zone

De ondergrond van de Veluwe bestaat uit een aantal pleistocene sedimenten die tijdens de vergletsjeringen door het ijs zijn opgeduwd en verschubb. De goede doorlatendheid van de zanden, de hoogteligging en de daarmee samenhangende grote onverzadigde zone [19] is gezien als een aantrekkelijke mogelijkheid voor kunstmatige infiltratie en opslag van Rijn-water [20]. Om de geochemische gevolgen van een dergelijke infiltratie te onderzoeken, is een proefopstelling gemaakt, waarbij 55 cm Ø polyethyleen vaten werden gevuld met een zevental verschillende sedimenten, die min of meer bemonsterd waren op grond van de stratigrafische kolom [21, 22]. De chemische reacties van het Amsterdamse leidingwater — dat representatief werd geacht voor het te infiltreren, gezuiverde, Rijn-water — met deze sedimenten zijn

TABEL I - Samenstelling van het water (ppm) gebruikt voor het Veluwe-infiltratie experiment en de injectie-proef in de duinen.

	Veluwe		Dunnen	
	geïnfil-treerd water	oorspron-kelijk bodemvocht	geïnjec-teerd water	diep + duin-water
pH	8	6-6,5	8	7,3
Na+	93	7*	103	22
K+	6,0		6,7	10
Ca ²⁺	93	3,5*	92	87
Mg ²⁺	10	2,5*	10	25
NH ₄ ⁺	0,07	1*	0,05	6
HCO ₃ ⁻	190	6*	213	430
Cl ⁻	180	9*	181	32
SO ₄ ²⁻	80	10*	72	spoor
NO ₃ ⁻	2	<1*	6	<0,3
Al	0,02		n.b.	
Fe ²⁺	—	—	—	1,3-4,8

* Naar: C. R. Meinardi (1974); RID med. 1974-4.
+ Oorspronkelijk duinwater in waarnemingsputten WP 5-33 en WP 10-33.



C. A. J. APPELO
Instituut voor Aardwetenschap-
pen Vrije Universiteit
Amsterdam



P. J. STUYFZAND
Instituut voor Aardwetenschap-
pen Vrije Universiteit
Amsterdam

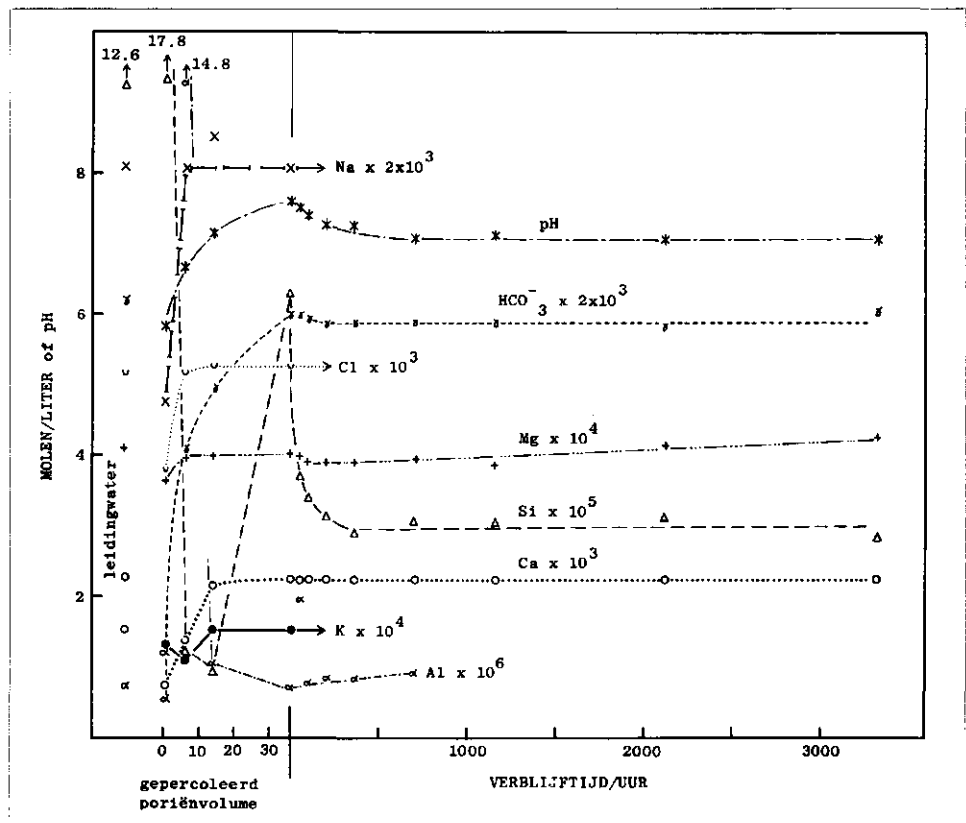


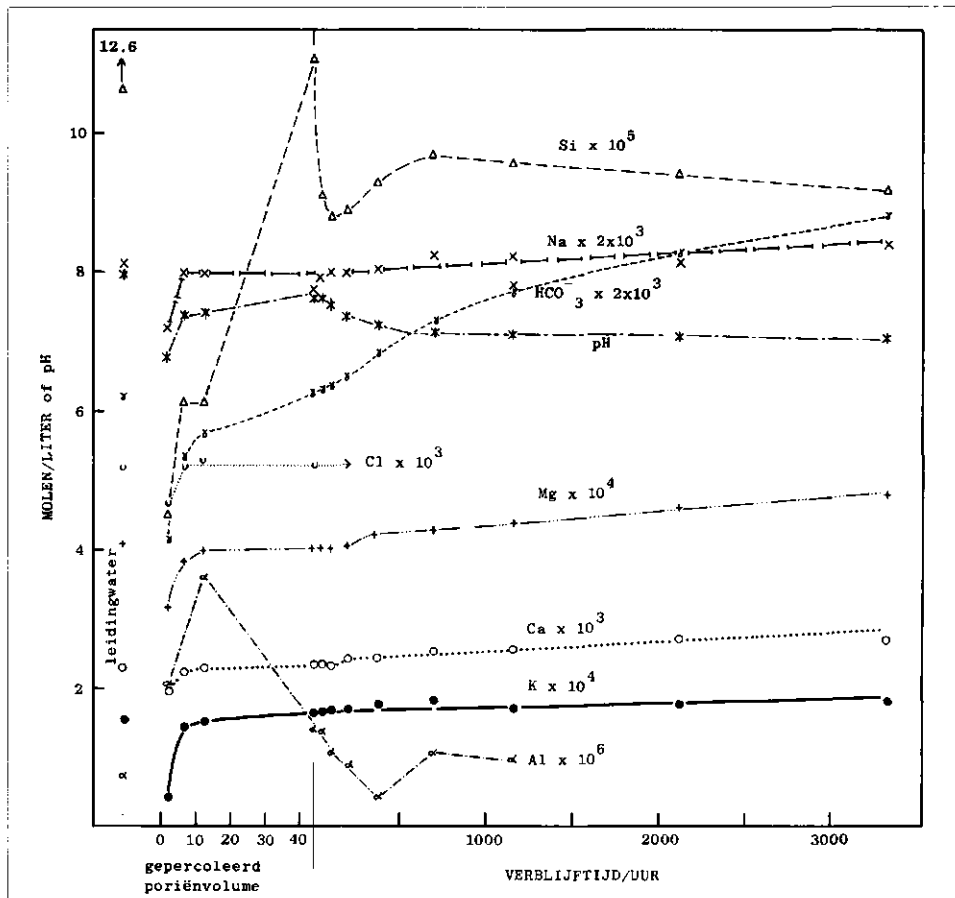
G. B. ENGELEN
Instituut voor Aardwetenschap-
pen Vrije Universiteit
Amsterdam

lopen meestal snel en kunnen tot spectaculaire kwaliteitsveranderingen aanleiding geven [3, 4, 5]. Wanneer infiltraat en watervoedende laag een met elkaar overeenstemmende samenstelling hebben, blijven reacties gewoonlijk achterwege [6], afgezien van bacteriegroei [7, 8, 9].

Reacties die het gevolg zijn van menging van twee watertypes alléén, kunnen in het algemeen door een rechte lijn berekening aangegeven worden. Twee watertypes die op zich in evenwicht zijn met sideriet (FeCO₃) en calciet (CaCO₃), of ook beide met calciet, kunnen bij menging oververzadigd worden en mogelijk tot precipitatie leiden [10, 11]. Plummer [12] wijst er daarentegen op dat menging van (oververzadigd) zeewater met zoet water (in evenwicht) in onderverzadiging t.o.v. calciet kan resulteren, afhankelijk van o.a. de CO₂-spanning van het zoete water. Dergelijke reacties zijn min of meer hypothetisch [13] en beperkt tot het infiltratie-front, waar dispersie en de geringe reactiesnelheden [14, 15] het merkbaar effect niet vergroten. Dit laatste geldt overigens niet voor menging van zuurstofhoudend water met Fe²⁺-houdend, dieper water bij een winningsput [16]. In het algemeen kan men stellen dat het

Afb. 1 - Verloop van de concentraties in Amsterdams leidingwater in contact met sediment uit de 'Formatie van Enschede', Veluwe.





Afb. 2 - Verloop van de concentraties in Amsterdams leidingwater in contact met fluvioglaciaal sediment van de Veluwe.

gevolgd tijdens een percolatie-fase, waarbij 20-40 maal het poriën-volume werd door-gepoeld, en tijdens een stagnatie-fase van bijna een half jaar.

Resultaten

Tijdens het voorspoelen werden aanmerkelijke pH-dalingen geconstateerd in alle vaten: van pH = 8 in het leidingwater naar pH = 5 tot 6 in de uitloop (afb. 1, 2). Tegelijkertijd nam het silicium-gehalte sterk af nadat het oorspronkelijke bodemvocht was uitgespoeld, van 7,6 ppm in het leidingwater naar soms minder dan 1 ppm SiO₂, en nam het aluminium-gehalte toe. Natrium en chloride kwamen op de oorspronkelijke concentratie in leidingwater nadat maximaal 3,3 x het poriënvolume van de sedimenten was doorgepoeld. Ca en Mg namen langzamer toe naar het niveau in het leidingwater. Deze afname van kationen werd gecompenseerd door een afname van de alkaliteit.

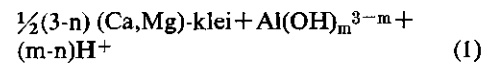
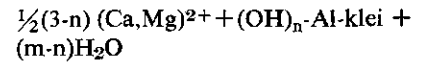
De sterk zure reactie wijst op een hydrolyse van aluminium dat in het uitwisselings-complex is gebonden [23]. Het aluminium kan hierbij als positief geladen, meerkernig complex in oplossing gaan [24], waarna bij oververzadiging een langzame reorganisatie

tot gibbsiet (Al(OH)₃) optreedt.

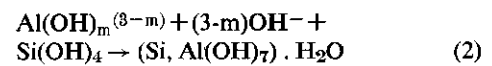
Geochemisch kader

Voor een goed begrip van deze reacties is het nuttig om de Veluwe, als onverzadigde zone, te beschrijven vanuit het gezichtspunt van vertering. Door de beschikbaarheid van zuurstof in de onverzadigde zone, worden organische verbindingen geoxideerd, waarbij CO₂ aan het infiltrerende regenwater wordt toegevoegd. Wanneer dit agressief CO₂ niet wordt geneutraliseerd door kalk, worden primaire mineralen aangetast als veldspaten en glimmers. De oplossingsreactie verloopt echter incongruent voor deze alumino-silikaten; de alkali- en aardkali-ionen en deels ook SiO₂, worden door het percolerende water meegenomen, terwijl aluminium (en ijzer) achterblijven, alleen al door de geringe oplosbaarheid van het hydroxide. Kenmerkend is, dat bij voortdurende uitloging aluminium een steeds groter deel uitmaken van het uitwisselingscomplex. Hierbij verzuurt de grond, omdat het aluminium dat aan de negatief geladen klei-oppervlakken is geadsorbeerd, minder sterk is gehydrolyseerd dan het in de 'vrije' evenwichtoplossing zou zijn. De grond buffert daarmee zuur, wanneer het alumi-

niem tegen aardalkali-ionen wordt uitgewisseld:



Meestal zal direct Al(OH)₃ neerslaan, maar bij pH < ~ 7 kunnen ook meerkernige, positieve complexen in oplossing aanwezig zijn [23]. Eenzelfde reactie geldt vermoedelijk voor geadsorbeerd ijzer. Boven een bepaalde pH zal echter een reorganisatie moeten plaatsvinden naar negatief, tetraëdisch Al(OH)₄⁻-ion, dat SiO₂ zeer sterk adsorbeert:



waarbij amorf materiaal neerslaat (o.a. [24]). In ons geval kon deze reactie de oorspronkelijke SiO₂-concentratie in het leidingwater (7,6 ppm SiO₂) zelfs tot 0,3 ppm verminderen, terwijl het oorspronkelijke bodemvocht gehaltes van 10-15 ppm SiO₂ bevatte.

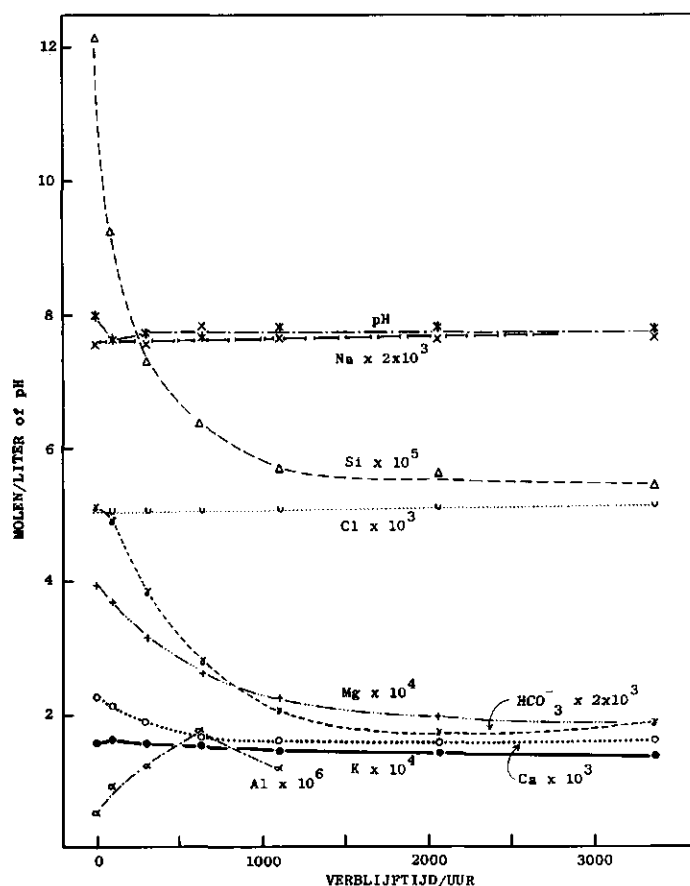
Het is interessant om te zien dat de mate waarin deze reacties optreden samenhangt met de verteringsgraad (en herkomst) van de sedimenten. In afb. 1 is het verloop ingeschetst van de reacties van leidingwater met zgn. 'Formatie van Enschedé', een sediment van oostelijke herkomst dat tamelijk sterk verweerd. Als het chloride- en natrium-gehalte van het percolaat al gelijk is aan de ingangconcentratie, is Ca nog lager, Al extreem hoog en Si extreem laag. Ook nadat het poriënvolume 35 x is doorgepoeld, is de SiO₂-concentratie nog minder dan de helft van de oorspronkelijke concentratie.

Tijdens een langer durend contact van het water met dit sediment bleek de SiO₂-concentratie wederom af te nemen en gecombineerd met de gelijktijdig optredende pH-daling, is dit vermoedelijk een gevolg van nog vrijkomend aluminium. Een andere mogelijkheid is dat hier een langzamer evenwichtinstelling met een kristallijn kleimineraal optreedt.

Een soortgelijk verloop is gevonden voor een fluvi-glaciaal sediment (afb. 2). Dit sediment heeft op grond van het voorkomen van augiet een zekere Rijn-component en lijkt minder verweerd. De concentratie-veranderingen van Al en Si zijn hier dan ook minder extreem, maar vertonen wel hetzelfde beeld.

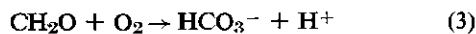
Verdere reacties: pH-buffering

Opvallend is voor ditzelfde sediment de toename van de alkaliteit gedurende de stagnatie-fase. In ieder geval in de eerste 500 uur kan dit niet veroorzaakt zijn door oplossen van CaCO₃, omdat het water dan



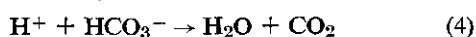
Afb. 3 - Verloop van de concentraties in Amsterdams leidingwater in contact met hetzelfde sediment als van afb. 2, nu in een open recirculatie-opstelling.

nog oververzadigd is aan kalk. Bovendien nemen Mg en K overeenkomstig Ca toe. De reden moet liggen in CO_2 -productie, vermoedelijk door schimmels, die *basisch* wordt gebufferd door het sediment. CO_2 -productie als gevolg van oxydatie van organisch materiaal beïnvloedt de alkaliteit immers niet, omdat evenveel protonen vrijkomen als HCO_3^- -ionen worden geproduceerd:



Gedurende de percolatie-fase met basisch leidingwater ($\text{pH} = 8$) heeft het uitwisselingscomplex van dit sediment dus eigenschappen aangenomen waardoor de pH-daling als gevolg van reactie 3 wordt gebufferd naar $\text{pH} = 7,0$.

In een open recirculatie-opstelling met hetzelfde sediment, waarin het water na eenzelfde voorspoelfase werd rondgepompt vanuit een 56 liter buffervat, nam de alkaliteit af tijdens het ontwijken van CO_2 (afb. 3). Dit moet een gevolg zijn van een verdere, *zure*, buffering van het sediment, omdat ook ontwijken van CO_2 alleen de alkaliteit niet beïnvloedt:

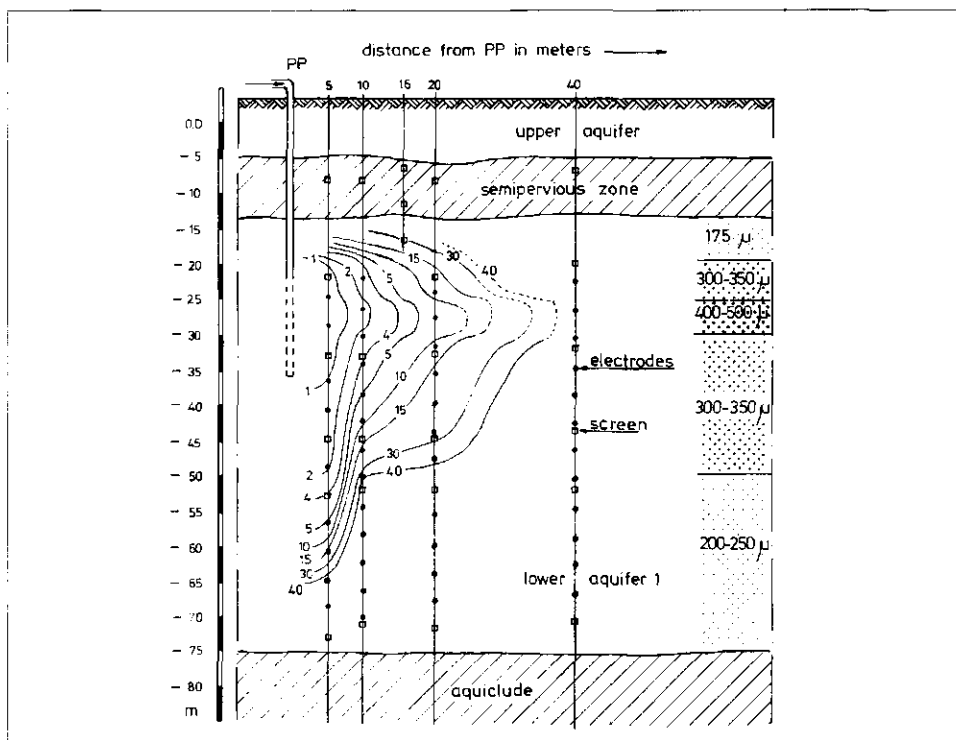


waarbij evenveel protonen als HCO_3^- -ionen worden opgenomen. Het rondgepompte water is na 600 uur onderverzadigd aan CaCO_3 , zodat de alkaliteit in ieder geval daarna niet lager kan zijn geworden als gevolg van neerslaan van calciet. De vrijwel constante $\text{pH} = 7,8$ wijst erop, dat het ontwijken van CO_2 volgens reactie 4 de beperkende factor is, waaraan de pH-bufferende werking van het sediment zich snel genoeg kan aanpassen. (De 110 l water werd als geheel ongeveer 45 x per dag rondgepompt door het sediment.) De pH van het water is bij deze processen zo belangrijk omdat een deel van de uitwisselcapaciteit pH-afhankelijk is en omdat de pH als gevolg van andere processen gemakkelijk kan veranderen. De *richting* waarin door het sediment wordt gebufferd is altijd naar het voorgaande, verdrongen water; de *mate* waarin wordt gebufferd is afhankelijk van de uitwisselcapaciteit.

Putfiltratie in de duinen

Door de Gemeentewaterleidingen Amsterdam is een persput infiltratieproef gedaan met leidingwater (eveneens Rijn-water na duininfiltratie, zie tabel I) in het duinwater pakket van 22 tot 36 m —NAP. In de maanden november en december 1976 is in totaal een 31.000 m^3 water geïnjecteerd. De kwaliteitsveranderingen die het water onderging tijdens passage door de ondergrond zijn gedetailleerd gevolgd in een

Afb. 4 - Verbreiding van het water na het aangegeven aantal dagen tijdens de injectieproef met leidingwater bij gemeente-waterleidingen.



negental waarnemingsfilters in vier putten (zie afb. 4). In deze afbeelding is het spreidingspatroon aangegeven van het geïnjecteerde water, zoals dit herleid kon worden uit metingen met geohm-sensoren en de toename van het chloride-gehalte tijdens de passage van het infiltratiefront. Het oorspronkelijke diepe duinwater ter plaatse is anaëroob, bevat geen NO₃⁻ en heeft 2 tot 4 ppm Fe²⁺. De Ca-concentratie is gelijk aan die van het infiltraat, de Mg-concentratie is tweemaal zo hoog en de Na- en Cl-concentraties zijn ongeveer viermaal lager. Een van de problemen bij de interpretatie van de chemische veranderingen is geweest dat de waarnemingsputten m.b.v. een boorspoeling zijn geboord. In de waarnemingsfilters op 33 m —NAP, op 5 m en op 10 m van de persput, bleek echter dat de uitwisseling, omgerekend naar m³ sediment, in beide gevallen vrijwel gelijk was (tabel II).

TABEL II - Uitwisseling in meq./m³ sediment voor de waarnemingsfilters op 5 en 10 m afstand van de persput, bij een porositeit van 33 % en een verhouding van het injectie-front tot het gepasseerde volume van 2,5.

	WP 5-33	WP 10-33
Ca ²⁺	— 470	— 430
Mg ²⁺	+ 500	+ 430
NH ₄ ⁺	+ 180	+ 130
Na ⁺	— 210 (?)	— 130 (?)
Σ+	680	560

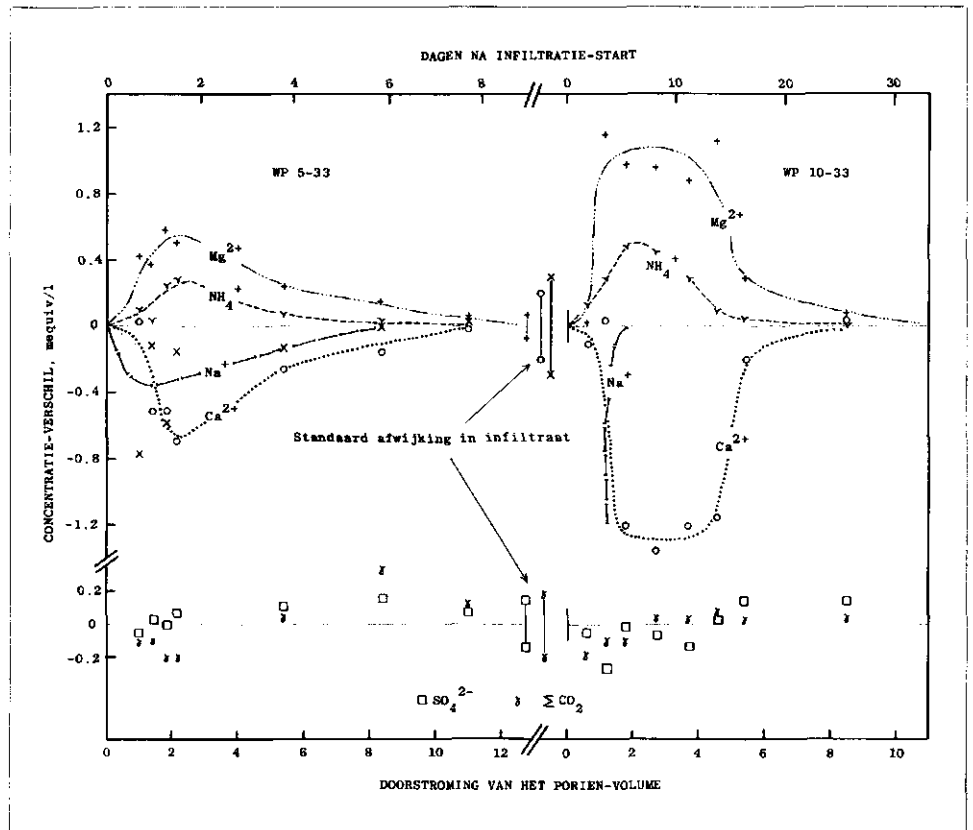
Omdat het sediment over zo korte afstand en op gelijke diepte, wel uniform zal zijn, kan de boorspoeling althans in deze filters weinig invloed hebben gehad op de kwaliteitsveranderingen.

Tijdens de doorbraak kon de mengverhouding van het infiltraat en het oorspronkelijke grondwater berekend worden uit de Cl-concentratie.

De concentratie-verschillen ten opzichte van menging en later ten opzichte van het infiltraat alléén zijn weergegeven in afb. 5. De verschillen zijn gering voor de anionen — zelfs bijna binnen de standaardafwijking van de concentratie in het infiltraat — maar zeer duidelijk voor de kationen. Door de anaëroobe condities in het pakket wordt O₂ geheel en NO₃⁻ gedeeltelijk verbruikt. De redox-buffering van het sediment is echter gering, want al tijdens de doorbraak is geen Fe²⁺ meer gemeten.

Oxydatie-/reductiereacties

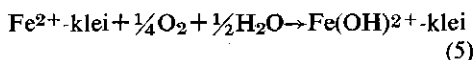
Voor het zuurstof-gebruik kunnen een aantal reacties verantwoordelijk zijn. Het is echter opvallend dat het zuurstof-gebruik zich niet weerspiegelt in een toename van ΣCO₂, als gevolg van oxydatie van organisch materiaal (reactie 3), of van misschien aanwezig FeCO₃. Evenmin neemt SO₄²⁻



Afb. 5 - Verschillen tussen de gemeten concentratie en de berekende concentratie op grond van menging van leidingwater met oorspronkelijk grondwater. De reistijd van persput naar waarnemingsfilter is 0,70 en 3,25 dagen voor resp. WP 5-33 en WP 10-33.

voldoende toe om de afname van zuurstof en NO₃⁻ bevredigend te kunnen verklaren door oxydatie van pyriet. Bij de reactie:
 $FeS_2 + 3,5 H_2O + 3,75 O_2 \rightarrow Fe(OH)_3 + 2 SO_4^{2-} + 4H^+$

zou immers per 8 ppm O₂ ongeveer 0,27 meq. SO₄/l vrijkomen en de alkaliteit met een gelijke hoeveelheid dalen. De relatieve toename van fosfaat is eveneens te gering (max. 0,02 mmol/l) om de afname van zuurstof te kunnen verklaren door oxydatie van vivianiet (Fe₃(PO₄)₂ · 8 H₂O). Een mogelijkheid, die echter nog niet in de literatuur is beschreven, is misschien dat Fe²⁺ in het uitwisselcomplex wordt geoxydeerd. Evenals dat bij aluminium het geval is, hoeft Fe³⁺ daarbij niet direct te hydrolyseren naar Fe(OH)₃, maar kan het, dankzij de lagere potentiaal aan de klei-opervlakken, in een lagere hydrolyse-graad stabiel zijn:



In de waarnemingsput op 5 m, in het filter op —33 m, breekt de zuurstof door nadat het poriën-volume 14 maal is doorgespoeld. Als we aannemen dat alle zuurstof is opgebruikt volgens reactie 5, komt dit overeen met ongeveer 120 μmol Fe²⁺/100 gr. sediment, of 66 ppm Fe²⁺. Het is onze bedoeling om de hoeveelheid Fe²⁺ nog te bepa-

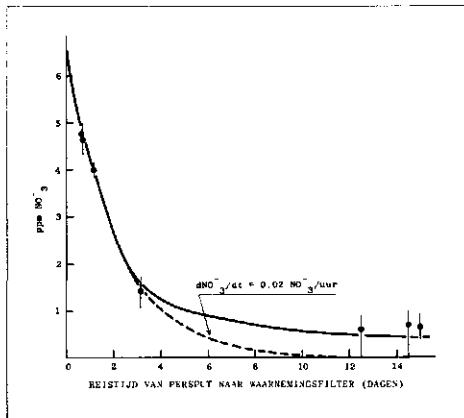
len in een zuur extract van een zorgvuldig genomen monster.

De hoeveelheid NH₄⁺ die door het sediment wordt afgegeven — overigens als gevolg van uitwisseling — is voor de filters op 5 m en op 10 m resp. 10 en 7,5 meq. NH₄⁺/100 gr. In hoeverre dit in goede verhouding staat met 240 μeq. Fe is echter niet bekend.

Bij de reductie van NO₃⁻ wordt gewoonlijk N₂O of N₂ geproduceerd, zowel organisch [26] als anorganisch [27] en niet direct NH₄⁺. Het is opvallend dat de afname van NO₃⁻ min of meer constant is voor de verschillende waarnemingsfilters. Bij een constant injectie-debiet wijst dit op een reductie die afhankelijk is van de verblijftijd. In afb. 6 is het NO₃⁻-gehalte uitgezet als functie van deze reistijd. Het verloop doet sterk denken aan een eerste orde reactie [28]; de reactie-constante, k = 0,020/ uur heeft althans de juiste orde van grootte. Op zich is dit wel opvallend, omdat ook de beschikbaarheid van organisch materiaal de reactie-snelheid beïnvloedt [29].

Uitwisselingsreacties

Uitwisseling treedt vooral op tussen Ca en Mg en lijkt een gevolg van de tweemaal hogere Mg-concentratie in het oorspronkelijke grondwater ten opzichte van het infiltraat, terwijl de Ca-concentratie voor



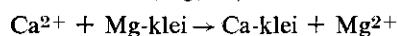
Afb. 6 - De afname van het NO_3^- -gehalte als functie van de reistijd van persput naar waarnemingsfilter. De onderbroken lijn is voor een eerste orde reactie.

beide gelijk is. Naast Mg neemt vooral NH_4^+ toe, terwijl de toename van K^+ , ook al is deze significant, in equivalenten minder dan 10 % van de hoeveelheid Mg bedraagt. De toename van NH_4^+ lijkt gecompenseerd te worden door een afname van Na^+ .

Omdat het uitwisselproces voor deze twee filters ten einde is gekomen tijdens de injectie-proef, kan dit voor beide filters omgerekend worden op m^3 sediment, zie tabel II. We zijn er hierbij vanuit gegaan dat de uitbreiding van het geïnjecteerde water het midden houdt tussen cilindervormig en bol-vormig. Zoals al eerder werd gesteld is de totale uitwisseling dan gelijk voor beide filters, zodat de invloed van de bij het slaan van de put gebruikte boorspoeling verwaarloosd mag worden.

Ook de Ca/Mg-uitwisseling is vrijwel gelijk voor beide filters en het is interessant om in verband met mogelijke oxydatie van Fe^{2+} in het uitwisselcomplex, de uitwisselcapaciteit $t=2 \{ \text{Ca} + \text{Mg} \}_{\text{klei}}$ uit te rekenen.

Dit kan met de aanname dat de uitwisseling Ca/Mg equivalent is, omdat de selectiviteitscoëfficiënt $K(\text{Mg}/\text{Ca})$ voor de reactie:



vrijwel gelijk één is voor de meeste kleimineralen [30].

Met de oorspronkelijke verhouding:

$$a_0 = (a\text{Ca}_0/a\text{Mg}_0)_{\text{H}_2\text{O}} = \{ \text{Ca}_0/\text{Mg}_0 \}_{\text{klei}}$$

en na het aflopen van de uitwisseling

$$a_1 = (a\text{Ca}_1/a\text{Mg}_1)_{\text{H}_2\text{O}} = \{ (\text{Ca}_0 + z) / (\text{Mg}_0 - z) \}_{\text{klei}}$$

wordt:

$$t = \frac{2z \cdot (1 + a_1) \cdot (1 + 1/a_0)}{a_1 - a_0}$$

Bij een porositeit van 33 % levert dit op $t \approx 1,4 \text{ eq/m}^3 \approx 80 \mu\text{eq}/100 \text{ gr}$. Dit is geen onrealistische uitkomst voor een grof sedi-

ment, maar duidt erop dat het verlies van zuurstof niet alleen door $240 \mu\text{eq Fe}/100 \text{ gr}$ sediment verklaard kan worden.

Verstopingsverschijnselen

Bij de injectie van het leidingwater in het duinpakket is niet of nauwelijks verstopping geconstateerd. Als we nog even uitgaan van een maximale hoeveelheid Fe^{2+} die geoxideerd, neer zou kunnen slaan als ijzerhydroxide, dan zal dit minder zijn dan 1,5 ‰ van het aanwezige poriën-volume. Alleen wanneer dit door het geïnjecteerde water meegenomen zou worden (wat ook gebeurt, gezien de verhoging van het Fe^{3+} -gehalte in de waarnemingsfilters) en plaatselijk zou neerslaan zou dit verstoppend kunnen werken. Zoals meestal is geconstateerd, is verstopping bij kunstmatige infiltratie veeleer een gevolg van een te hoog slibgehalte [31, 32, 33] of van bacteriegroei [7, 9].

Voor infiltratie in de Veluwe geldt, dat de normaal optredende verweringsreacties bij de inbreng van Rijnwater juist worden omgedraaid: de inbreng van relatief hoge concentraties kationen, een hoge pH en voldoende SiO_2 , leidt tot opbouw en nieuwvorming. Het neerslaan van SiO_2 met aluminium zal echter niet verstoppend hoeven te werken, indien de hoeveelheid Al die het sediment kan leveren gering is. Ook hier kan alleen transport van de vrijkomende aluminium-complexen en concentratie — bijv. rond de winningsputten — de porositeit en permeabiliteit doen verminderen. Wel is geconstateerd dat onder zeer ongunstige veld-omstandigheden dergelijke processen kunnen optreden, zoals bleek bij een infiltratieproef. Daarbij werd natuurlijk, al basisch Veluwe-grondwater direct aan het oppervlak opnieuw geïnfiltrteerd en werd een verstoppend neerslag gevormd. Dit neerslag bleek inderdaad Al en Si te bevatten, naast Fe en PO_4 [34]. Deze resultaten zijn extreem, omdat geïnfiltrteerd werd in het bovenste deel van de formatie, waar de bodemvorming het sterkst is. Bij langdurige infiltratie in de proefinstallatie bij Leiduin, is daarentegen geen verstopping geconstateerd die een gevolg kan zijn van neerslaan van aluminosilicaten [35].

Literatuur

1. Nightingale, H. I., and Bianchi, W. C., (1977): *Ground-water turbidity resulting from artificial recharge*. Ground Water 15, p. 146-152.
2. Brown, D. L., and Silvey, W. D., (1973): *Underground storage and retrieval of fresh water from a brackish-water aquifer*. In: 2nd. Int. Symp. Underground Waste Management and Artificial Recharge, New Orleans, p. 379-419.
3. Ragone, S. E. and Vecchioli, J., (1975): *Chemical interaction during deep well recharge*,

Bay Park, New York. Ground Water 13, p. 17-24.

4. Olsthoorn, T. N., Tuinzaad, H., Beek, C. G. E. M. van, en Puffelen, J. van, (1975): *Putinfiltratie met drinkwater te 's-Gravenhage*. KIWA med. 41, Rijswijk, 94 p.

5. Wood, W. W. and Bassett, R. L., (1975): *Water quality changes related to the development of anaerobic conditions during artificial recharge*. Water Resour. Res. 11, p. 553-558.

6. Sniegocki, R. T., (1963): *Geochemical aspects of artificial recharge in the Grand Prairie Region, Arkansas*. U.S. Geol. Surv. Water-supply Paper 1615-E, 41 p.

7. Rebhun, M., and Schwartz, J., (1968): *Clogging and contamination processes in recharge wells*. Water Resour. Res. 4, p. 1207-1217.

8. Rijsbergen, D. van, (1973): *Proeven inzake het verstopping van injectieputten te De Bilt*. RID Med. 73-6, Den Haag, 22 p.

9. Vecchioli, J., (1970): *A note on bacterial growth around a recharge well at Bay Park, Lond Island, N.Y.* Water Resour. Res. 6, p. 1415-1419.

10. Hem, J. D., (1967): *Equilibrium chemistry of iron in ground water*. In: Principles and applications of water chemistry. S. D. Faust & J. V. Hunter (eds), Wiley, p. 625-643.

11. Warner, D. L. and Doty, L. F., (1967): *Chemical reactions between recharge water and aquifer water*. IASH pub. 72 (Haifa Symp.), p. 278-288.

12. Plummer, L. N., (1975): *Mixing of sea water with calcium carbonate groundwater*. In: Quantitative studies in the geological sciences. E. H. T. Whitten (ed.), Geol. Soc. Am., Mem. 42, p. 219-236.

13. Reeder, H. O., Wood, W. W., Ehrlich, G. G., and Sun, R. J. (1976): *Artificial recharge through a well in fissured carbonate rock, West St. Paul, Minnesota*. U.S. Geol. Surv. Water-Supply Paper 2004, 80 p.

14. Mercado, A., and Billings, G. K., (1975): *The kinetics of mineral dissolution in carbonate aquifers as a tool for hydrological investigations*. I concentration-time relationships. J. Hydrol. 24, p. 303-331.

15. Plummer, L. N., (1977): *Defining reactions and mass transfer in part of the Floridan aquifer*. Water Resour. Res. 13, p. 801-812.

16. Kobus, E. J. M., en Vlasblom, W. J., (1975): *Putverstopping door ijzernerslagen te Castricum*. KIWA Med. 38, Rijswijk, 52 p.

17. Appelo, C. A. J., (1975): *Reacties van Rijnwater met Veluwe-sediment: een experimentele studie naar de gevolgen van kunstmatige infiltratie in een onverzadigde zone*. Rapport aan de ad-hoc werkgroep Geochemie van de Techn. Werkg. Veluwe-infiltratie.

18. Stuyfzand, P. J., (1977): *Hydrochemical aspects of drinking water injection by a deep well in a semiconfined aquifer at Leiduin pumping station near Zandvoort, North Holland*. Gemeentewaterleidingen, Amsterdam.

19. Vries, J. J. de, (1974): *Groundwater flow systems and stream nets in the Netherlands*. Proefschrift Amsterdam, 226 p.

20. *H₂O* 8 (15), 1975, p. 295-319.

21. Zandstra, J. G., (1971): *Geologisch onderzoek in de stuwval van de oostelijke Veluwe bij Hattem en Wapenveld*. Med. Geol. Dienst N.S. 22, p. 215-260.

22. Polak, B., Maarleveld, G. C., and Nota, D. J. G., (1962): *Palynological and sedimentary petrological data of a section in ice-pushed deposits (southern Veluwe, Netherlands)*. Geol.

• vervolg op pagina 343

optreden wanneer water door middel van persputten in een watervoerende laag wordt gebracht. Uit de voorbereidende besprekingen is naar voren gekomen dat dit, overigens moeilijk te benaderen probleem, een onderdeel van de studie zal uitmaken.

Een ander element is de correlatie met de praktijk. De schrijver is van mening dat aandacht gegeven moet worden aan een controle van de gebouwde modellen aan de hand van praktijkvoorbeelden. Tevens is bekend dat dit erg moeilijk zal zijn omdat het aantal goed bekende en in de loop van langer tijd gevolgde praktijkgevallen, beperkt zal zijn. Niettemin zal het gebruik van de modellen bevorderd worden en het belang ervan groter zijn, als controle-berekeningen en voorbeelden uit de praktijk de relevantie onderstrepen.

Organisatie

De werkzaamheden van de werkgroep zijn goed voorbereid. Tal van afspraken zijn gemaakt. Daarin is ook voorzien dat een geohydroloog speciaal voor dit onderwerp en voor de duur van het onderzoek zal worden aangetrokken.

Het is een goede zaak dat tegelijk met de oprichting van de werkgroep niet alleen gezorgd is voor een kader dat kan dienen als klankbord en ondersteuning voor het te verrichten werk, doch ook dat — en in feite ligt dat voor de hand — een medewerker kan worden aangetrokken die een deel van dit onderzoek tot zijn dagtaak kan rekenen. Werkend binnen de waterleidingwereld met tal van commissies, blijkt steeds weer dat slechts goede resultaten worden bereikt als fulltime-werkkracht kan worden ingezet. De totale kosten van het onderzoek worden voor een periode van drie jaar geraamd op f 1.200.000,—.

Dankwoord

Namens het KIWA en namens de Commissie Infiltratie dankt de voorzitter van de Commissie Infiltratie alvast de leden voor hun bereidwilligheid zitting te nemen in deze werkgroep en vooral prof. dr. ir. A. Verruijt, die het voorzitterschap op zich heeft genomen. Prof. Verruijt heeft een belangrijke rol gespeeld bij het ontwerpen van mathematische modellen voor de grondwaterhydrologie en bij de bevordering van de toepassing. Met belangstelling wordt uitgezien naar het werk en het resultaat van de werkgroep.

Literatuur

Pennink, J. M. K. (1915). *Grondwaterstroombanen*.

• vervolg van pagina 332

Zuurstofoverdracht en denitrificatie in actief-slib

- Mijnb. 41, p. 333-350.
23. Scheffer, F., und Schachtschabel, P. (1970): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 7te Aufl., Enke, Stuttgart, 448 p.
24. Smith, R. W. (1971): *Relations among equilibrium and non equilibrium species of aluminium hydroxy complexes*. Adv. Chem. Ser. 106, p. 250-279.
25. Luciuk, G. M., and Huang, P. M., (1974): *Effect of monosilicic acid on hydrolytic reactions of aluminum*. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38, p. 235-244.
26. Schlegel, H. G., (1974): *Allgemeine Mikrobiologie*, Enke, Stuttgart, p. 259-261.
27. Buresh, J., and Moraghan, J. T., (1976): *Chemical reduction of nitrate by ferrous iron*. J. Environm. Qual. 5, p. 320-325.
28. Stanford, G., Dzienia, S., and Pol, R. A. van der, (1975): *Effect of temperature on denitrification rate in soils*. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39, p. 867-870.
29. Kohl, D. H., Vitahayathil, F., Whitlow, P., Shearer, G., and Chien, S. H., (1976): *Denitrification kinetics in soil systems: The significance of good fits of data to mathematical forms*. Soil Sci. Soc. Amer. J. 40, p. 249-253.
30. Schachtschabel, P., (1940): *Untersuchungen über die Sorption der Tonminerale und organischen Bodenkolloide und die Bestimmung des Anteils dieser Kolloide an der Sorption in Boden*. Kolloid-Beihfte 51, p. 199-276.
31. Behnke, J. J., (1969): *Clogging in surface spreading operations for artificial groundwater recharge*. Water Resour. Res. 5, p. 870-876.
32. Goss, D. W., Smith, S. J., Stewart, B. A., and Jones, O. R., (1973): *Fate of suspended sediment during basin recharge*. Water Resour. Res. 9, p. 668-675.
33. Ripley, D. P. and Saleem, Z. A., (1973): *Clogging in simulated glacial aquifers due to artificial recharge*. Water Resour. Res. 9, 1047-1057.
34. Reymerink, A., en Bisdom, E. B. A., (1975): *Een micromorfologisch onderzoek naar de oorzaak van het niet of onvoldoende functioneren van een infiltratieproef op de Veluwe te Epe*. STIBOKA, rapp. 1267, Wageningen, 8 p.
35. Hrubec, J., (1975): *De proefinstallatie ten behoeve van het Veluwe onderzoek te Leiduin*. H₂O 8, p. 315-319.



• vervolg van pagina 340

Reacties van Rijn-water in de Veluwe en in de duinen: een experimentele studie en een inflatieproef

2. Krul, J. M. (1976). *The relationship between dissimilatory nitrate reduction and oxygen uptake by cells of an Alcaligenes strain in flocs and in suspension and by activated sludge flocs*. Water Research 10, 337-341.
3. Rijvordt, A. (1978). *Zuurstofoverdracht in actief-slib*. (Afstudeeropdracht HTS-A'dam uitgevoerd bij IMG-TNO).
4. Kruijze, R. R. (1978). *Zuurstofoverdracht en denitrificatie in actief-slib bij voornamelijk lage*

zuurstofconcentraties. (Stage-periode van LH Wageningen bij IMG-TNO).

5. Kossen, N. W. F. (1978). *Oxygen transport into bacterial flocs and biochemical oxygen consumption*. Paper presented on the IAWPR Conferense on aeration (Amsterdam - september 1978).

6. Matson, J. V. and Characklis, W. G. (1976). *Diffusion into microbial aggregates*. Water Research 10, 877-885.

7. Heide B. A. (1977). *Biologische denitrificatie in zeer laag belaste actiefslibsystemen*. H₂O 10 (3), 62-69.



Berekening van afvalwater-zuiveringsinstallaties

In de reeks 'Leefmilieu-Dossiers', uitgegeven door de Belgische Stichting Leefmilieu v.z.w., onder de auspiciën van de Kredietbank, verscheen de publikatie 'Berekening van afvalwaterzuiveringsinstallaties'.

De auteur Ir. Em. Van Vaerenbergh heeft met dit werk gepoogd de voornaamste methodes voor de berekening van waterzuiveringsinstallaties in een logisch verband te plaatsen en de bestaande informatie terzake — die veelvuldig, maar versnipperd aanwezig is — te bundelen tot één geheel. Uitgangspunt van het werk is dat het voor de dimensionering van zuiveringsinstallaties nuttig en wenselijk is uit te gaan van berekeningsmethodes die in hoge mate rekening houden met de verschijnselen en wetmatigheden die zich tijdens het zuiveringsproces voordoen.

De Stichting Leefmilieu is van oordeel dat dit dossier wellicht een bijdrage kan leveren tot een meer efficiënte aanpak van de afvalwaterzuivering. Men kan immers niet loochenen dat inzake waterzuiveringsinstallaties een zekere inflatie valt te bespeuren. Bovendien verloopt de zuivering in de bestaande installaties waarschijnlijk niet steeds even grondig en efficiënt, is de dimensionering niet altijd aangepast, aldus de stichting.

De uitgave 'Berekening van afvalwaterzuiveringsinstallaties' telt 267 pagina's en is (uitsluitend) te verkrijgen op het secretariaat van de STICHTING LEEFMILIEU v.z.w., p/a Rockoxhuis — Kredietbank, Keizerstraat 8 — 2000 Antwerpen (tel. 031/316448) tegen de prijs van Bfr. 350.

Kritiekperiode normontwerp over toleranties voor de bouw verlengd

Het in februari 1979 door het Nederlands Normalisatie-instituut gepubliceerde normontwerp NEN 2881 'Maattoleranties voor de bouw. Begripsomschrijvingen en algemene regels' ligt momenteel nog ter kritiek. De kritiekperiode op dit normontwerp is nu met vier maanden verlengd tot 15 december.

