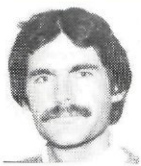


Vergelijking van kunstmatige infiltratie via vijvers en putten in geohydrochemisch opzicht

1. Waarom

Uitbreidingen van kunstmatige infiltratiewerken in Hollands kustduinen worden thans vooral gezocht in de diepte, via putten dus, omdat het ruimtebeslag aan het duinoppervlak volgens velen zijn maximum bereikt heeft. Een maatschappelijk en waterleidingtechnisch belangrijke vraag, uiteraard naast vele andere, is hierbij:

Welke zijn de gevolgen voor de kwaliteit van het teruggewonnen water en voor de



P. J. STUYFZAND
KIWA NV
Afd. Winning & Bodem

accumulatie van verontreinigingen in het duin?

Beantwoording van deze geohydrochemisch getinte vraag vergt onderzoek naar relevante verschillen in bedrijfsvoering, in fysisch-chemische kenmerken van de aan te vullen watervoerende pakketten en in fysisch-chemische processen. Na behandeling van deze facetten komen enige eenvoudige voorspellingsmethoden van uitloging, trends in het kwaliteitsverloop bij diepinfiltratie en de ophoping van stoffen in de ondergrond aan de orde.

Voor een uitvoerige documentatie van de kwaliteitsveranderingen bij voorzuivering, open infiltratie in de duinen en nazuivering zij verwezen naar Stuyfzand [1984, 1986 en 1989b]. Van Puffelen [1984] beschrijft de belangrijkste resultaten in chemisch opzicht met 4 infiltratieputten op verschillende locaties in het duin, in de periode 1973-1980, terwijl Van Beek & Van Puffelen [1984] inzoomen op enkele chemische balansen rond één put. In deze publikatie worden de resultaten van die 4 putten plus een nieuwe, de zogenaamde FLIP-FLOP van de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage, waarvan de chemie gedocumenteerd is door Rutte [1987], geïntegreerd tot een algemeen beeld met kwantificering.

De hier gepresenteerde beschouwingen gaan uit van een goed functionerend diepinfiltratiesysteem zonder ernstige verstopping en zonder verziltingsproblemen bij de terugwinning. In de praktijk kunnen die problemen het systeem lelijk verstoren, tenzij de juiste profylaxe of therapie wordt aangewend [Peters et al, 1989].

Samenvatting

De kwaliteitsverandering van oppervlaktewater na infiltratie via putten wijkt af van die via vijvers. De diepinfiltratie ontbeert vijvers waarin onder andere trihalomethanen vervluchtigen, PAK's neerdalen vanuit de atmosfeer en een herbesmetting met bacteriën en virussen optreedt. Bij een 'diepe' bodempassage treden afwijkingen ten opzichte van de 'ondiepe' op de voorgrond, zoals een minder effectieve filtratie van zwevende bestanddelen, de oxydatie van pyriet, de netto desorptie van typisch anoxische en in het verleden uit zeewater geadsorbeerde elementen en de netto adsorptie van Ca. Gehele of gedeeltelijke overschakeling van ondiep- op diepinfiltratie zal dan ook gevolgen hebben voor de samenstelling en nazuivering van het teruggewonnen water bestemd voor de drinkwatervoorziening. Te onderscheiden zijn daarin tijdelijke veranderingen in verband met uitloging van en sorptie aan een schoon anoxisch pakket, en wijzigingen op de lange termijn samenhangende met een andere bedrijfsvoering (voorzuivering, infiltratiesnelheid) en de bovengenoemde verschillen in fysisch/chemische processen. Eenvoudige voorspellingsmethoden van uitloging en sorptie worden gepresenteerd en geprojecteerd op gemeten trendmatige ontwikkelingen in kwaliteitsveranderingen bij diepe bodempassage. Daarbij worden 5 fasen onderscheiden, waarvan fase 3 en 4 gekenmerkt worden door de doorbraak van resp. NO₃ dikwijls na ca. 45 en O₂ veelal na ca. 135 porie-doorspoelingen. Een grote verblijftijdspreiding in het na diepinfiltreren teruggewonnen water leidt ongetwijfeld, na zekere tijd, tot menging van NO₃-rijke, O₂-rijke en ijzerrijke wateren. Dit houdt risico's van verstopping van winputten in.

2. Verschillen

2.1. In bedrijfsvoering

Enkele relevante verschillen in bedrijfsvoering tussen open en diepinfiltratie zijn bijeengezet in tabel I. Voor infiltratie via putten kan een selectiever beleid voor de inname wenselijk zijn door problemen bij de extra voorzuivering in een bepaald jaargetijde. Ter preventie van verstopping dient er ook verder voorgezuiverd te worden om zwevende deeltjes te elimineren en zou een extra chloring een bacterieel gekatalyseerde constipatie van de put zeker helpen voorkomen [Rijk, 1989; Schippers et al, 1989]. Chloring levert echter ongewenste nevenprodukten op, zoals gechloreerde koolwaterstoffen. Essentieel is ook de bijna 100 maal hogere stroomsnelheid van water direct rond een put ten opzichte van die rond een vijver. Daardoor en door de kleinere dimensie van de nog resterende zwevende deeltjes is een verdere penetratie van die partikels in het watervoerende pakket in principe mogelijk. Het ruimen van een verstopte laag slib is bij open infiltratie

TABEL II - Enkele verschillen in fysisch-chemische eigenschappen van watervoerende pakketten in de duinen.

		Duinzand (vijvers)	Eem Formatie (putten)
horizon. doorlaat-			
coëfficiënt	m/d	12	35
porositeit	%	40	38
slib (< 16 µm)	% dw	≤ 0,3	1,2
org. koolstof	% dw	0,04	0,2
COD	% dw	0,04	0,09
CEC	meq/100 g	0,6	1,8
FeS + FeS ₂	ppm	< 10	220
redox-niveau		(sub)oxisch	anoxisch*
dw = droog gewicht		* = SO ₄ (meta)stabiel	

uiteraard eenvoudiger, maar kan tot ecologisch ongewenste grondwaterstandsfluctuaties door drooglegging leiden. Van belang voor de slibverwerking is natuurlijk ook dat het door terugpompen verwijderde slib uit een diep pakket veel waterrijker is.

2.2. In fysisch-chemische kenmerken WVP's

Tussen ondiepe en diepe watervoerende pakketten (WVP's) kunnen forse verschillen in fysische en chemische eigen-

TABEL I - Enkele verschillen in gangbare bedrijfsvoering tussen open- en diepinfiltratie.

	Vijvers	Putten
Selectieve inname	gif, NaCl	idem
Voorzuivering	(verblijf in bekken), COAG + RSF + Cl ₂	idem + extra COAG + meer Cl ₂
Infiltratie-intensiteit	0,15 m/d	15 m/d
Aard slib	veel slib, weinig H ₂ O	veel H ₂ O, weinig slib
Slib-beheer	• wegschrappen 1x/10 j • droogzetten	• jutteren + retourpompen • stoppen

Cl₂ = chloring; COAG = coagulatie, sedimentatie; RSF = snelfiltratie.

schappen bestaan, zoals in Hollands kustduinen (tabel II). De meest zinvolle vergelijking is daar die tussen duin- en Eemzand. Deze zanden vormen ter plaatse de bovenlaag van respectievelijk WVP 1 en 2, die bij open- respectievelijk diepinfiltratie veelal het meeste infiltratiewater te verwerken krijgen.

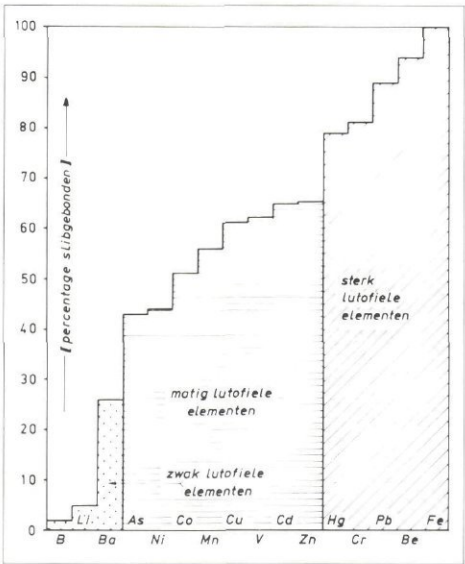
Essentieel is dan het verschil in: aërobiegraad (het redox-niveau), kationuitwisselcapaciteit (CEC), samenstelling van het adsorptiecomplex (vooral K, Mg en NH₄), ijzersulfiden, organisch-stofgehalte en oxydeerbaarheid daarvan, fijne deeltjes (slib- en klei-fractie), en hydraulische karakteristieken als doorlatendheid en porositeit. De sprekende verschillen in tabel II hangen onder andere samen met de fysisch-chemische condities tijdens afzetting, ouderdom (uitloging) en zoet/zout geschiedenis (samenstelling adsorptiecomplex). De geochemie van andere formaties [zie Willemsen, 1984], die ook in de duinen kunstmatig aangevuld worden, wijkt uiteraard af van het in tabel II gepresenteerde. Nader onderzoek van de geochemie is hoe dan ook nuttig, vanwege de grote voorspellingskracht voor kwaliteitsveranderingen bij bodempassage (zie par. 4 en Rijdsdijk [1984]).

2.3. In fysisch-chemische processen De belangrijkste verschillen in processen van kwaliteitsverandering zijn bijeengezet in tabel III. Zij hangen vooral samen met de afwijkende aard van het infiltratiemiddel (vijver versus put) en ontvangende WVP (aëroob versus anaëroob). Zo moet diepinfiltratie de gunstige verlaging van vluchtige en aan actieve kool adsorbeerbare organohalogenen in een vijver ontberen, maar is niet ontvankelijk voor atmosferische depositie noch bacteriologische (her)besmetting. Bij de 'diepe' bodempassage treden als afwijking ten opzichte van de ondiepe passage vooral een minder effectieve filtratie, de oxydatie van pyriet, de netto desorptie van typisch anoxische en in het verleden uit zeewater geadsorbeerde elementen en de netto adsorptie van Ca op de voorgrond. Door terugwinning ontstaan in principe alleen verschillen als er sprake is van een open terugwinning in geval van open infiltratie, zoals in het gebied van Gemeentewaterleidingen (Amsterdam) ten zuiden van Zandvoort.

3. Enkele bodemprocessen in detail

3.1. Filtratie

Stoffen die aan zwevende stof gebonden zijn, zullen in eerste instantie vooral door



Afb. 1 - Gemiddelde slibgebondenheid (lutofilie) van enkele sporenelementen in de Rijn bij Lobith voor de periode 1980 t/m 1983, gesorteerd op het percentage slibgebonden [naar Stuyfzand, 1985].

filtratie uit het infiltratiewater worden verwijderd. De effecten van filtratie bij bodempassage kunnen dan ook worden geschat aan de hand van analyseresultaten van stoffen in zowel 0,45 µm gefiltreerde als ongefiltreerde watermonsters. Dergelijke gegevens zijn ruim voorhanden voor sporenelementen in de Rijn (afb. 1) en helaas schaars c.q. afwezig voor organische microverontreinigingen, hoewel die wel weer af te leiden zijn uit bekende stofeigenschappen en/of uit

bekende effecten van voorzuivering waar de eliminatie van zwevende stof een hoog rendement heeft [Stuyfzand et al, 1984; Smeenk, 1989].

Uit afb. 1 volgt het onderscheid tussen drie groepen sporenelementen, met als grenzen 33 en 67% slibgebondenheid. De sterk lutofiële, dat wil zeggen de slibminnende of liever lutum (= fractie < 2 µm) minnende groep zou zich dan in ruime mate laten wegvangen door filtratie. De zwak lutofiële elementen ontsnappen daarentegen aan deze immobilisatie en vormen potentiële tracers voor geïnfiltreerd Rijnwater. Echter, aanvankelijk gefiltreerde elementen kunnen in tweede instantie gemobiliseerd worden, bijvoorbeeld door reductie (As, Fe, Mn) of complexvorming met in slib vrijkomende humus- of fulvinezuren (de meeste sporenelementen, vooral Cu, en volgens Gjessing & Berglund [1981] ook PAK's). De mate waarin dit optreedt, kan worden nagegaan aan de hand van de zogenaamde slibverrijkings- of verarmingsfactor (SEF), die Stuyfzand et al [1984] als volgt definieerden:

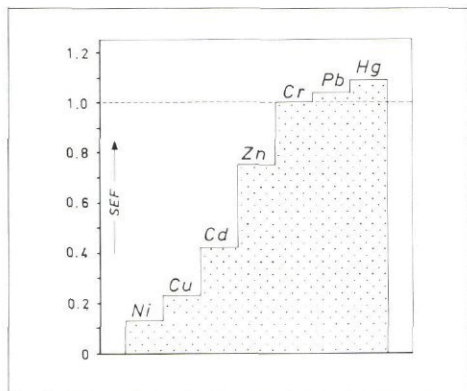
SEF = (X/Cr)slib / (X/Cr)infiltratiewater (1)

waarin:
X = concentratie van X in slib (na correctie voor bijgemengd duinzand) c.q. infiltratiewater;
Cr = idem van totaal chroom.

TABEL III - Verschillen in belangrijke fysisch-chemische processen tussen open- en diepinfiltratie.

	Vijvers	Putten
<u>Infiltratiemiddel</u>		
vervlucht. & gas uitw.	VOX, SM, AFV	—
atmosf. depositie	PAK's, Pb, V, PO ₄ , NH ₄	—
accumulatie	++	—
nieuwvorming DOM	++	—
afbraak	AOX, SM, AFV	—
reïnfectie	+	—
dispersie	+	—
<u>Bodempassage</u>		
filtratie	ZB, XB, B&V	minder
oxydatie & reductie		
opgeloste stof	O ₂ , NO ₃ , SO ₄ , NH ₄ , DOC, XB, SM, AFV	idem
primaire vaste fase	OM, Fe(OH) ₃	OM, FeS ₂
geaccumuleerde vaste fase	OM, XB, B&V	idem
sorptie		
netto adsorptie	RZ, SE, XB, B&V, PO ₄ , SM	Ca, SE, XB, B&V, SM
netto desorptie	Ca, weinig SiO ₂ & DOC	NU, Mg, Fe, Mn, PO ₄
continue uitwisseling	temp, XB, SiO ₂ , F, AFV	idem
oplossing	kalk, diatomeeën	kalk
dispersie	+	idem
<u>Terugwinning</u>		
menging	++	idem
bijmenging duinwater	AFV, DIL, NU, As, HCO ₃	idem
neerslagvorming	Fe(OH) ₃ , SE, PO ₄	idem
als infiltratiemiddel (boven)	+	—

AFV = AFVlaking kwaliteitsfluctuaties; AOX = niet-vluchtige Actieve kool adsorbeerbare Organohalogenen; B&V = Bacteriën & Virussen; DIL = DILutie (=verdunding); DOM = Dissolved Organic Matter; NU = NUtrienten, nl. NH₄, PO₄, K, SiO₂; OM = Organisch Materiaal; RZ = RivierZouten (Na, K, Mg); SE = SporenElementen; SM = SMaakstoffen; VOX = Vluchtige Organohalogenen; XB = XenoBiotische stoffen; ++ = van groot belang; + = van enig belang; — = onbelangrijk/afwezig.



Afb. 2 - De gemiddelde slibverrijdingsfactor (SEF) voor een aantal zware metalen in bodemslib uit 7 infiltratievijvers in de duinen (gebaseerd op gegevens in [Stuyfzand et al, 1984]. Een SEF > 1 duidt op verrijking in slib (ten opzichte van totaal-chroom), een SEF < 1 op verarming, dus gedeeltelijke uitspoeling.

Hierbij is Cr dus als conservatief element aangemerkt, maar ook aluminium zou gekozen kunnen worden. Voor bodemslib uit 7 infiltratievijvers blijkt dan een duidelijke remobilisatie op te treden van de matig lutofielen, in afnemende mate conform hun toenemende lutofilie Ni, Cu, Cd en Zn, terwijl de lutofiele elementen Pb en Hg zich ongeveer als Cr gedragen (afb. 2).

Bacteriën en virussen

Het belangrijkste verwijderingsmechanisme voor bacteriën en virussen (B&V) bij bodempassage is filtratie, waarna eliminatie of inactivatie door biologische, chemische en fysische processen plaatsvindt [Matthess et al, 1988]. Persistentie en transport van B&V in geïnfilteerd oppervlaktewater in (grof)zandige pakketten lijkt op grond van gegevens in Gerba & Goyal [1985] en Matthess et al [1988] vooral mogelijk, wanneer: een sliblaag als eerste barrière ontbreekt, stroomsnelheden hoog en variabel zijn, de temperatuur laag is, het gehalte aan humus- en fulvinezuren hoog is en een onverzadigde zone ontbreekt.

Hoekstra [1984] constateerde een concentratieverlaging met meer dan 3 log-eenheden voor onder andere streptococci en bacteriën van de coli-groep bij bodempassage na open infiltratie. Na 10 meter bodempassage van 8 dagen waren echter nog wel significante aantallen van sulfietreducerende Clostridia en, in mindere mate, van fecale streptococci en bacteriën van de coli-groep aanwezig. Rutte [1987] signaleerde bij diepinfiltratie een volledige verwijdering van aëromonassen na 14 meter bodempassage van 4 dagen en onvolledige verwijdering voor pseudomonassen. Op grond van gegevens in Matthess et al [1988] lijkt een minimale afstand onder-

gronds van 50-100 meter vereist, om een concentratieverlaging van B&V met 7 log-eenheden te verkrijgen.

3.2. Redox-reacties en redox-milieus

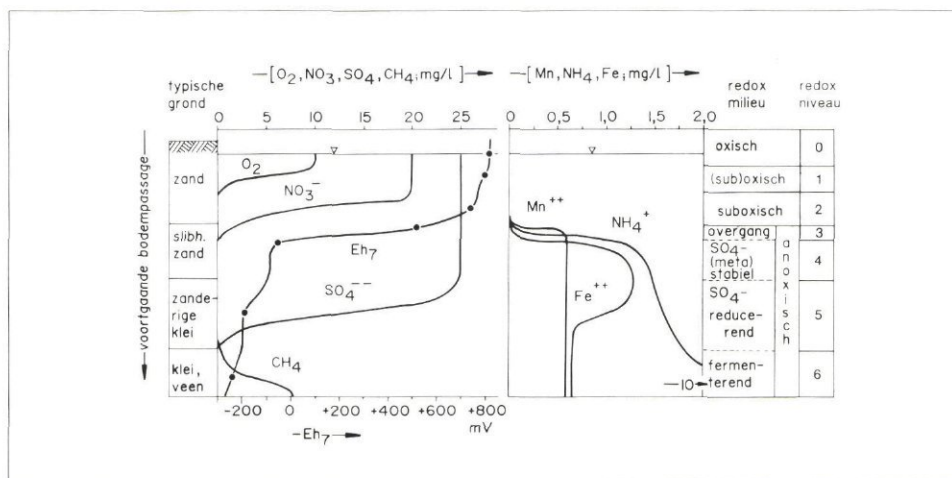
Tot de belangrijkste redox-reacties tijdens bodempassage behoren in de onderhavige situatie:

- de nitrificatie van aangevoerd ammonium;
- de oxydatie van organische stof, die voorkomt in opgeloste vorm in het infiltratiewater, als primair aanwezige vaste fase (veen, disperse humus en in schelpen en diatomeeën) en als geaccumuleerde vaste fase;
- en
- de oxydatie van ijzersulfiden.

De oxydatie van de ene stof leidt tot reductie van een of meer andere. In afb. 3 zien we hoe een voortgaande bodem-

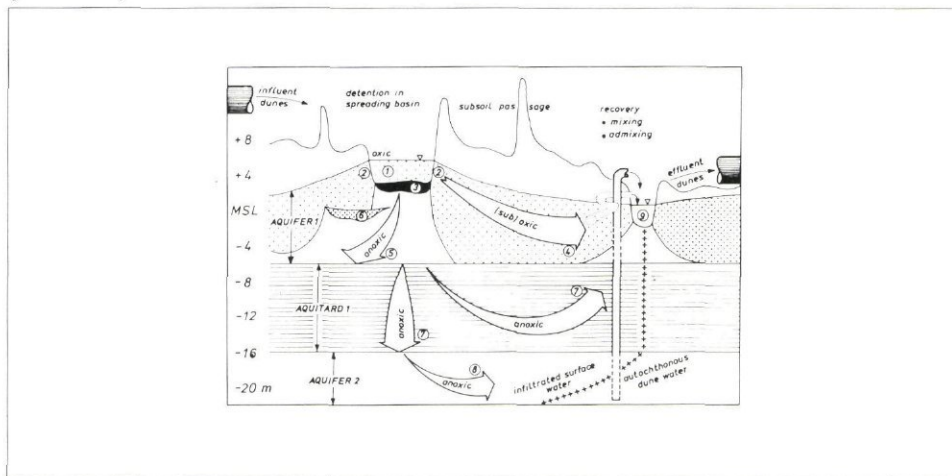
passage in een milieu steeds rijker aan oxydeerbare organische stof, leidt tot consumptie van steeds zwakkere oxydatoren (respectievelijk O₂, NO₃ en SO₄) en tot productie van onder andere Fe, Mn, NH₄ en eventueel CH₄ in anoxisch milieu. Als we dezelfde afbeelding 90° met de klok mee draaien en langs de nieuwe X-as de tijd zetten, ontstaat bij benadering het beeld dat men op een vaste plaats in de loop der tijd zou krijgen door uitloging.

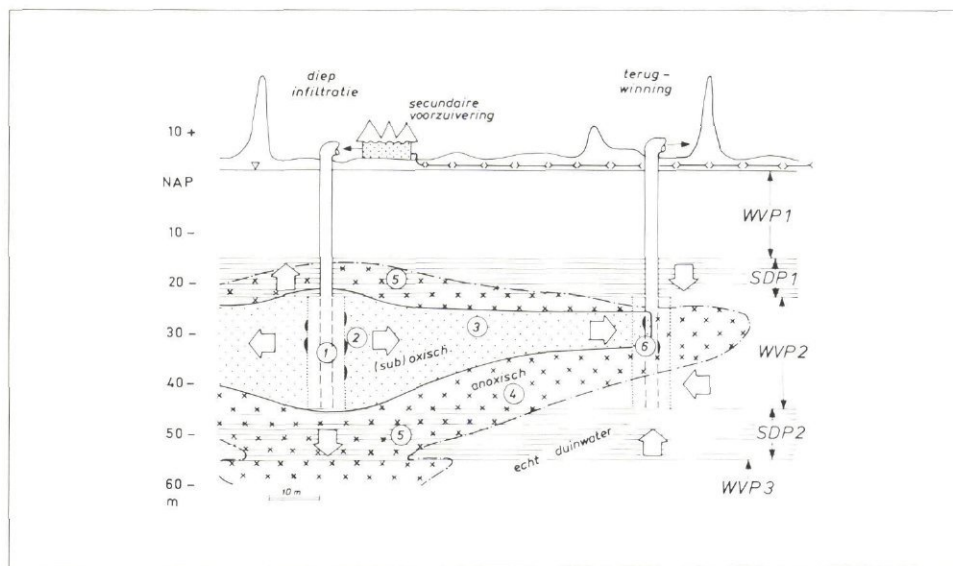
Het voorkomen van de afgebeelde redox-hoofdcomponenten van water maakt een indeling in redox-milieus van de ondergrond met interstitieel water mogelijk [Stuyfzand, 1988a]. Toegepast op de kunstmatige infiltratie in de duinen levert dat voor de ondiepe en diepe variant na zo'n 15 jaar infiltreren het plaatje op in respectievelijk afb. 4 en 5.



Afb. 3 - Indeling in redox-milieu op basis van de aan- of afwezigheid van de redox-hoofdcomponenten van water (O₂, NO₃, SO₄, Fe, Mn en CH₄). Verondersteld is een voortgaande bodempassage als propstrooming, in een van de atmosfeer gesloten systeem, met een constante aanvangsconcentratie van O₂, NO₃ en SO₄. Naar Stuyfzand [1989].

Afb. 4 - Schema van open infiltratie in de duinen, met de indeling in hydrologische en hydrogeochemische subsystemen, waarvan het redox-niveau na 15 jaar looptijd meestal is als volgt (naar Stuyfzand, 1989b): 1 en 9 = oxisch; 2 en 4 = (sub)oxisch; 5, 7 en 8 = anoxisch SO₄(meta)stabil; 3 en 6 = anoxisch-methanogeen (fermenterend).





Afb. 5 - Schema van diepinfiltratie in de duinen met de relevante hydrogeochemische milieus en redox-niveaus na ca. 15 jaar looptijd.

1 = putfilter met omstorting, oxisch; 2 = eerste decimeters buiten omstorting met verstoppingsverschijnselen, (sub)oxisch; 3 = de racelaag in WaterVoerend Pakket 2, (sub)oxisch; 4 = het anoxisch SO_4 (meta)stabele deel van WVP 2 gevuld met infiltratiewater; 5 = idem Slecht Doorlopend Pakket 1 en 2 en WVP 3; 6 = terug-gewonnen infiltratiewater binnen omstorting of filter van de winput met verstoppingsverschijnselen door menging van O_2 en Fe(II) -houdend water.

Uit afb. 4 en 5 volgt een grote diversiteit aan redox-milieus, vooral bij de open infiltratie, en de menging van water hieruit bij terugwinning. Dit heeft zoals bekend [onder andere Van Beek, 1982] verstopping van de winput tot gevolg, een probleem waarmee in het ontwerp van grootschalige diepinfiltratieprojecten terdege rekening gehouden moet worden. Het redox-niveau is ook van groot belang voor de afbreekbaarheid van organische microverontreinigingen (tabel IV). Een zuurstofrijk milieu is gunstig voor de bacterieel gekatalyseerde afbraak van onder andere aromaten en lager gechlorideerde benzenen, terwijl een anoxisch-methanogeen milieu gunstig is voor vergaande afbraak van bijvoorbeeld chlooralkanen en -alkenen [Hrubec et al, 1988; Smeenk, 1989].

3.3. Sorptie van organische micro's

Door sorptie aan de bodem ontstaat tijdelijk een oponthoud voor vele organische microverontreinigingen. Deze vertraging, maar ook die door afbraak wordt in het algemeen gekwantificeerd met behulp van de zogenaamde retardatiecoëfficiënt R_i voor stof 'i':

$$R_i = t_i/t_{\text{H}_2\text{O}} \quad (2)$$

waarin t_i = reistijd voor stof 'i'; en $t_{\text{H}_2\text{O}}$ = reistijd voor water, zijnde het transport-medium. Op gelijke wijze laat zich een R_i^* definiëren, die de mogelijkheid van afbraak uitsluit.

Nu is het aardig, dat deze R_i^* zich voor hydrofobe organische micro's, en dat zijn

er vele, eenvoudig laat schatten aan de hand van relaties ontwikkeld door Schwarzenbach et al [1983]. Deze vereisen als input slechts de fractie organische koolstof, dichtheid en porositeit van het poreuze medium, en de octanol/water-verdelingscoëfficiënt, een eigenschap van de stof-in-kwestie die de mate van hydrofobie weergeeft en veelal bekend is of anders berekend kan worden. Invulling van de vereiste parameters voor grond levert dan voor duin- en Eemzand de volgende relaties op:

$$\bullet \text{ voor duinzand (= ondiep):} \\ R_i^* = 1 + 0,035 K_{ow}^{0,5} \quad (3)$$

$$\bullet \text{ voor Eemzand (= diep):} \\ R_i^* = 1 + 0,028 K_{ow}^{0,72} \quad (4)$$

Voor enkele stoffen is hiermee de retardatiecoëfficiënt (door sorptie) in duin- en Eemzand gerubriceerd in tabel IV. De conclusie luidt, dat de Eem Formatie tot meer oponthoud leidt dan duinzand en dat de mate daarvan met hogere K_{ow} fors toeneemt.

4. Uitspoeling primaire bestanddelen bij diepinfiltratie

De reactieve, oorspronkelijke bestanddelen van het poreuze medium zullen tijdens kunstmatige aanvulling geleidelijk en soms ten dele worden uitgeloozd. Het gaat bij diepinfiltratie vooral om uitloging van ijzersulfiden, de oxydatie van niet-gestabiliseerde organische stof, de oplossing van kalk, kationuitwisseling leidend tot desorptie van vooral Mg , NH_4 ,

TABEL IV - De retardatiecoëfficiënt R_i^* (dat wil zeggen alleen door sorptie) voor duin- en Eem-zand en de afbreekbaarheid als functie van het redox-milieu, voor paren uit de categorie gechlorideerde alkanen, gechlorideerde benzenen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen.

	R_i^*		Redox-milieu waarin afbraak beter/mogelijk
	duin-zand	Eem-zand	
chloroform	1,3	1,7	anoxisch**
1,1,1-trichloorethaan	1,8	3,5	anoxisch**
1,4-dichloorbenzeen	2,7	8,6	oxisch
hexachloorbenzeen	20,7	256	?
fluorantheen	7,4	52	oxisch*
indenopyreen	59	1214	oxisch*

* = zeer beperkt afbreekbaar;

** = methanogeen beter dan SO_4 (meta)stabil

K, Fe en Mn, en desorptie van SiO_2 en PO_4 [Stuyfzand, 1977; Appelo et al, 1979].

Uitspoeltijd

De tijd benodigd voor totale uitspoeling of totdat er evenwicht heerst met het infiltratiewater, noemen we de uitspoeltijd (t_L). Deze kan in bepaalde gevallen op zijn eenvoudigst geschat worden met de volgende formule:

$$t_L = \frac{V \cdot (\text{solid}) \cdot C}{Q \cdot (\text{reag})} \quad (5)$$

waarin:

V = Volume beschouwde grond [m^3];

Q = infiltratiesnelheid [m^3/d];

(solid) = concentratie uit te logen stof in grond [mg/l];

(reag) = concentratie reagens in infiltratiewater, die uitloging voltrekt [mg/l];

C = reactie-coëfficiënt, zijnde het aantal mg benodigd reagens per mg uit te logen vaste fase.

Ter aansluiting bij het begrip retardatiefactor wordt de uitloogvertragsfactor (L) als volgt gedefinieerd:

$$L = t_L/t_{\text{H}_2\text{O}} \quad (6)$$

De toepasbaarheid van (5) beperkt zich tot situaties, waarin voldaan wordt aan de volgende randvoorwaarden:

- de beschouwde grond bevindt zich radiaal-symmetrisch rond één infiltratieput en wordt te zijner tijd in zijn geheel door infiltratiewater doorspoeld;
- de infiltratieput verspreidt zijn water in een radiaal-symmetrisch patroon;
- de reactiesnelheid is zeer hoog ten opzichte van de stroomsnelheid van het geïnfilterde water;
- het reagens werkt uitsluitend op de uit te logen fase in, volgens een bekende reactievergelijking; en
- de uit te logen fase is homogeen verdeeld over het beschouwde volume grond.

De eerste voorwaarde maakt het mogelijk om het volume grond te berekenen als functie van de afstand tot de put (R):

$$V = \pi R^2 D \tag{7}$$

indien er sprake is van een cilindrisch verspreidingspatroon rond een volkomen filter in een onder en boven gesloten WVP met dikte D, of

$$V = 4/3 \cdot \pi R^3 \tag{8}$$

als het verbreidingspatroon bolvormig is rond een onvolkomen filter, of

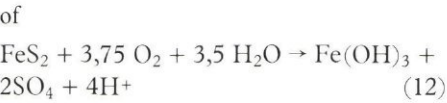
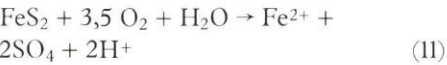
$$V = 4/3 \cdot \pi R_x R_y R_z \tag{9}$$

wanneer het water zich in een ellipsoïde verbeid heeft rond een onvolkomen filter. Voor omrekening van de gangbare grondanalyses in mg/kg droog gewicht naar mg/l, neme men de vermenigvuldigingsfactor F:

$$F = (1 - \epsilon) \cdot \rho \tag{10}$$

waarin:
 ϵ = porositeit;
 ρ = dichtheid van het korrelskelet, dikwijls ca. 2,65.

Voorbeeld 1: De oxydatie van pyriet (FeS₂) door zuurstof:
Uit de verrichte proeven met diep-infiltratie blijkt, dat vrijwel alle zuurstof in het infiltratiewater in eerste instantie verbruikt wordt voor oxydatie van pyriet [Kooper, 1980] volgens:

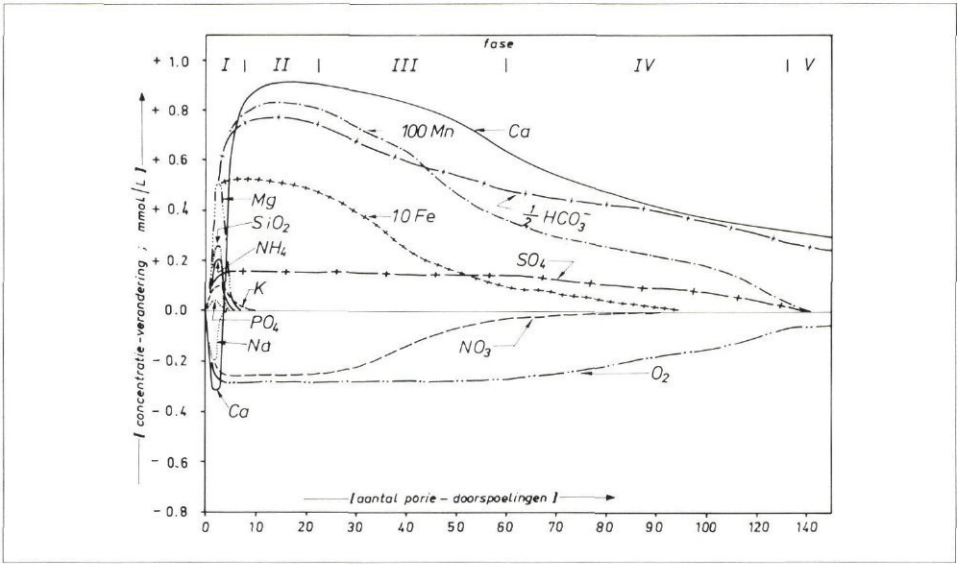


Voor reactie (11) en (12) bedraagt de reactie-coëfficiënt C respectievelijk 0,93 en 1,0, zodat we deze gemakshalve stellen op 1,0. Invulling van gangbare waarden voor de vereiste parameters in (5), (9) en (10), dat wil zeggen $\epsilon = 0,38$; $\rho = 2,65$; (FeS₂) = 220 ppm = 360 mg/l; (O₂) = 10 mg/l; C = 1; Q = 720; R_z = 1/2 R_x; R_x = R_y, levert dan het volgende verband tussen de uitlooptijd en de afstand tot de put:

$$t_L = 0,105 R^3 \tag{13}$$

Dit houdt een volledige uitloging en sprongsgewijze doorbraak van zuurstof in op 1, 10 en 100 meter afstand in horizontale richting na respectievelijk 2 1/2 uur, 105 dagen en 288 jaar. De werkelijkheid laat uiteraard een geleidelijker doorbraak zien (afb. 6).

Voorbeeld 2: kationuitwisseling
Wanneer we de kationuitwisseling vereen-



Afb. 6 - Geschematiseerd trendmatig verloop in algemene waterkwaliteitsverandering bij diepinfiltratie in de Eem Formatie, als functie van het aantal malen doorspoeling van de grond tussen infiltratie- en waarnemingsput. De X-as geeft tevens de retardatiefactoren voor stoffen die doorbreken.

TABEL V - Retardatie- c.q. uitloogvertragsfactoren voor de temperatuur en enkele hoofdbestanddelen van diep geïnfiltreerd oppervlaktewater tijdens proeven met 5 verschillende putten in de duinen in de periode 1973-1987. n = aantal bemonsterde waarnemingsputten, voor R_i en L_i meestal minder waarnemingen.

	put 1 n = 2	put 2 n = 9	put 3 n = 2	put 4 n = 4	put 5 n = 4	gemidd. n = 21
Retardatiefactor (R)						
temp. **	2	2	-	-	-	-
O ₂	-	> 27*	158	148-> 229	115	135
NO ₃ ⁻	> 30	> 15*	32-64	48-82	42-> 54	46
F ⁻	-	2?	-	-	6	4
Uitloogvertragsfactor (L)						
Na ⁺	1 1/2-2	-	-	-	-	2
K ⁺	6	4 1/2	-	-	3-4	4 1/2
Mg ²⁺	5	3-5	-	-	3-3 1/2	4
NH ₄ ⁺	4	3-4	-	-	2-2 1/2	3
Fe _t	25	1 1/2-> 7*	-	70-140	31-> 54	58
Mn _t	80	4-13*	-	400	109	151
SiO ₂	3-4	1-> 3 1/2	-	-	1 1/2-2 1/2	2 1/2
PO ₄ ³⁻	2?	2-8	-	-	2-3	3
DOC	-	6-12	-	-	-	9
Ba ²⁺	-	-	-	-	9	9

* = lage waarden vermoedelijk in verband met uitspoeling door spoelwatergebruik tijdens boring waarnemingsput.
** = volgens Olsthoorn [1982].
Put 1 = AIP-Castricum (PWN); Put 2 = WIP-Leiduin PS (GW);
Put 3 = DIP-Scheveningen (DWL); Put 4 = CIP-Scheveningen (DWL);
Put 5 = FLIP/FLOP-Scheveningen (DWL).

voudigen tot een verdringsproces van alle geadsorbeerde kationen door de kationen in het infiltratiewater, dan kunnen we in (5) (solid) vervangen door de uitwisselcapaciteit CEC en (reag) door de som der kationen Σk in het infiltratiewater, en de reactiecoëfficiënt C op 1,0 stellen. Invulling voor CEC = 1,8 meq/100 g = 29,6 meq/l, voor Σk = 9 meq/l (Rijnwater) en voor de overige parameters dezelfde waarden als in het vorige voorbeeld, levert dan het volgende verband tussen de uitwisseltijd en de afstand tot de put:

$$t_L = 0,0096 R^3 \tag{14}$$

Dit betekent een ca. tienmaal snellere uitloging van het in het omwisselproces betrokken kationen dan van pyriet. Daar het gehanteerde model geen rekening houdt met verschillen in bindingssterkte tussen ionen en adsorbens, en die zijn vrij groot, geldt (14) niet voor ionen afzonderlijk.

5. Trends in waterkwaliteitsverandering bij diepinfiltratie
In de periode 1973-1987 zijn in totaal 21 waarnemingsputten op verschillende afstand tot 5 infiltratieputten, elk op een verschillende duinlocatie, regelmatig en

uitvoerig bemonsterd en geanalyseerd door de duinwaterleidingbedrijven PWN, GW en DWL alsmede door KIWA (tabel V).

Dankzij deze metingen (bij de putten 1-4: zie de referenties in Van Puffelen [1984]; bij put 5: zie Rutte [1987]) is inzicht verkregen in de trendmatige ontwikkeling van de kwaliteitsverandering bij bodempassage, althans vooral voor wat betreft de hoofdbestanddelen. Uit deze proeven zijn hier de retardatie- c.q. uitloogvertragsfactoren voor de belangrijkste parameters afgeleid en in tabel V bijeengezet, waarbij als reistijd genomen is het moment van 50% doorslag van stof 'i' en van Cl (als maat voor het watermolecuul), en als uitspoeltijd het moment, waarop de concentratiedaling zich halverwege de pick-of plateauwaarde en de concentratie in de aanvoer bevindt. Een mede hierop gebaseerd algemeen trendmatig verloop van de waterkwaliteitsverandering is in afb. 6 weergegeven.

Uit het gepresenteerde materiaal kan het volgende geconcludeerd worden in termen van de in afb. 6 onderscheiden 5 fasen:

Fase 1 wordt gedomineerd door kation-uitwisseling en desorptie van vooral SiO_2 en PO_4 , in een periode meestal tussen 1 en 7 porie-doorspoelingen. Redox-reacties en de oplossing van kalk komen snel tot volle wasdom, het redox-niveau wordt of blijft anoxisch SO_4 (meta)stabil. Chlooralkanen met een retardatiecoëfficiënt $\ll 7$ zoals de trihalomethanen (THM's) worden in dat milieu ten dele of helemaal afgebroken (afb. 7). De afbraak van niet-vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen die aan actieve kool adsorberen (AOX) en die ook een lage R_i bezitten, verloopt duidelijk minder succesvol (afb. 7).

Fase 2 staat vooral in het teken van maximaal verlopende redox-reacties, waarin alle O_2 en NO_3 verbruikt wordt voor de oxydatie van pyriet en organische stof, waarbij mede door oplossing van kalk de grootste toenames gehaald worden voor Ca, Fe, HCO_3 , Mn en SO_4 . Deze anoxische fase beslaat meestal de periode tussen 7 en 20 porie-doorspoelingen en vertoont een redelijke (14m) of volledige (36m) afbraak van THM's.

Fase 3 laat de geleidelijke doorbraak van NO_3 zien ten teken van aflopende redox-reacties, vooral door uitputting van reactieve organische stof, in een periode tussen 20 en 60 porie-doorspoelingen. Synchroon verloopt de daling van Fe, dat mede door nitraat geoxydeerd wordt tot

een $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -neerslag, van Mn, Ca en HCO_3 . Een in dit milieu moeilijk afbreekbare stof met de juiste R_i als fluorantheen kan doorbreken.

Fase 4 wordt ingeluid door de doorbraak van O_2 ten teken van een merkbare uitloging van pyriet, zichtbaar aan een afnemende SO_4 -productie, hetgeen zich afspeelt in een periode tussen 60 en 130 porie-doorspoelingen. Nitraat bereikt in deze periode praktisch het niveau van het infiltratiewater, terwijl Fe daardoor nadert tot de detectiegrens. De oplossing van kalk neemt bijgevolg verder in betekenis af. De stijgende redox-potentiaal tot in het (sub)oxische niveau houdt een verminderde afbraak van THM's in (afb. 7).

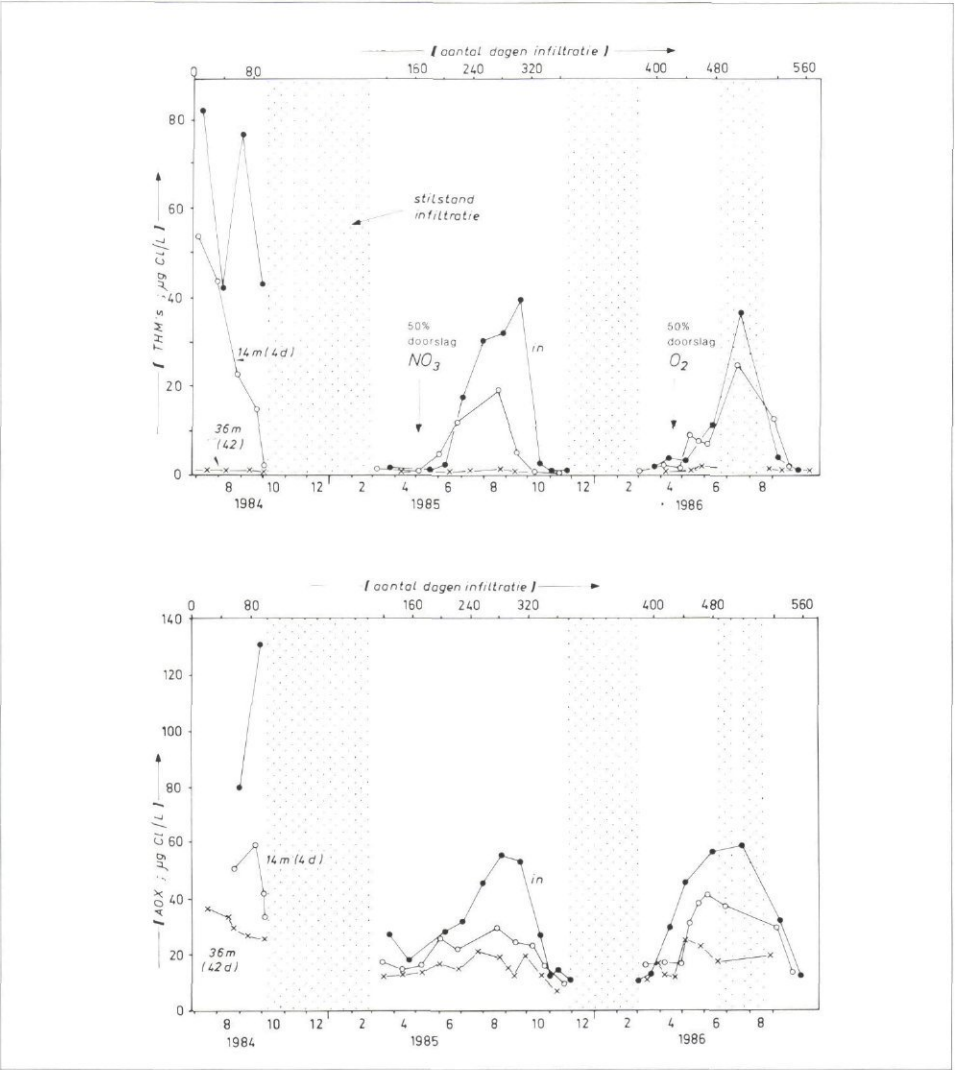
Fase 5 vertolkt een periode na ca. 130 porie-doorspoelingen, waarin niet zozeer uitlogingsreacties domineren alswel

reacties naar aanleiding van instabiele bestanddelen en onevenwichtigheden in de aanvoer. Het betreft met name de nitrificatie van NH_4 , de oxydatie van opgeloste organische koolstof en oplossing van kalk door kalkagressiviteit van de aanvoer door extra coagulatie. Vermeldenswaard is tenslotte, dat de retardatie- en uitloogvertragsfactoren in tabel VI grotere variaties vertonen dan hun onderlinge verhouding. Zo geldt voor $L_{\text{SiO}_2} : L_{\text{NH}_4} : L_{\text{mg}} : L_k = 1 : 1,25 : 1,5 : 1,75$ en voor $L_{\text{Fe}} : R_{\text{NO}_3} : R_{\text{O}_2} = 1 : 3 : 9$.

6. Accumulatie en normen

Gegevens over accumulatie in de ondergrond rond infiltratieputten ontbreken, rond vijvers niet. Met de nodige voorzichtigheid wordt getracht die informatie (tabel VI) te projecteren op het lege scherm van diepinfiltratie. De open infiltratie leidt blijkens tabel VI

Afb. 7 - Gemeten verloop in trihalomethanen (THMs) en actieve kool adsorbeerbare gechloreerde koolwaterstoffen (AOX) in de aanvoer van de infiltratieput FLIP van de DWL en na 14 en 36 meter bodempassage (beverking van gegevens in Rutte, 1987). Aangegeven is het moment van 50% doorslag van NO_3 en O_2 op 14 meter afstand van FLIP.



tot een accumulatie in bodemslib, die wat betreft de zware metalen Cd, Hg en Zn en de organische microverontreiniging met PAK's, uitstijgt boven de referentie (A) waarde voor een multifunctionele (natuurlijke) bodem volgens de Leidraad Bodemsanering [LBS, 1988]. Alleen hexachloorbenzeen (HCB) en lindaan komen enigszins in de buurt van de toetsingswaarde voor sanering volgens LBS. Normen gesteld in de Wet Chemisch Afval worden nergens overschreden. De concentratieniveaus in duinzand op 1 meter diepte onder bodemslib zijn dusdanig laag, dat geen enkele norm overschreden wordt. Toch zijn de niveaus ten opzichte van schoon duinzand verhoogd en kan zelfs gesteld worden dat het leeuwedeel van de accumulatie optreedt in duinzand, niet in bodemslib [Stuyfzand et al, 1984].

De gemeten accumulaties bij open infiltratie (tabel VI) stammen overigens ten dele van een periode met minder vèrgaande voorzuivering (geen coagulation), zodat thans al sprake kan zijn van lagere niveaus. Bij diepinfiltratie vormt zich naar alle waarschijnlijkheid een minder geprononceerde sliblaag, zeker wanneer frequent retour gepompt wordt en de voorzuivering adequaat is. De zwevende bestanddelen migreren dan echter dieper het WVP in, dankzij een 100 maal hogere infiltratiesnelheid en hun kleinere dimensie in verband met verdere voorzuivering en dankzij de grotere poriën van het WVP. Waarschijnlijk leidt dit na vele jaren tot concentratieniveaus van accumulerende stoffen ergens tussen die van bodemslib en ondiep duinzand in (tabel VI). Dergelijke niveaus liggen beneden de referentie (A) waarden gesteld in LBS.

7. Enkele conclusies en aanbevelingen

De inschakeling van diepinfiltratie als uitbreiding of gedeeltelijke vervanging van de open infiltratie van oppervlaktewater in de duinen, heeft naar alle waarschijnlijkheid de volgende gevolgen voor het totaal teruggewonnen ruwe water:

- *Tijdelijk*, in verband met uitloging van en sorptie aan het diepe anoxische pakket, een concentratietoename van Ca, HCO₃, SO₄, Fe, Mn, PO₄, NH₄, Mg en K, en een afname voor vele organische microverontreinigingen, sporenelementen als Ba, B, Cd, Cu, F en Li, en NO₃. Tegelijk met de concentratietoename van Fe en SO₄ ten gevolge van de oxydatie van pyriet, is ook een toename van elementen mogelijk, die als sporen in pyriet zitten zoals As, Ni en Mo. Nader onderzoek is op dit laatste punt gewenst; en

TABEL VI – Overzicht van concentratieniveaus van zware matelen en organische microverontreinigingen in bodemslib van infiltratievijvers en daar 1 meter onder liggend duinzand na 15-30 jaar doorspoeling met Rijnwater (verkort naar Stuyfzand [1988b]), alsmede van de Referentiewaarde (A-waarde) en toetsingswaarde voor sanering volgens de Leidraad Bodemsanering [LBS, 1988] en van de norm waarboven sprake is van chemisch afval.

	Bodem-slib	Duin-zand 1 m	Ref.waarde LBS		Toets.w. sanering	Wet Chem. Afval
			slib	zand		
mg/kg						
Cd	3,5*	0,15	1,5	0,4	20	50
Cr	83	3	100	51	800	5.000
Cu	47	1,5	56	15,4	500	5.000
Hg	2,3*	0,06	0,4	0,2	10	50
Ni	30	4	35	10,3	500	5.000
Pb	103	3	119	51	600	5.000
Zn	730 *	20	191	51	3.000	20.000
µg/kg						
PAKs	5.500? *	62	1.000	1.000	200.000	50.000
Chol. remm.	5	1	44	2	–	–
HCB	8	0,3	44	2	10	–
γ-HCH	3	0,1	4,4	0,2	5	–

* = overschrijding referentiewaarde LBS.
De referentiewaarden (A-waarden) voor slib en zand zijn berekend met in het duin gangbare percentages lutum (L) en organische stof (H): voor slib L = 25% en H = 44%, voor zand L = 0,3% en H = 0,3%.

- *Op de lange termijn*, na enkele jaren een toename voor een aantal vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen vanwege uitloging van niet-gestabiliseerde organische stof en het ontbreken van een vijver met daarin optredende vervluchtiging.

Bij het ontwerpen van grootschalige diepinfiltratieprojecten dient gelet te worden op risico's van verstopping van terugwinputten en, nog meer dan bij open infiltratie, op hantering van minimaal af te leggen afstanden ondergronds van 50-100 meter. Deze laatste voorwaarde geldt ter eliminatie van bacteriën en virussen, waarvan de verwachting is uitgesproken dat zij iets moeizamer dan bij open infiltratie geschiedt. Onderzoek naar de mogelijkheden van doorbraak van ongewenste bacteriesoorten en virustypen bij diepinfiltratie lijkt gewenst ter aanscherping van eisen aan afstand en verblijftijd. Echter, een vèrgaande voorzuivering kan dergelijk onderzoek praktisch onuitvoerbaar maken en in feite overbodig. Bij diepinfiltratie accumuleren stoffen waarschijnlijk in mindere mate en op minder geconcentreerde wijze in de (onder)grond dan bij open infiltratie. Nader onderzoek op dit punt, bijvoorbeeld met meeloopfilters, lijkt eveneens gewenst. Tenslotte wijs ik graag op het hydrochemische voordeel van het hand-in-hand laten gaan van open- en diep-infiltratie. Dit schept een grotere rijkdom aan redoxmilieus elk met zijn eigen vermogens om specifieke stoffen door bacteriën te laten afbreken, terwijl de gunstige kwaliteitsveranderingen in vijvers, althans voor een deelstroom van het infiltratiewater, behouden blijven.

Verantwoording

Het onderzoek is uitgevoerd als onderdeel van het VEWIN-speurwerkproject 'Kwaliteitsaspecten van kunstmatige infiltratie'. De inbreng van de talloze metingen door het Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland, Gemeentewaterleidingen en de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage was onontbeerlijk. Voor hun nuttige commentaar dank ik R. Hopman, J. H. Peters, F. L. Schulting, J. T. van der Zwan en H. J. Vinkers (allen KIWA), J. G. M. M. Smeenk (GW), J. van Puffelen (DWL-'s-Gravenhage) en de leden van de Commissie Infiltratie.

Referenties

Appelo, C. A. J., Stuyfzand, P. J. en Engelen, G. B. (1979). *Reacties van Rijnwater in de Veluwe en duinen: een experimentele studie en een infiltratieproef*. H₂O (12) 1979, nr. 15, p. 328-332.
Gerba, Ch. P. and Goyal, S. M. (1985). *Pathogen removal from waste water during groundwater recharge*. Ch. 9 in *Artificial recharge of groundwater*, T. Asano (ed.). Butterworth Publ. Boston, 283-317.
Gjessing, E. T. and Berglund, L. (1981). *Adsorption of PAH to aquatic humus*. Arch. Hydrobiol. (92)1, 24-30.
Hoekstra, A. C. (1984). *Microbiologische aspecten van duininfiltratie*. Hoofdstuk 5 in KIWA-Meded. 81, 217-259.
Hrubeč, J., Boer, A. C. den en Hart, M. J. 't (1988). *Onderzoek in een proefinstallatie naar het gedrag van organische microverontreinigingen tijdens infiltratie van voorgezuiverd rivierwater*. RIVM-rapport 840803001, 172 p.
Kooper, W. F. (1980). *Kwaliteitsverandering van via persputten geïnfilterd water*. Ongepubl. KIWA-rapport, 68 pp.
LBS (1988). *Leidraad Bodemsanering*. Afl. 4, Ministerie van VROM.
Matthess, G., Pekdeger, A. and Schroeter, J. (1988). *Persistence and transport of bacteria and viruses in groundwater – a conceptual evaluation*. J. Contaminant Hydrol. (2), 171-188.
Olsthoorn, T. N. (1982). *Verstopping van persputten*. KIWA-Meded. 71.
Peters, J. H., Eem, J. P. van der en Meijer, J. A. (eds.) (1989). *Diepinfiltratie, de praktijk*. KIWA-Meded. 105, 238 p. + *Diepinfiltratie, de theorie*. KIWA-Meded. 106, 185 p.

Rijk, J. S. (1989). *Diepinfiltratie te Ouddorp*. KIWA-Meded. 105, 181-198.

Rijsdijk, A. (1984). *Geochemisch onderzoek van zandmonsters uit een diep te infiltreren watervoerend pakket ten behoeve van het FLIP/FLOP-project*. Rapport DWL 's-Gravenhage, 48 p.

Rutte, M. (1987). *Waterkwaliteitsveranderingen tijdens bodempassage, periode juli 1984 t/m december 1986*. Deelrapport 2 FLIP-FLOP-project, DWL 's-Gravenhage, 65 pp. + dikke bundel figs, tabs en apps.

Schippers, J. C., Verdouw, J. en Zweere, G. J. (1989). *Het voorspellen van de verstoppingssnelheid van infiltratieputten*. KIWA-Meded. 106, 9-41.

Schwarzenbach, R. P., Giger, W., Hoehn, E. and Schneider, J. (1983). *Behavior of organic compounds during infiltration of river water to groundwater; field studies*. Envir. Sci. & Techn. (17), 472-479.

Smeenk, J. G. M. M. (1989). *Organische microverontreinigingen bij duininfiltratie*. KIWA Meded. in druk.

Stuyfzand, P. J. (1977). *Hydrochemical aspects of drinking water injection by a deep well in a semi-confined aquifer at Leiduin Pumpingstation near Zandvoort, North-Holland*. Intern Rapport GW, 130 pp.

Stuyfzand, P. J. (ed.) (1984). *Microverontreiniging en duininfiltratie*. KIWA-Meded. 81, 336 pp.

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

Stuyfzand, P. J. (1985). *Anorganische bestanddelen van Rijnovergrondwater*. Hoofdstuk 3 in KIWA-Meded. 89, 3.1-3.57.

Stuyfzand, P. J. (1986). *Macroparameters bij duininfiltratie*. KIWA-Meded. 82, 336 pp.

Stuyfzand, P. J. (1988). *De alkaliteit, het redox-niveau en de verontreinigingsindex als parameters en keuze-mogelijkheden in een hydrochemische classificatie van watertypen*. H₂O (21) 1988, nr. 22, 640-643.

Stuyfzand, P. J. (1989). *Hydrochemische onderzoeksmethoden ter analyse van grondwaterstroming*. H₂O (22) 1989, nr. 5, p. 141-146 en nr. 6, p. 166-169.

Stuyfzand, P. J. (1989b). *Quality changes of river Rhine and Meuse water upon artificial basin recharge in the Netherlands' coastal dunes: 30 years of experience*. In *Artificial recharge of groundwater*, Proc. Intern. Symp. Anaheim USA August 21-28 1988, Johnson, A. I. & Finlayson, D. J. (eds), publ. by Am. Ass. Civ. Eng New York, 235-247.

Puffelen, J. van (1984). *Kwaliteitsveranderingen van water bij diepe infiltratie met putten*. KIWA-Meded. 79, 327-356.

Beck, C. G. E. M. van (1982). *Regeneratie van verstopte winputten*. H₂O (15) 1982, nr. 15, 370-377.

Beck, C. G. E. M. van en Puffelen, J. van (1984). *Veranderingen in de chemische samenstelling van drinkwater na putinfiltratie*. KIWA-Meded. 79, 357-380.

Willemsen, A. (1984). *Verkennd onderzoek naar hydrogeochemische gevolgen van warmte-opslag in ondiepe aquifers*. Rapport Instit. v. Aardwetenschappen VU A'dam + Heidemij, 126 pp.

● ● ●

Waterverbruik over eerste 7 maanden in 1989
5,7% hoger dan in 1988

Het waterverbruik in Nederland over de eerste 7 maanden lag in 1989 5,7% hoger dan in 1988.

Dit blijkt uit de voorlopige cijfers, welke door het CBS bij de waterleidingbedrijven zijn opgevraagd met betrekking tot productie, leveringen van en aan het buitenland en levering door derden.

Onderstaande tabel brengt de verbruikscijfers, vergeleken met die van 1988 en 1987, in beeld (in miljoenen m³):

	1987 totaal	1988 totaal	Stijging t.o.v. 1987		1989 totaal	Stijging t.o.v. 1988	
			hoev.	%		hoev.	%
januari	98,3	97,2	— 1,1	— 1,1	100,8	+ 3,6	+ 3,7
februari	89,1	91,9	+ 2,8	+ 3,1	92,0	+ 0,1	+ 0,1
maart	98,8	100,1	+ 1,3	+ 1,3	103,4	+ 3,3	+ 3,3
april	101,6	102,5	+ 0,9	+ 0,9	102,5	—	—
mei	104,3	112,3	+ 8,0	+ 7,7	122,8	+ 10,5	+ 9,3
juni	100,6	108,9	+ 8,3	+ 8,3	117,6	+ 8,7	+ 8,0
juli	104,4	100,4	— 4,0	— 3,8	115,2	+ 14,8	+ 14,7
augustus	99,5	104,1	+ 4,6	+ 4,6	•		
september	101,1	99,8	— 1,3	— 1,3	•		
oktober	100,7	102,4	+ 1,7	+ 1,7			
november	96,5	99,1	+ 2,6	+ 2,7			
december	97,8	99,6	+ 1,8	+ 1,8			
totaal	1.191,6	1.218,3	+ 26,7	+ 2,2	754,3	+ 41,0	+ 5,7

tussenstand t/m juli '89

•: gegevens nog niet bekend.

N.B.: de CBS-cijfers liggen op jaarbasis enkele miljoenen m³ boven de VEWIN-cijfers, omdat in de CBS-telling ook een aantal kleinere niet-waterleidingbedrijven is opgenomen.

TU Delft
Nieuws uit de vakgroep gezondheidstechniek & waterbeheersing

Afgestudeerden uit de vakgroep

Op 28 oktober 1989 zijn bij de vakgroep Gezondheidstechniek & Waterbeheersing de volgende personen afgestudeerd:

Alting, B. J.:
Batch-gewijze actief-slibbehandeling van afvalwater op praktijkschaal

Op de rioolwaterzuiveringsinrichting van Glanerbrug (Ov), op praktijkschaal verricht onderzoek naar BZV-verwijdering, slibproductie, denitrificatie en defosfatering, als vervolg op onderzoek op laboratorium- en semi-praktijkschaal bij batchgewijze behandeling van voornamelijk huishoudelijk afvalwater.

Afstudeerhoogleraar: prof. ir. J. H. Kop,
begeleider: dr. ir. Th. J. Nieuwestad

Bakker, M.:
Modellerig grondwaterstroming met behulp van Cauchy-integralen

De methode (Boundary Integral Equation Method = BIEM) is gebaseerd op het werk van prof. Strack (USA). Enige elementen uit zijn werk zijn tijdens en na een stage bij prof. Strack opnieuw bewerkt en duidelijk gepresenteerd. Vervolgens is het Boundary Integral Equation Programme (= BIEP),

in Fortran, geschreven en zijn daar enige voorbeelden (2-dimensionaal, stationair) mee berekend. De uitkomsten zijn vergeleken met die van andere berekeningsmethoden voor dezelfde voorbeelden.

Afstudeerhoogleraar: prof. dr. ir. J. C. van Dam,
begeleiders: prof. dr. ir. A. Verruijt,
dr. ir. W. J. Zaadnoordijk (IWACO)

Blommers, J.:
Functioneel hergebruik vervuilde grond gemeente Amsterdam

In deze studie zijn normen, richtlijnen en een toetsingsmodel ontwikkeld om hergebruik van licht vervuilde grond, die voornamelijk vrijkomt door bouwactiviteiten, op verantwoorde milieuhygiënische wijze mogelijk te maken. Voorts zijn aanbevelingen uitgewerkt voor praktisch hergebruik van deze gronden ten behoeve van geluidwallen en (gedeeltelijke) havendemping.

Afstudeerhoogleraar: prof. ir. J. H. Kop,
begeleider: ir. J. v. d. Heide

Booy, C. de:
Optimalisatie grondwater-meetnet in stedelijke gebieden
Optimalisatie grondwater-meetnet in stedelijk