

Oevergrondwater: historische vergissing of gulden middenweg?

Voordracht uit de 45e Vakantiecursus in Drinkwatervoorziening 'Grondwater of oppervlaktewater?', gehouden op 8 januari 1993 aan de TU Delft.

1. Inleiding

Min of meer bij toeval is bij de Vakantiecursussen in Drinkwatervoorziening in de afgelopen jaren een trilogie ontstaan over het gebruik van oppervlaktewater voor de openbare drinkwatervoorziening (afb. 1). Immers, nadat in 1991 de rechtstreekse zuivering (met bekkens [1]) en in 1992 de indirecte productie (via kunstmatige infiltratie [2]) aan de orde zijn geweest, is dit jaar de derde weg aan de beurt, namelijk de oeverfiltratie.



PROF. IR. J. C. VAN DIJK
TU Delft
Faculteit der Civiele Techniek
Vakgroep Gezondheidstechniek
en Waterbeheersing

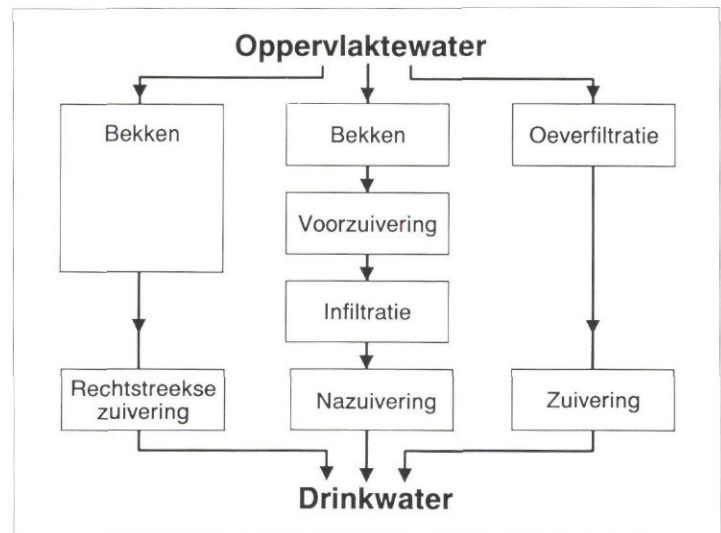
Al een eerste blik op afbeelding 1 leert ons het meest essentiële verschil van de oeverfiltratie met de beide andere methoden, namelijk het ontbreken van een bekken. Dit heeft alles te maken met de kenmerken van de systeemopzet en de verschillende functies die bekkens dienen te vervullen.

Bij de rechtstreekse zuivering worden de meest strenge eisen gesteld aan het bekken dat in dit geval de vier klassieke functies – analyse, zelfreiniging, afvlakking en voorraad – volledig moet vervullen. Bij de indirecte productie volstaan kleine bekkens met een beperkte functie aangezien gebruik gemaakt wordt van de mogelijkheden die de infiltratie biedt voor zelfreiniging, afvlakking en gedeeltelijk ook voorraad. Bij oeverfiltratie moeten *alle* bekkenfuncties in principe worden overgenomen door de bodempassage en dit is ongetwijfeld één van de redenen dat velen in de bedrijfstak enigszins sceptisch tegen het systeem aankijken.

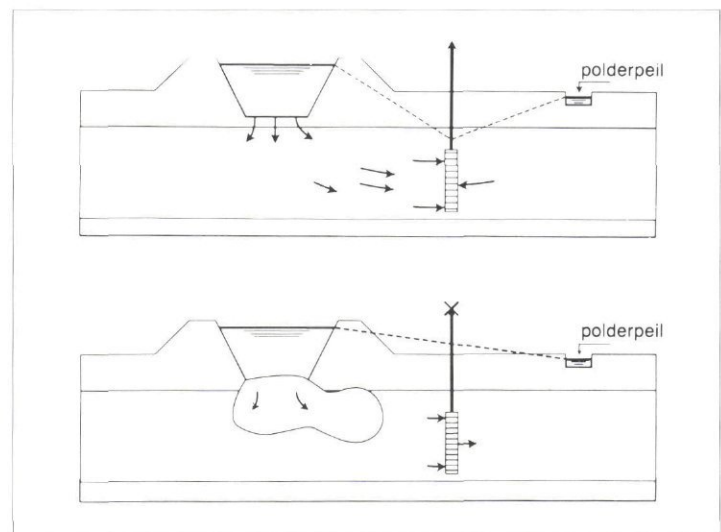
Prof. Huisman heeft ons al tijdens de 17e Vakantiecursus in 1965 [3] gewezen op het principiële gevaar van oeverfiltratie, namelijk het feit dat de infiltratie nimmer kan worden gestopt, ook niet wanneer het rivierwater onaanvaardbaar is verontreinigd (afb. 2). Waar bij een calamiteit de inname van water bij de rechtstreekse zuivering en ook bij de indirecte productie tijdelijk wordt stopgezet, is dit bij oeverfiltratie (althans in West-Nederland, waar het polderpeil lager is dan het rivierpeil) niet mogelijk. De beperkte beheersbaarheid van de oeverfiltratie heeft het systeem hier en daar het stigma 'historische vergissing' meegegeven. Hoewel een goede beheersbaarheid één van de tien geboden lijkt voor technici als

Samenvatting

Oevergrondwater wordt in Nederland al sinds 1879 gewonnen in het kader van de openbare drinkwatervoorziening. Ondanks deze lange historie bestaat er in de bedrijfstak geen eenduidige mening over het nut van oevergrondwater. Tegenstanders beschouwen oevergrondwater als een historische vergissing vanwege de beperkte beheersbaarheid van het systeem bij een calamiteit op de rivier. Voorstanders zien oevergrondwater als een gulden middenweg waarmee de kwalitatieve voordelen van grondwater worden bereikt met minimale kosten en minimale effecten op het milieu. In het artikel wordt – op basis van literatuur en praktijkervaringen – aangetoond dat de waarheid in het midden ligt; oevergrondwater is beslist *geen historische vergissing*, maar ook *geen universele gulden middenweg*. Het systeem heeft wel een aantal aantrekkelijke eigenschappen (kwaliteitsvoordelen bodempassage, natuurlijke afvlakking piekconcentraties, relatief gunstige effecten op het milieu) die nadere studies naar een bredere toepassing in de toekomstige infrastructuur van de drinkwatervoorziening in Nederland rechtvaardigen.



Afb. 1 - Trilogie inzet oppervlaktewater.



Afb. 2 - Oevergrondwater-historische vergissing?

waterleidingingenieurs, blijken er toch vele waterleidingbedrijven in dit opzicht minder 'recht in de leer'. In Nederland winnen 26 pompstations jaarlijks zo'n zeventig miljoen kubieke meter oeverfiltrat of oevergrondwater, terwijl in

Duitsland zelfs meer dan zevenhonderd miljoen kubieke meter oeverfiltrat of 'angereichertes Grundwasser' wordt gewonnen. Dit roept de vraag op of deze waterleidingbedrijven nu al of niet onverantwoorde risico's lopen bij een

ernstige verontreiniging van het rivierwater.

Zoals bekend, heeft zich op 1 november 1986 bij de Sandozfabrieken te Basel een ramp voorgedaan, die bij uitstek geschikt is om deze vraag te beantwoorden. Gelukkig heeft men zich dit in Duitsland ook gerealiseerd en is er door de Deutcher Verein des Gas und Wasser-faches (DVGW) en de Bundesminister für Forschung und Technologie (BMFT) een grootscheeps onderzoek (totale kosten acht miljoen DM) opgezet om de gevolgen van de ramp te analyseren en een uitspraak te doen over de veiligheid en zekerstelling van de drinkwater-voorziening bij oeverfiltratie in geval van ernstige verontreiniging van het rivier-water.

Dit onderzoek is uitgevoerd onder leiding van prof. H. Sontheimer van het DVGW-onderzoekinstituut aan de Universiteit van Karlsruhe en is onlangs vastgelegd in een eindrapport [4].

Het zeer lezenswaardige eindrapport bevat een keur aan interessante resultaten over de mogelijkheden en beperkingen van oeverfiltratie, die mede als grondslag hebben gediend voor het onderhavige artikel.

2. Effect van calamiteiten

2.1. Onderzoek Sandoz

Afbeelding 3 geeft een overzicht van de gevolgen van de ramp bij Sandoz, die vooral in Duitsland zo'n dramatische invloed had op de bevolking en de media dat er wel van een "Tsjernobil-erlebnis" werd gesproken. Prof. Sontheimer beschrijft als in een roman de paniek en spanning van de eerste uren en dagen na de ramp toen de kranten berichten verspreidden over een gifgolf die al het leven in de Rijn voor tien jaar zou vernietigen. De daadwerkelijke ecologische effecten waren vooral boven-strooms van Mainz zeer ernstig, zoals afbeelding 3 laat zien.

In Nederland zijn slechts beperkte ecologische effecten waargenomen, met name sterfte onder watervlooien, mugge-larven en kokerjuffers [5].

De TV-opnamen van zieltogende water-vlooien, die Hugo van Rhijn van het NOS-journaal maakte in het DBW/RIZA-laboratorium, bleken overigens enorme indruk te maken op het Nederlandse publiek!

De vergroting van het ecologische bewust-zijn wordt dan ook wel één van de positieve neveneffecten van de ramp genoemd.

De verschillen tussen Duitsland en Nederland hebben uiteraard alles te maken met de lagere concentraties

Sandoz - de ramp	
1 November 1986	Brand bij Sandoz A G, Schweizerhalle Aanwezig: 1250 ton BM In Rijn geloosd: 10-30 ton BM, waaronder 3-4 ton Disulfoton $(C_2H_5O)_2 = P(S)-S-CH_2-CH_2-S-C_2H_5$ 2-4 ton Thiometon $(CH_3O)_2 = P(S)-S-CH_2-CH_2-S-C_2H_5$
November 1986	Visbestand tot aan Mainz in Rijn volledig vernietigd Insektenlarven volledig en kreeftachtigen voor het grootste deel vernietigd (in BRD) Drinkwaterinname langs Rijn tijdelijk buiten bedrijf (in BRD)
Medio Nov. '86	Microbiologische activiteit weer hersteld Drinkwaterinname overal hervat
Voorjaar 1987	Visbestand gedeeltelijk hersteld
Najaar 1987	Geen negatieve gevolgen meer te onderscheiden

Afb. 3 - Overzicht effecten Sandoz.

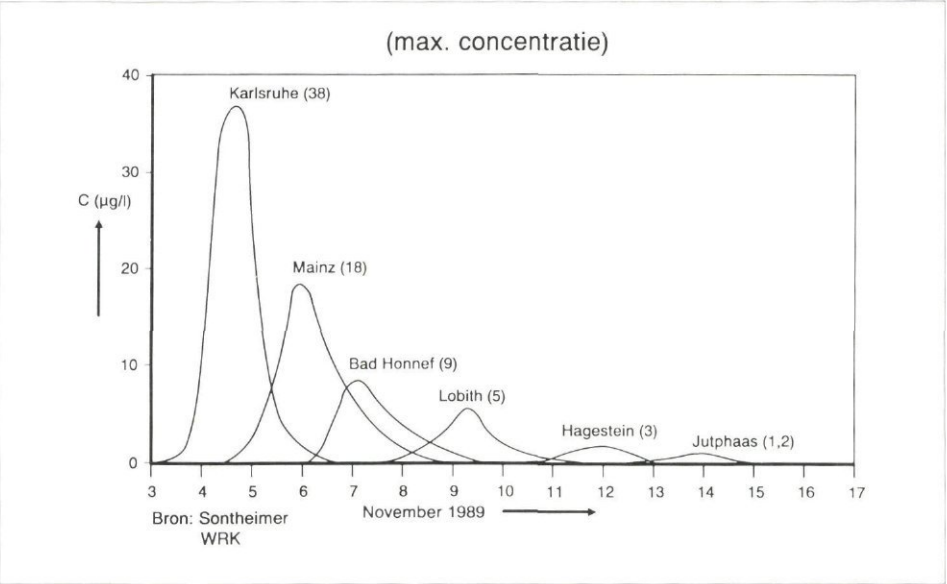
benedenstrooms door dispersie en verdunning, zoals afbeelding 4 laat zien. In Nederland [6] heeft de WRK I/II de inname gesloten tussen 9 november en 18 november (waargenomen concentraties tussen 0,5 en 1,2 µg/l), terwijl de WRK III de inname niet heeft gesloten (waar-genomen concentraties < 0,5 µg/l). Hierbij moet worden opgemerkt dat door Rijkswaterstaat maatregelen genomen waren om de gifgolf zo snel mogelijk naar zee af te voeren (openen stuw te Driel, sluiten Haringvliet- en Volkeraksluizen). In Duitsland heeft een groot aantal oever-grondwaterbedrijven de waterinname tijdelijk verminderd of zelfs gestaakt, voorzover alternatieve voorzienings-mogelijkheden voorhanden waren. Nadat

op 12 november 1986 de eerste onder-zoekresultaten van de Universiteit van Karsruhe aangetoond hadden dat de bewuste bestrijdingsmiddelen bij de bodempassage biologisch afgebroken zouden worden en bovendien goed adsorbeerbaar waren aan actieve kool, is overal de inname volledig hervat [7].

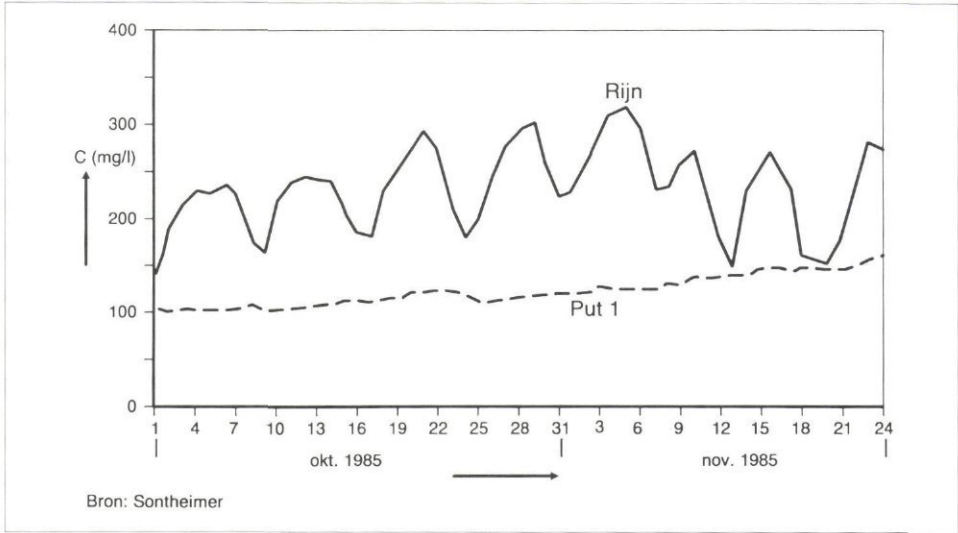
2.2. Afvlakking piekconcentraties

Eén van de hoofdonderdelen van het DVGW-onderzoek is geweest het analyseren van de mate van afvlakking van piekconcentraties die optreedt bij de oeverfiltratie. Bekend is dat onder andere door verschil in verblijftijden bij de stroming in de ondergrond een grote mate van afvlakking op kan treden, die vooral

Afb. 4 - Concentratieverloop Disulfoton in de Rijn na de Sandoz-ramp.

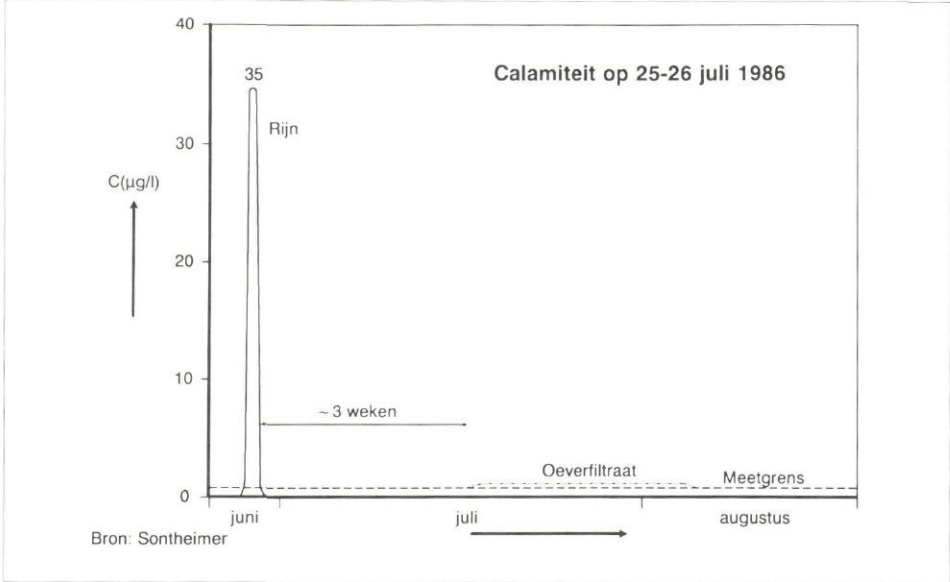


een gunstig effect heeft bij calamiteiten, waar gedurende korte tijd hoge concentraties in de rivier voorkomen. Afbeelding 5 geeft een voorbeeld van de afvlakking van chloride bij de oeverfiltratiewinning te Düsseldorf. Aangezien disulfoton zoals gezegd bij de bodem-passage afgebroken werd, was het niet mogelijk om de afvlakking hiervan tijdens de Sandoz-ramp te meten. Afbeelding 6 geeft echter wel een voorbeeld van de gemeten afvlakking bij een andere calamiteit, namelijk een lozing van 1,2 dichloorethaan. Het blijkt dat een verlaging van de piekconcentratie met een factor 30 optrad. Een indrukwekkend resultaat dat verkregen is in een productieput op slechts vijftig meter van de rivier met een voor Nederlandse begrippen ongekend korte verblijftijd van circa drie weken.



Afb. 5 - Concentratieverloop Chloride, Wasserwerk Flehe, Düsseldorf.

Afb. 6 - Concentratieverloop 1,2-Dichloorethaan, Wasserwerk Flehe, Düsseldorf.



Nog interessanter is het onderzoek dat bij Wasserwerk Wittlaerer Werth te Duisburg is uitgevoerd, waarbij naast productieputten ook monsterbuizen direct naast en onder de rivier zijn geanalyseerd. Afbeelding 7 toont de resultaten voor een monsterput direct naast de rivier (M1) waaruit geconcludeerd kan worden dat ook hier de calamiteuze lozing (van in dit geval, nitrobenzeen) nagenoeg volledig is afgevlakt.

De vraag rijst nu waardoor deze gunstige resultaten kunnen worden verklaard en op welke wijze ze kunnen worden geoptimaliseerd. We kennen uiteraard het verschijnsel verblijftijdspreiding, veroorzaakt doordat de stroomlijnen van rivier naar put een verschillende lengte hebben (afbeelding 8). Een behoorlijke spreiding

in verblijftijden heeft een enorm effect op de afvlakking van piekconcentraties, zoals afbeelding 9 laat zien. Dit is ook eenvoudig in te zien daar de calamiteit met een korte duur T_0 als het ware wordt 'uitgesmeerd' over een significant deel van de gemiddelde verblijftijd T_g . De bereikbare afvlakking wordt bepaald door twee factoren:

1. verhouding tussen T_g en T_0 (in afbeelding 9 als voorbeeld op 10 gesteld);
 2. mate van verblijftijdspreiding (uitgedrukt in het Pecletgetal Pe).
- Afbeelding 9 laat zien dat al bij een beperkte verblijftijdspreiding ($Pe = 20$ à 50) de afvlakking zeer significant is. Bij $Pe = 20$ geldt bijvoorbeeld voor de maximale concentratie in de put:

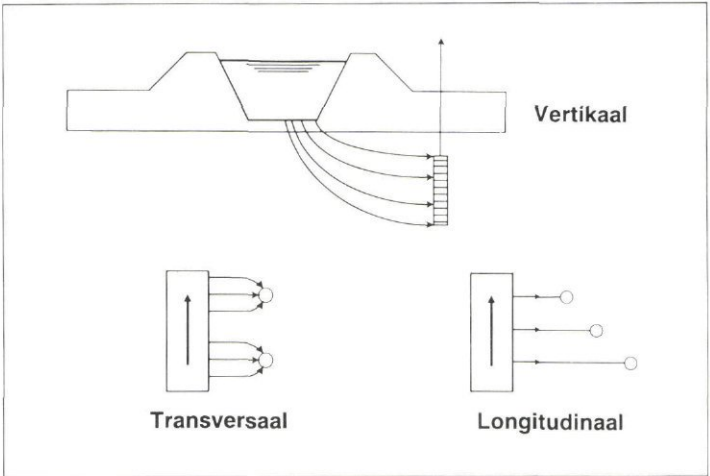
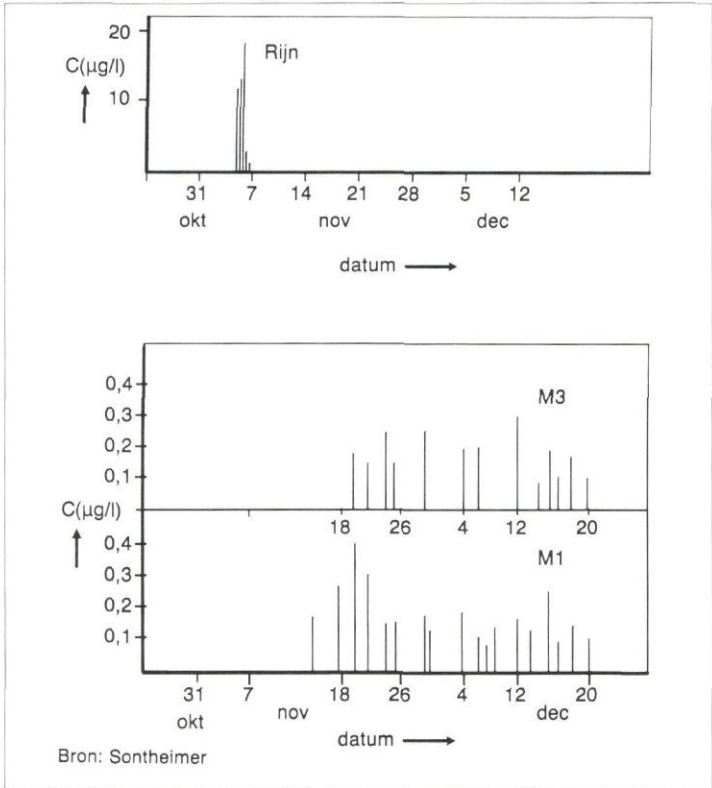
$$c = 1,3 \cdot c_0 \cdot T_0 / T_g$$

Het principe van verblijftijdspreiding wordt ook in Nederland veelvuldig gebruikt bij het ontwerpen van putten-velden om een voldoende afvlakking van piekconcentraties te realiseren. Vooral de longitudinale verblijftijdspreiding (putten loodrecht op de rivier) heeft hierbij veel aandacht gekregen, omdat hiermee optimalisaties van het ontwerp vrij eenvoudig te realiseren zijn. Diverse pompstations, onder meer van WZHO, zijn op deze wijze ontworpen [8, 9]. Hiermee kunnen echter de goede resultaten bij putten direct naast of op zeer korte afstand van de rivier (zoals te Duisburg) niet verkaard worden, aangezien de stroomlijnen van rivier naar put hier vrijwel niet in lengte zullen verschillen.

2.3. Diffusie en dispersie

Diffusie en dispersie (afbeelding 10) zijn transportverschijnselen die dezelfde effecten veroorzaken als lengteverschillen van de stroomlijnen, namelijk een spreiding in verblijftijden en een afvlakking van piekconcentraties [10]. Een pulsformige verontreiniging wordt hierdoor verspreid over een tamelijk breed front, waarbij een Gauss-kromme ontstaat met een spreiding die evenredig is met de wortel van de tijd en de diffusie-coëfficiënt $\sigma = \sqrt{2DT}$.

Diffusie wordt veroorzaakt door de Brownse beweging van de moleculen. De diffusie-coëfficiënt van ionen in water is zodanig laag ($0,7 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{d}$) dat de diffusieve verplaatsing na één jaar slechts 0,23 meter bedraagt (afbeelding 11). In vergelijking met de verplaatsing door de grondwaterstroming (182 meter na één jaar bij $v = 0,5 \text{ m/d}$) is dit verwaarloosbaar zodat diffusie geen rol speelt bij de afvlakking van piekconcentraties.



Afb. 8 - Principe verbliftijdspreiding.

Afb. 7 - Concentratieverloop Nitrobenzeen, Wasserwerk Wittlaerer Werth, Duisburg.

Dit verschijnsel kan ook beschreven worden met een diffusiecoëfficiënt die echter niet constant is, maar afhankelijk van de stroomsnelheid ($D = \alpha v$, $\alpha \approx 0,01 \text{ m}$). Zoals het voorbeeld uit afbeelding 11 laat zien, is het transport door microdispersie na 1 jaar circa 1,9 m en dus gering ten opzichte van het convectief transport.

Macrodispersie wordt veroorzaakt door inhomogeniteiten in het watervoerend pakket. Hierbij spelen zowel lokale grintgaten en kleilagen een rol, maar vooral ook de aanwezigheid van een fijnchalige gelaagdheid (in de vorm van laagjes met een dikte van bijvoorbeeld 1 cm en verschillende doorlatendheid). In de literatuur (10 tot en met 15) wordt vooral aan dit laatste verschijnsel een grote betekenis toegekend, waardoor grote verschillen in horizontaal transport tussen de laagjes optreden. Sommige waterdeeltjes bereiken hierdoor eerder en andere waterdeeltjes later de winput, met als gevolg afvlakking van piekconcentraties.

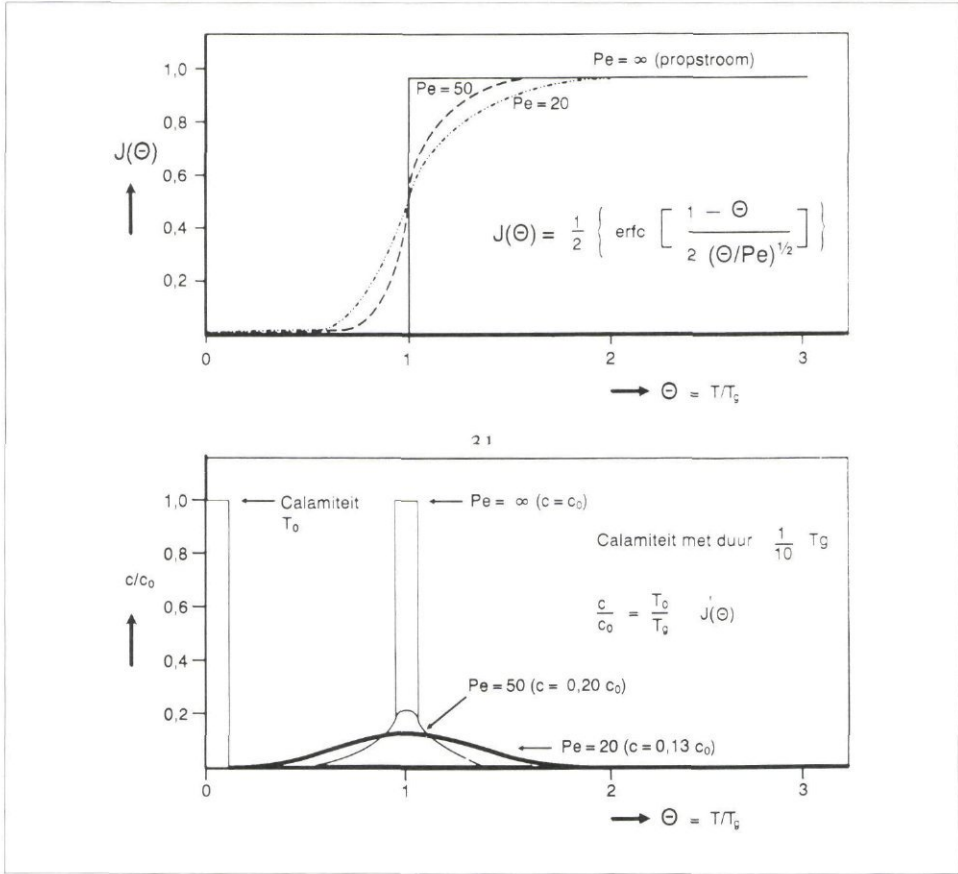
Macrodispersie wordt beschreven met een diffusiecoëfficiënt, die afhankelijk is van de stroomsnelheid en de afgelegde weg:

$$D = \alpha v, \alpha \approx \frac{L}{20}$$

Het voorbeeld van afbeelding 11 laat zien dat de betekenis van macrodiffusie groot is, aangezien het dispersief transport in dezelfde orde-van-grootte is als het convectief transport (58 meter ten opzichte van 182 meter). Hierdoor treedt een significante verbliftijdspreiding op.

Het Peclet-getal is gedefinieerd als de verhouding tussen convectief transport en diffusief transport:

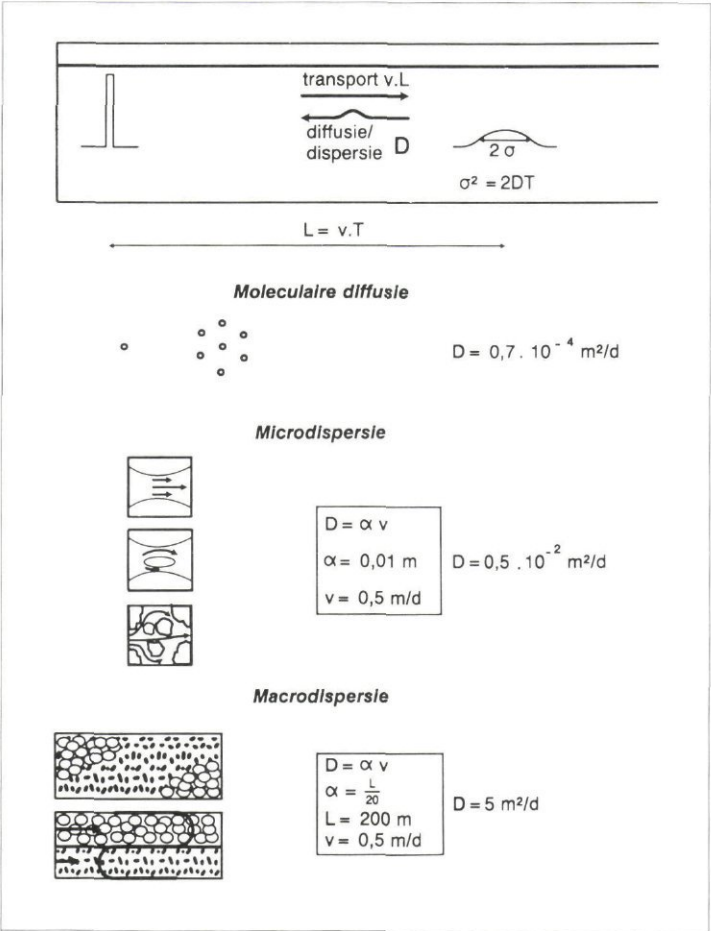
$$Pe = \frac{vL}{D}$$



Afb. 9 - Afvlakking door verbliftijdspreiding.

Microdispersie wordt veroorzaakt door lokale verschillen in snelheid en af te leggen weg bij de stroming door de

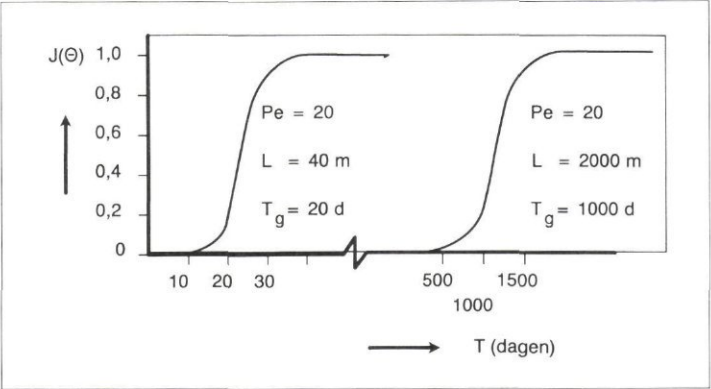
poriën. Deze verschillen ontstaan door wandeffecten en verschillen in porositeit en korrel diameter en -stapeling.



	Afgelegde weg na		
	1 dag	1 maand	1 jaar
Diffusie	0,02 m	0,06 m	0,23 m
Microdispersie	0,10 m	0,55 m	1,9 m
Macrodispersie	0,16 m	4,8 m	58 m
Transport	0,50 m	15 m	182 m

Afb. 11 - Relatieve betekenis diffusie en dispersie.

Afb. 12 - Spreiding door macrodispersie.



◀ Afb. 10 - Principe diffusie en dispersie.

Aangezien bij macrodispersie geldt

$$D = \frac{L}{20} v$$

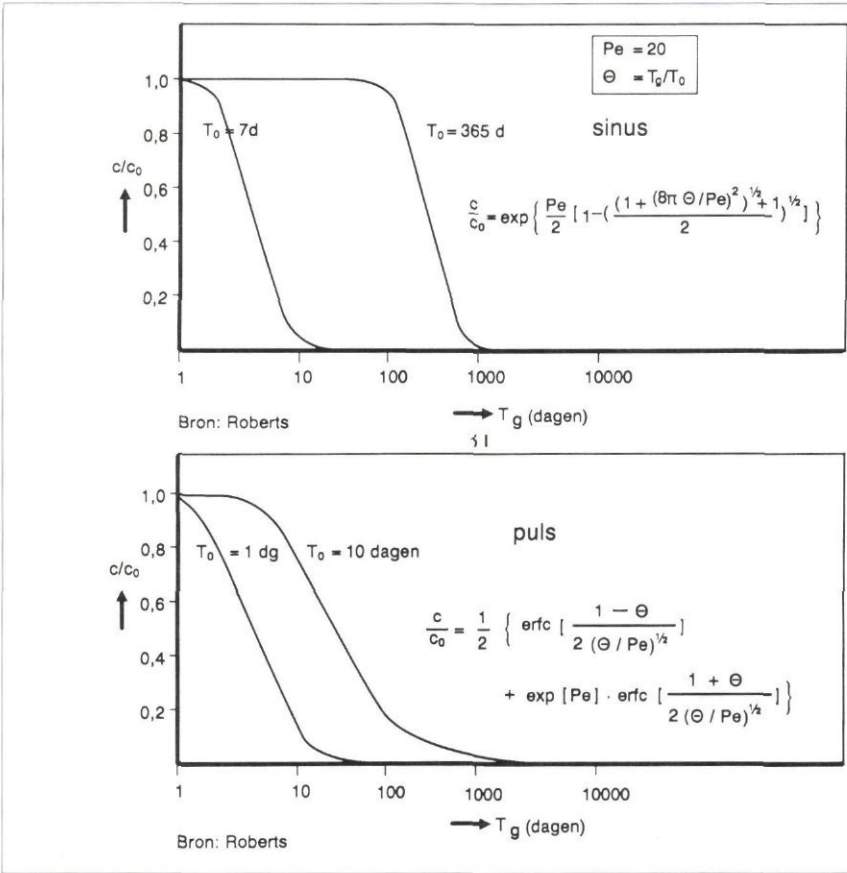
blijkt het Peclet-getal bij macrodispersie een constant en vrij laag getal ($Pe \approx 20$). Afbeelding 12 geeft een beeld van de spreiding in verblijftijden die optreedt bij een Peclet-getal van 20. De voorbeelden laten duidelijk zien dat naarmate de gemiddelde verblijftijd T_g toeneemt ook de absolute spreiding in verblijftijd steeds groter wordt. Dit heeft uiteraard tot gevolg dat een tijdelijke piekconcentratie over een steeds grotere tijd wordt uitgesmeerd en afgevlakt.

Roberts en medewerkers [11 tot en met 13] hebben analytisch afgeleid welke demping optreedt van pulsformige en sinusvormige variaties in concentratie, afhankelijk van $\frac{T_g}{T_0}$ en Pe

De resultaten (afbeelding 13) zijn geheel in overeenstemming met de verwachtingen, te weten:

- voor het uitdempen van sinusvormige

Afb. 13 - Afvlakking van concentratieverschillen door macrodispersie.



variaties is ongeveer een verblijftijd T_g nodig die gelijk is aan de cyclustijd T_0 (de amplitude-verhouding c/c_0 is dan 0,24);

$T_g \approx T_0$

Zo vinden we wekelijkse variaties in Cl^- niet meer terug na een verblijftijd van één week (afstand 3 meter bij $v = 0,5$ m/d) en jaarlijkse variaties niet meer na een verblijftijd van één jaar (afstand 180 meter bij $v = 0,5$ m/d).

Het effect van meerjaarlijkse variaties, zoals de schommelingen in de jaarlijkse chloride-gehalte van de Rijn door droge en natte jaren, vinden we ook na een verblijftijd van meerdere jaren nog gedeeltelijk terug, zoals bevestigd is door metingen van de WMO bij pompstation Engelse werk [15];

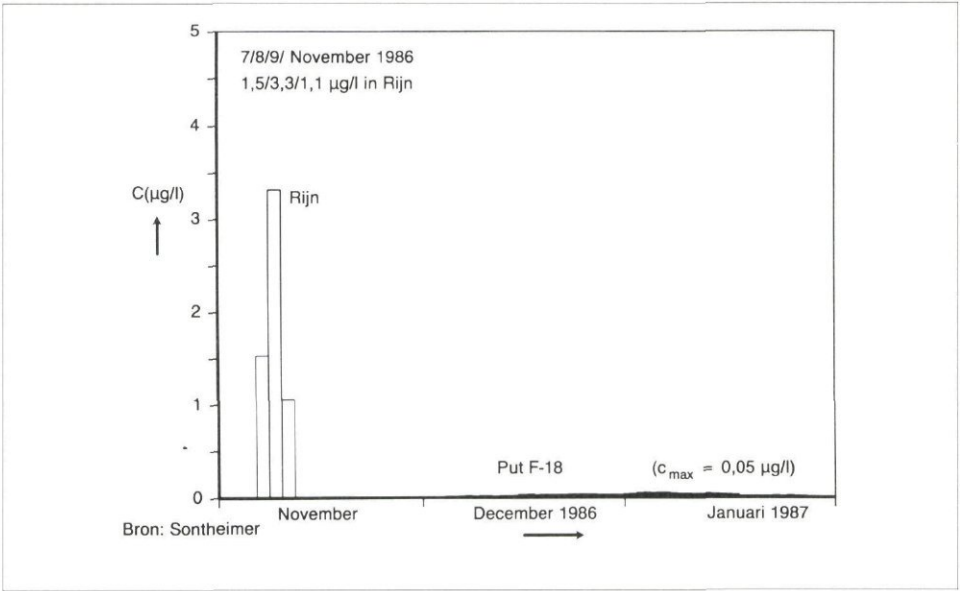
– voor het uitdempen van pulsformige variaties is ongeveer een verblijftijd T_g nodig die gelijk is aan het produkt van de gewenste verdunning c_0/c en de duur van de calamiteit T_0 :

$T_g \approx 1,3 T_0 \cdot \frac{c_0}{c} \quad (Pe \approx 20)$

Om een dertigvoudige verdunning van een calamiteit met een tijdsduur T_0 van 1 dag te bereiken, is een verblijftijd T_g van circa 39 dagen nodig, wat goed overeenstemt met de metingen in Duitsland. Dit betekent ook dat een duizendvoudige verdunning van een calamiteit met een tijdsduur van drie dagen gerealiseerd zou kunnen worden met een verblijftijd van circa 3.900 dagen (11 jaar).

2.4. Effecten in de praktijk

Welke effecten van calamiteiten zijn nu in de praktijk te verwachten bij de toepassing van oeverfiltratie? Uiteraard hangt dit sterk af van de aard en omvang van de



Afb. 14 - Concentratieverloop Disulfoton, Wasserwerk Rheinkassel, Keulen.

calamiteit en de geohydrologische situatie. Sontheimer geeft het resultaat van een modelberekening van de Sandoz-calamiteit voor Wasserwerk Rheinkassel te Keulen (afbeelding 14). Bij deze, door Sontheimer als 'normaal' aangeduide oeverfiltratiewinning (aandeel oeverfiltraat 50%, verblijftijd variërend tussen enkele weken en enkele jaren), blijkt de maximale concentratie in de Rijn van 3,3 µg/l door afvlakking en verdunning te worden verlaagd tot 0,05 µg/l (factor 66) in put F-18. Het gemengde water van alle putten heeft uiteraard een nog lagere concentratie.

Overigens zijn de positieve effecten van afvlakking door macrodispersie in Nederland al in 1979 aangetoond bij de start van het onderzoek van de WMN naar de winning van oevergrondwater te Rhenen [14].

Onderzoek van het RID aan een winput in de uiterwaard van de Rijn op dertig meter afstand van het zomerbed toonde aan dat direct onder de rivier al een duidelijke demping optrad, terwijl in de winput zelf de afvlakking van wekelijkse concentratieschommelingen volledig was. Een overzicht van opgetreden calamiteiten op de Rijn wordt gegeven in afbeelding 15 [16]. Hieruit blijkt onder meer dat de calamiteit bij Sandoz als maatgevend beschouwd mag worden en dat rekening moet worden gehouden met incidentele concentraties van maximaal 50 µg/l gedurende maximaal twee dagen of lagere concentraties gedurende meerdere dagen. Om het effect van een dergelijke calamiteit te beoordelen moet uiteraard ook de systeemopzet in ogenschouw worden genomen. Afbeelding 16 toont enkele kenmerken

Afb. 15 - Calamiteiten op de Rijn 1985-1988.

Stof	Datum	Hoeveelheid (ton)	Industrie	Max. concentratie in Wiesbaden (µg/l)
Disulfoton	01-11-86	3,8	Sandoz	34
Thiometon	01-11-86	1,3	Sandoz	15
2, 4 D	22-11-86	2	BASF	
Vinclozolin	24-11-87	1	BASF	2,2
Dichlorprop	09-09-88	0,5	BASF	
Furmecycloxy	23-09-88		BASF	2,2
Metolachlor	19-10-88	0,9	Ciba-Geigy	1,3
Mecoprop	27-11-88	0,2	BASF	4,2

Bron: Haberer

Afb. 16 - Oeverfiltratie/oevergrondwater in Duitsland en in Nederland.

	BRD (oeverfiltratie)	Nederland (oevergrondwater)
Geohydrologie	Rivier draineert	Rivier infiltrteert
Afstand tot rivier	100 m	1000m
Verblijftijd	1 maand	> 1jaar
Stroomsnelheid	1m/d	0,1 m/d
Productie	10 Mm³/a.km	1 Mm³/a.km
Verdunning met grondwater	50%	50%
Afvlakking calamiteiten (c₀/c)	50-100	500-1000
Zuivering	O₃-DF-AK-Cl₂/ClO₂	Bel /SF/(AK)/(UV)

van de systeemopzet in Duitsland en Nederland.

De verschillen zijn zodanig groot dat ze aangeduid zijn met twee verschillende begrippen, te weten oeverfiltratie (Duitsland) en oevergrondwater (Nederland).

In Duitsland past men relatief korte verblijftijden toe (enkele weken), hoge stroomsnelheden (1 m/d) en een hoge specifieke productie (tien miljoen kubieke meter per jaar per kilometer oeverlengte). Men ziet de oeverfiltratie vooral als een efficiënte manier om oppervlaktewater te winnen. De zuivering is dan ook gericht op de oppervlaktewatercomponenten, inclusief oxydatie/desinfectie met O_3 en adsorptie met actieve kool. De in de praktijk gerealiseerde afvlakkingsfactor voor calamiteiten bedraagt circa 50-100, waarbij men overigens ook nog de mogelijkheid heeft om de infiltratie van verontreinigd rivierwater te beperken door putten buiten bedrijf te nemen (in de stationaire situatie zonder winning draineert de rivier immers).

In Nederland heeft men zich in het verleden duidelijk gericht op de winning van grondwater, gezien de traditionele opzet van de zuivering bij oevergrondwater.

De toegepaste verblijftijden zijn lang (jaren), terwijl de stroomsnelheden en specifieke productie laag zijn (respectievelijk 0,1 m/d en één miljoen kubieke meter per jaar per kilometer). Hierdoor is de bereikbare afvlakkingsfactor voor calamiteiten veel hoger dan in Duitsland, te weten 500-1.000.

Gezien de maatgevende concentraties bij calamiteiten (50 $\mu\text{g/l}$) en de bereikbare afvlakkingsfactor (500-1.000), kan geconcludeerd worden dat de maximale concentratie door een calamiteit bij een goed ontworpen winning van oevergrondwater minder dan 0,1 $\mu\text{g/l}$ bedraagt, of zoals prof. Sontheimer het formuleerde:

*Und die Moral von der Geschicht
Die Stoßbelastung stört uns nicht!*

3. Oevergrondwater als drinkwaterproductiesysteem

3.1. Kenmerken oevergrondwater

Wanneer de risico's van de oeverfiltratie door ernstige verontreiniging van het rivierwater niet onverantwoord gevonden worden, rijst de vraag wat de vóór- en nadelen zijn in vergelijking met de beide andere winningssystemen van oppervlaktewater (afbeelding 1).

Zoals afbeelding 17 toont, wordt bij de oeverfiltratie een elegante combinatie gevonden van functies die bij de beide andere systemen door middel van

Combinatie functies bekken, infiltratie, zuivering

Functies bekken

- Analyse → overbodig ?
- Zelfreiniging
- Afvlakking kwaliteit
- Voorraad → overbodig ?

Functies infiltratie

- Hygiënische betrouwbaarheid
- Afvlakking temperatuur
- Biologische / chemische stabiliteit
- Afvlakking kwaliteit
- Bedrijfszekerheid / calamiteit

Functies zuivering

- Vergaande verwijdering zwevende stof → geen slibproductie
- Vergaande biologische afbraak (aëroob/anaëroob)
- Beperkte adsorptie

Afb. 17 - Kenmerken oevergrondwater.

bekkens, infiltratie en zuivering verzorgd worden.

De klassieke functies van het bekken worden of door de bodempassage overgenomen (zelfreiniging, afvlakking) of zijn overbodig bij de systeemopzet van de oeverfiltratie (analyse, voorraad). Door de zeer grote afvlakking van piekconcentraties is een innamestop bij calamiteiten overbodig, wat uiteraard wel als consequentie heeft dat zeer lage concentraties van de bewuste stof uiteindelijk wel in de winputten zullen belanden.

De functies die de infiltratie vervult bij de indirecte productie van drinkwater uit oppervlaktewater (hygiënische betrouwbaarheid, afvlakking temperatuur, biologische/chemische stabiliteit, afvlakking kwaliteit, bedrijfszekerheid met betrekking tot calamiteiten zoals Tsjernobil) worden uiteraard ook door de bodempassage bij de oeverfiltratie verzorgd.

Tenslotte kunnen ook belangrijke functies van de zuivering door de bodempassage worden geleverd, waarvan de vergaande verwijdering van zwevende stof (zonder chemische slibproductie!) en de vergaande biologische afbraak (aëroob/anaëroob) wel de meest belangrijke zijn. De vraag zou dan ook gesteld kunnen worden of oevergrondwater gezien de voordelen niet een gulden middenweg is tussen de rechtstreekse zuivering en de indirecte productie van drinkwater uit oppervlaktewater.

3.2. Kwaliteitsaspecten oevergrondwater

Bij het onderzoek in Duitsland is veel aandacht besteed aan de kwaliteitsaspecten van de oeverfiltratie. Men vond dat de rivierbodem bestond uit een 'Sohlenpflaster' van stenen, grint en zand

intensief bedekt met actieve biomassa die de functie van een zelfreinigend (door periodieke hoogwatergolven), zeer laag belast ($< 0,01$ m/h) langzaam zandfilter vervult. Uit diverse metingen bleek dat vooral in de eerste vijftig centimeter van de bodempassage een zeer grote mate van biologische reiniging optrad, waarbij naast het grote beschikbare oppervlak ook de overgang van de aërobe naar de anaërobe zone bijdraagt aan de gunstige werking. Afbeelding 18 geeft een overzicht van gerapporteerde kwaliteitseffecten van de oeverfiltratie [4, 17, 18].

Evenals de kunstmatige infiltratie heeft ook de winning van oevergrondwater het principiële voordeel van een gegarandeerde hygiënische betrouwbaarheid (bij een minimale verblijftijd van twee maanden). Oeverfiltratie heeft daarnaast nog het voordeel dat een chemische voorzuivering overbodig is door de volledige verwijdering van zwevende stof bij de bodempassage. Daar staat een toename van het gehalte aan bodemcomponenten, zoals Fe, Mn, NH_4^+ , CH_4 en hardheid tegenover die in de nazuivering zonodig weer zullen moeten worden verwijderd. Zoals al eerder gememoreerd, lag de nadruk bij de zuivering van oevergrondwater in Nederland tot voor kort dan ook op beluchting en snelfiltratie. In het algemeen levert dit geen grote problemen op, maar bij een enkel pompstation komen zeer hoge concentraties aan NH_4^+ voor (tot 15 mg/l). De menging met grondwater leidt in het algemeen ook tot een gunstig effect op de waterkwaliteit, hoewel het optrekken van brak water lokaal een knelpunt kan zijn. In het afgelopen decennium hebben echter vooral de organische microverontreinigingen afkomstig uit het oppervlaktewater terecht de aandacht gekregen.

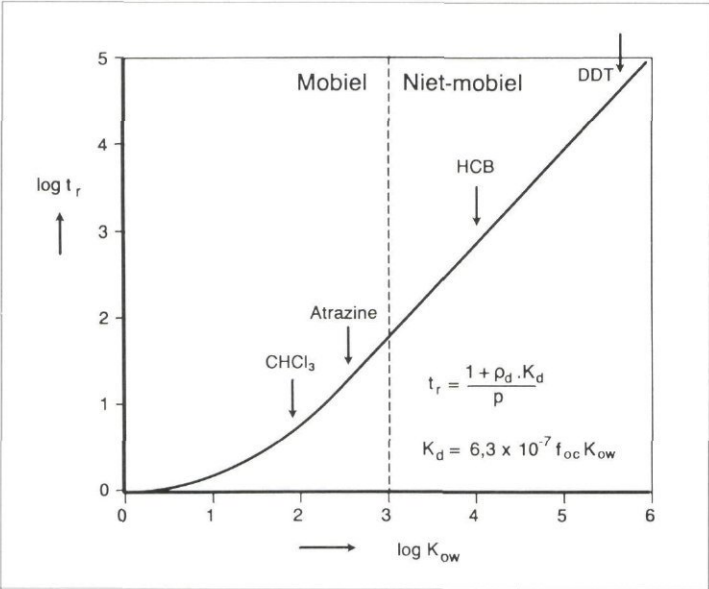
- Volledige verwijdering pathogene micro-organismen (T > 2 mnd)
- Volledige verwijdering colloïdaal/zwevend materiaal
- Vergaande precipitatie/adsorptie sporenelementen
- Substantiële reductie organische stof en nutriënten

DOC	50 - 75%
UV-extinctie	50 - 75%
NO ₃	50 - 75%
PO ₄	75 - 90%

- Toename gehalte bodemcomponenten (Fe / Mn / NH₄⁺ / CH₄ / Hardheid)
- Menging met grondwater
- Partiële afbraak en adsorptie organische microverontreinigingen

AOX	25 - 50%
VOCL	25 - 50%
EOCL	50 - 75%
Smaak	0 - 25%
BM	0 - 100%

Afb. 18 - Kwaliteitsaspecten oeverfiltratie.



Afb. 19 - Vertraging doorslag organische micro's.

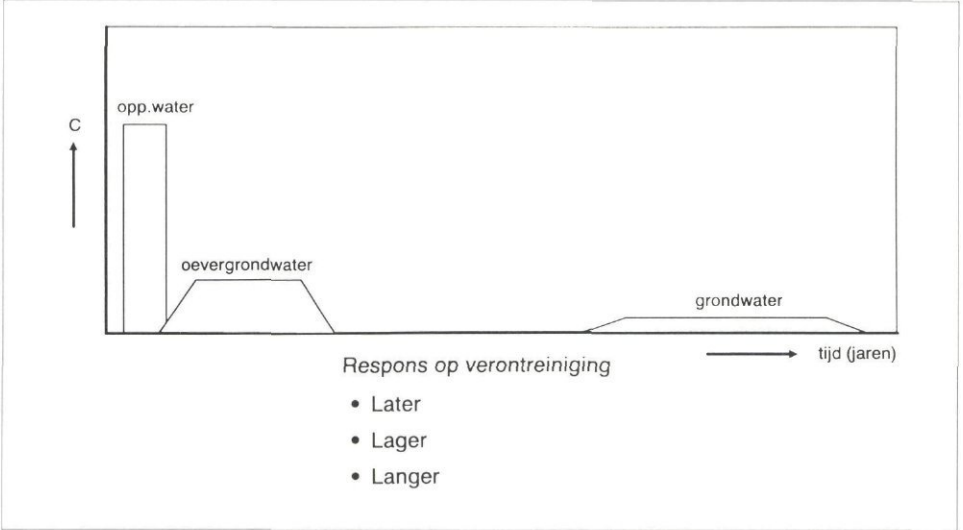
Was de slechte smaak van oevergrondwater al lang bekend, het KIWA-onderzoek uit 1985 [19] toonde de aanwezigheid van tweehonderd antropogene verbindingen aan in het oevergrondwater. Recent bleek bovendien bij een inventarisatie van het KIWA [20] dat tenminste negenentwintig bestrijdingsmiddelen aangetoond konden worden in oevergrondwater in concentraties tussen 0,001 en 1 µg/l. Bij deze onderzoeken werd nog eens bevestigd dat vooral componenten met een relatief lage K_{ow}-waarde (octanol-water coëfficiënt) mobiel zijn in de bodem. Afbeelding 19 toont hiervoor de door Schwarzenbach [21] al gevonden relatie tussen de vertragingstijd t_r (gedefinieerd als de verhouding tussen de verblijftijd van de organische componenten in de bodem en de verblijftijd van het grond-

water) en de octanol-watercoëfficiënt K_{ow}. Stoffen als DDT en HCB adsorberen zeer goed in de bodem en worden in oevergrondwater niet aangetroffen, terwijl componenten met een log K_{ow} < 3 zoals atrazine, bentazon en dikegulac mobiel zijn en vrij snel in de putten terecht zullen komen. Geheel anders dan bij calamiteiten gaat het hierbij om componenten die min of meer continu in het oppervlaktewater aanwezig zijn en daarom vroeger of later de bodem zullen passeren. Verwijdering bij de zuivering of – beter – sanering aan de bron is hiervoor dan ook het parool, of zoals Sontheimer het uitdrukt:

*Was uns dagegen gar nicht paßt
ist auch am Rhein die Dauerlast!*

Hierbij doet zich ook de paradoxale situatie voor dat door de sanering van de bentazon-lozing bij de BASF de concentratie in de Rijn inmiddels is gedaald tot minder dan 0,1 µg/l, terwijl in het oevergrondwater van pompstation Engelse Werk door de lange verblijftijd in de ondergrond nog verhoogde concentraties van 0,5 µg/l voorkomen [15]. Hoe frustrerend dit ook moge zijn voor de WMO, toch mag hieruit niet de conclusie getrokken worden dat dan maar aan rechtstreekse winning de voorkeur gegeven moet worden. Bij een rechtstreekse winning zijn we immers gedwongen om snel te reageren op kwaliteitsproblemen in het oppervlaktewater. Bij de winning van oevergrondwater (afbeelding 20) doen deze problemen zich later voor, in lagere concentraties en inderdaad met een langere duur. De sterke demping in het systeem maakt het daarmee beter beheersbaar. Oevergrondwater is in dit opzicht te zien

Afb. 20 - Kwetsbaarheid-paradox.



Kwantiteit Ruime beschikbaarheid langs grote rivieren (veelvoud van huidige winning van 70 mln. m³/a) Beperkingen: zettingen verstopping ? Kwetsbaarheid Zeer beperkt door sterk vertraagde en afgevlakte respons op calamiteiten Beperkingen: continue belasting oppervlaktewater continue belasting landbouw Kwaliteit Hygiënische betrouwbaarheid verzekerd Gelijkmatige samenstelling Biologische / chemische stabiliteit Eenvoudige / bedrijfszekere opzet Beperkingen: zoutbelasting Rijn NH₄⁺ / CH₄	Milieu-effecten Relatief gering direct ruimtebeslag Grondwaterstandsverlagingen in niet kwetsbaar gebied Weinig slibproductie Beperkingen: lokale reductie kwel IB ? Kosten Relatief laag door eenvoudige opzet (geen bekken, eenvoudige zuivering) Kleinschalige combinaties met bestaande projecten mogelijk Beperkingen: transportafstand Haalbaarheid Technisch goed Beleidsmatig ? Beperkingen: grondwaterplafond ?
--	--

Afb. 21 - Evaluatie oevergrondwater.

als een middenweg tussen oppervlakte-
water en grondwater.

4. Oevergrondwater in de toekomst

4.1. Voordelen en beperkingen

Zoals al eerder gememoreerd werd oever-
grondwater in Nederland in het verleden
vooral gezien als grondwater, wat zich
onder meer uitte in de opzet van de
zuivering. De smaakproblemen en meer
recent de ontwikkelingen met betrekking
tot de aanwezigheid van bestrijdings-
middelen en andere antropogene
verbindingen in oppervlaktewater en
daaruit bereid oevergrondwater maken
duidelijk dat oevergrondwater zeker ook
gezien moet worden als oppervlaktewater.
Oevergrondwater zou daarmee door de
pessimist gezien kunnen worden als
grondwater met de kwalitatieve nadelen
van oppervlaktewater en door de optimist
als oppervlaktewater met de kwalitatieve
voordelen van grondwater.

Net als bij het verhaal over het halfvolle
glas water hebben beiden gelijk.
Door met verstand gebruik te maken van
de mogelijkheden en beperkingen van het
systeem, lijkt het echter bij de oever-
filtratie toch mogelijk belangrijke voor-
delen van grondwater (hygiënische
betrouwbaarheid, stabiliteit, gelijkmatige
kwaliteit) en oppervlaktewater (beschik-
baarheid) te combineren.
Afbeelding 21 geeft een evaluatie van
voordelen en beperkingen van oever-
filtratie.

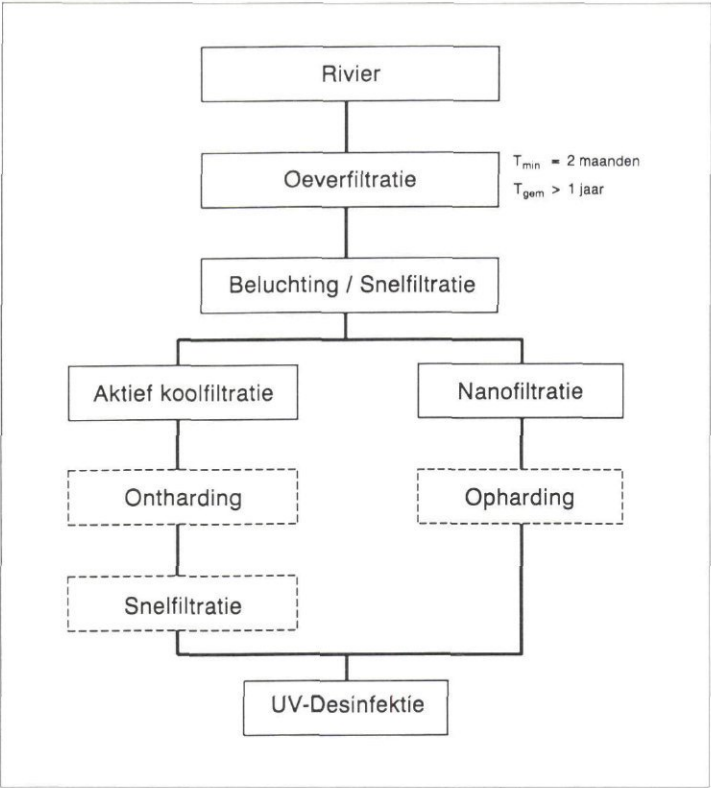
– Kwantiteit

Eén van de meest belangrijke voordelen
in het licht van de door de verdroging
gewenste inzet van oppervlaktewater is de
potentiële ruime beschikbaarheid van

oevergrondwater langs de in totaal
1.200 kilometer lange oevers van de grote
rivieren (Rijn, Waal, Lek, IJssel, Maas).
Mogelijke beperkingen in dit opzicht
kunnen plaatselijk gelegen zijn in het
optreden van zettingen (vooral in het
veengebied van West-Nederland) en
eventuele verstoppingen van (ondiepe)
putten en rivierbodem.
– Kwetsbaarheid
De kwetsbaarheid van oevergrondwater
voor calamiteiten is zeer beperkt, zoals het
onderzoek in Duitsland aangetoond heeft.

De respons op verontreinigingen is
zodanig vertraagd en afgevlakt dat
calamiteiten op de rivier nagenoeg niet
terug te vinden zijn in de putten.
Daarnaast zijn er mogelijkheden om met
behulp van interceptieputten
verontreinigingen af te voeren uit het
watervoerende pakket.

Continue belastingen (zowel vanuit het
oppervlaktewater als door landbouw en
industrie in het intrekgebied) van mobiele
organische microverontreinigingen zullen



Afb. 22 - Zuiverings-
schema oevergrondwater.

uiteindelijk tot doorslag leiden, zodat preventief beleid ook bij oevergrondwater noodzakelijk is.

– Kwaliteit

De kwaliteit en de zuivering van oevergrondwater hebben zowel grondwater- als oppervlaktewaterkenmerken in zich. De hygiënische betrouwbaarheid is verzekerd, wanneer een minimale verblijftijd bij de bodempassage van twee maanden aangehouden wordt.

Het gewonnen water heeft een gelijkmatige kwaliteit en temperatuur, bevat geen zwevende stof en zal afhankelijk van de bodemsamenstelling verhoogde concentraties aan Fe, Mn, NH₄⁺, CH₄ en hardheid kunnen vertonen.

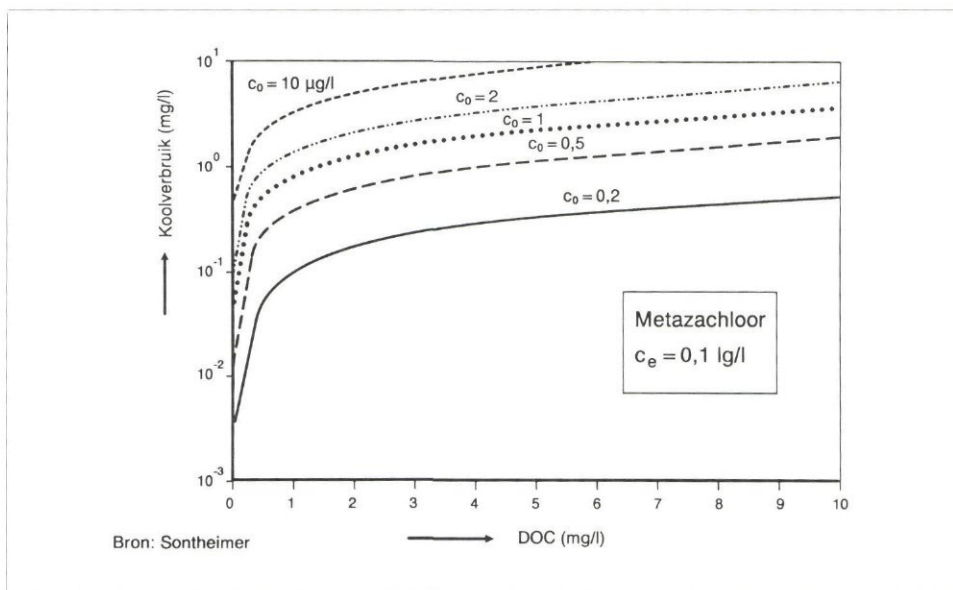
Het zuiveringsschema van afbeelding 22, dat in grote lijnen overeenstemt met het bij de 44e Vakantiecursus gepresenteerde zuiveringsschema voor de indirecte productie [2], ligt dan ook voor de hand.

Zoals bij die gelegenheid al is toegelicht, ontlopen de beide schema's elkaar in kosten niet veel meer door de snelle ontwikkeling van de nanofiltratiemembranen (kosten actieve-kool/ontharding/snellfiltratie vijftig cent per kubieke kilometer, kosten nanofiltratie/opharding zeventig cent per kubieke meter).

Uiteraard zijn de beide processchema's niet gelijkwaardig, aangezien nanofiltratie een veel breder spectrum aan verontreinigingen verwijdert (onder meer zouten) wat vooral van belang is bij de toepassing van oevergrondwater langs de Rijn. Daarnaast is het duidelijk dat kostentechnisch een optimum te bereiken is door met een zodanige combinatie van de beide processen te werken dat zowel ontharding (+ snelfiltratie) als opharding overbodig worden.

In de praktijk kan dit bereikt worden bij een mengverhouding van circa 1:1 (hardheid oppervlaktewater 3 mmol/l, gewenste hardheid 1,5 mmol/l). In deze situatie bedragen de kosten slechts ongeveer veertig cent per kubieke meter, waarvoor dan een voortreffelijke kwaliteit wordt verkregen (laag gehalte aan zouten, hardheid, organische stof en microverontreinigingen) dat dankzij de bodempassage ook de 'grondwater' voordelen kent (gelijkmatige kwaliteit en temperatuur, hygiënische betrouwbaarheid, stabiliteit en bedrijfszekerheid). Over het ontwerp van de actieve-koolfiltratie valt nog een interessante conclusie te melden van het onderzoek van Sontheimer.

Zoals afbeelding 23 laat zien, bleek eens te meer dat actieve-koolfilters bij een lagere belasting met Natuurlijk Organisch



Afb. 23 - Invloed DOC op koolverbruik.

Materiaal, zoals uitgedrukt in de DOC, veel effectiever bestrijdingsmiddelen kunnen verwijderen. De DOC-verwijdering die bij de oeverfiltratie optreedt kan hierdoor ook leiden tot een gunstig effect op het koolverbruik en de kosten.

– Milieu-effecten

Hoewel dit zeer sterk bepaald wordt door lokale omstandigheden en voorkeuren, lijken de milieu-effecten toch relatief gunstig. Enerzijds is in vergelijking met de grondwaterwinning de grondwaterstandsbeïnvloeding geringer, terwijl anderzijds in vergelijking met oppervlaktewater geen bekkens of infiltratiewerken nodig zijn. Daarnaast wordt minder slib geproduceerd doordat geen chemische zuivering nodig is. Waar de beïnvloeding van bodem en grondwater bij infiltratiewerken is genormeerd in het Infiltratiebesluit Bodembescherming, is dit bij de winnen van oevergrondwater niet mogelijk. Vanuit een ethisch standpunt zou dit als bezwaar tegen de oeverfiltratie kunnen worden ingebracht, ware het niet dat de grote rivieren in Nederland van nature al op grote schaal infiltreren in de ondergrond. Een goed preventief beleid voor de bescherming van de rivierwaterkwaliteit is dan ook in dit opzicht de enig juiste weg.

– Kosten

In vergelijking met andere oppervlaktewaterprojecten zullen de kosten relatief laag zijn door de eenvoudige systeemopzet. Vooral bij relatief kleinschalige projecten (vijf tot vijftien miljoen kubieke meter per jaar) lijken interessante mogelijkheden aanwezig, bijvoorbeeld in combinatie met bestaande grondwaterpompstations. Voor grootschalige

projecten (vijftig miljoen kubieke meter per jaar) zullen de kosten door de verspreide winning en transportkosten relatief minder gunstig worden.

– Haalbaarheid

De technische haalbaarheid lijkt goed, gezien de syteemkenmerken en de gewenste inzet van oppervlaktewater. Een ernstige beperking wordt gevormd door het feit dat sommige provincies oevergrondwater niet als oppervlaktewater maar als grondwater wensen te beschouwen, waardoor de waterleidingbedrijven het 'kwartje van Alders' zouden moeten betalen en vergunningen onder het 'grondwaterplafond' zouden vallen. Een wijziging van dit standpunt lijkt reëel gezien de verschillen tussen grondwater en oevergrondwater (onder meer voor het effect op de verdroging), maar is ook een voorwaarde om uitgebreide toepassingen in Nederland mogelijk te maken.

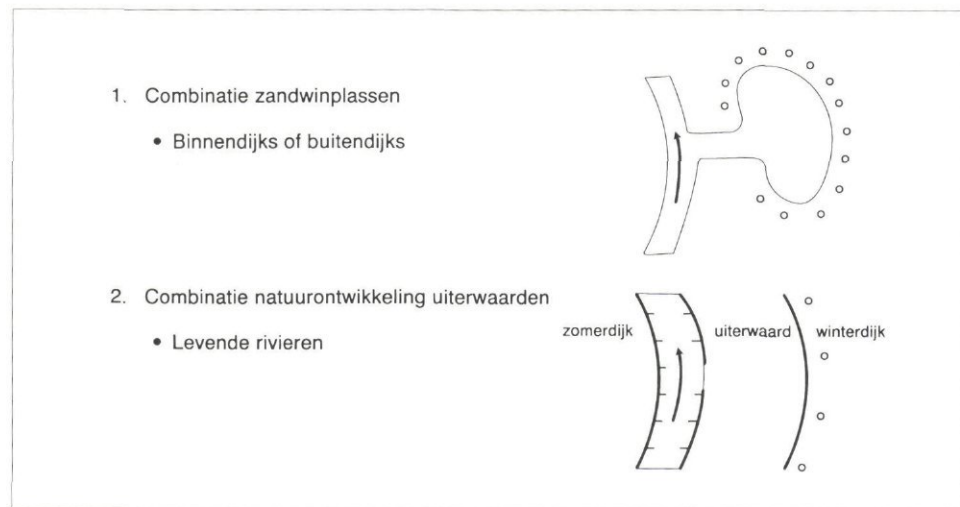
4.2. Mogelijkheden in Nederland

Uit het voorafgaande moge duidelijk zijn dat potentiële mogelijkheden voorhanden zijn om de inzet van oevergrondwater in Nederland te vergroten. Een aantal waterleidingbedrijven is dan ook actief bezig met planvorming en voorbereidingen op dit gebied.

Omdat de realisatie van grootschalige projecten in Nederland aan steeds meer randvoorwaarden moet voldoen, lijkt het bijzonder interessant om zo mogelijk aan te sluiten bij andere maatschappelijke ontwikkelingen. In afbeelding 24 worden twee interessante mogelijkheden in dit opzicht geschetst.

– Zandwinplassen

Op veel plaatsen langs de grote rivieren



Afb. 24 - Mogelijkheden oevergrondwater in Nederland.

zijn en worden zandwinplassen gerealiseerd voor de winst van zand, grint en klei.

In het verleden werden deze plassen vooral in de uiterwaarden gerealiseerd (buitendijks), terwijl recent een tendens is ontstaan om dergelijke projecten binnendijks op te zetten. Een bestemming tot waterwinning door oeverfiltratie langs de relatief lange oevers geeft een meerwaarde aan dergelijke projecten. De beheersbaarheid voor calamiteiten van dergelijke zandwinplassen is uiteraard vrij groot en bij binnendijkse plassen in principe zelfs volledig.

– *Natuurontwikkelingen uiterwaarden* Onlangs heeft het Wereld Natuur Fonds het plan Levende Rivieren gepubliceerd [22] dat de natuurontwikkeling in de uiterwaarden van de grote rivieren centraal stelt. Men wil daartoe de kleilaag uit de uiterwaarden verwijderen en nevengeulen creëren die een belangrijke natuurfunctie krijgen, maar daarnaast ook de infiltratie sterk zullen vergroten. Ook in dit geval lijkt een groter maatschappelijk draagvlak te ontstaan door de functie waterwinning door oeverfiltratie te combineren met in dit geval natuurontwikkeling: een schoolvoorbeeld van integraal waterbeheer!

5. Tenslotte

Oevergrondwater is – zoals moge blijken uit de gepresenteerde resultaten van onderzoek en praktijk – beslist *geen* historische vergissing. De actieve beheersbaarheid van calamiteiten is weliswaar beperkt, maar daar staat een zeer grote natuurlijke, passieve beheersing tegenover: door verblijftijdspreading en macrodispersie worden tijdelijke piekconcentraties op de rivier afgevlakt tot een verwaarloosbaar niveau. Oevergrondwater is evenmin een universele gulden

middenweg, gezien de genoemde beperkingen (beleidsmatige habaarheid, lokale geohydrologische/kwalitatieve/milieuhygiënische beperkingen). Naast de directe zuivering (via bekkens) en de indirecte productie (via infiltratie) is de oeverfiltratie echter wel één van de drie *begaanbare wegen* op de route van oppervlaktewater naar drinkwater. Een weg, die een aantal interessante eigenschappen heeft (kwaliteitsvoordelen, bodempassage, natuurlijke afvlakking piekconcentraties, relatief gunstige effecten op het milieu) en die de moeite van een nadere verkenning (met het oog op de toekomstige infrastructuur van de drinkwatervoorziening in Nederland) zeker waard is.

Literatuur

1. Kruijthof, J. C., Schippers, J. C. en Dijk, J. C. van (1991). *De drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater in de jaren negentig*. H₂O (24), 1991, nr. 17, p. 468-476.
2. Dijk, J. C. van (1992). *Strategische keuzen van de waterleidingbedrijven: Kwaliteit en/of kosten*. H₂O (25), 1992, nr. 21, p. 582-592.
3. Huisman, J. (1965). *Hydrologische aspecten van kunstmatige grondwateraanvulling*. Zeventiende Vakantiecursus in Drinkwatervoorziening. TU Delft.
4. Sontheimer (1991). *Trinkwasser aus dem Rhein*. Academia Verlag, Sankt Augustin, BRD.
5. Leeuwen, K. van en Urk, G. van (1989). *De Sandoz-calamiteit, de balans na twee jaar*. H₂O (22), 1989, nr. 9, p. 272-278.
6. Groot, R. de, Willemse, R. en Meijers, A. P. (1986). *Basel, Leverkusen, Rhenen, de verkeerde (water)weg*. H₂O (19), 1986, nr. 25, p. 602-604.
7. Winter, H. und Lindner, K. (1987). *Die trinkwasserversorgung nach dem Sandoz-Unfall*. GWF (128), H10, p. 525-532.
8. Meinardi, C. R. and Grakist, G. (1984). *Hydrology of bank groundwater withdrawals in the Netherlands*. Paper presented at WHO Working Group on Bankwell Filtration, Budapest, 20-24 Febr. 1984, 23 p.
9. Biesheuvel, A. en Brussel, J. F. M. van (1992). *De invloed van verontreinigd grondwater op de kwaliteit van het te winnen grondwater*. WZHO.
10. Uffink, G. J. M. (1990). *Modelling diffusion and dispersion*. In 'Topics in groundwater modelling'. TU Delft.

11. Roberts, P. V., Reinhard, M. and Valocchi, A. J. (1982). *Movement of organic contaminants in groundwater*. Journal AWWA (74), no. 8, p. 408-413.
12. Roberts, P. V. and Valocchi, A. J. (1981). *Principles of organic contaminant behaviour during artificial recharge*. The Science of the Total Environment (21), p. 161-172.
13. Valocchi, A. J. and Roberts, P. V. (1982). *Attenuation of groundwater contaminant pulses*. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE (109), no. 12, p. 1665-1682.
14. Maas, C. (1980). *Resultaten van onderzoeken te Bergambacht en te Remmerden*. RID-rapport hy.h 80-9.
15. Hierstra, P. *Verloop chloride en bentazonconcentratie PS Engelse Werk*. Persoonlijke mededeling.
16. Haberer, K. (1989). *Die Belastung des Rheins mit Pflanzenschutzmitteln – 2 Jahre nach dem Sandoz-Brand*. GWF (130), nr. 3, p. 115-120.
17. P. J. Stuyfzand (1991). *Sporenelementen in Rijnsoevergrondwater*. In KIWA Mededeling nr. 118.
18. Versteegh, J. F. M. (1989). *Oeverfiltraat en organische microverontreinigingen*. RIVM Rapportnummer 718629002.
19. Kooij, D. v. d. (eindredacteur) (1985). *Drinkwater uit oevergrondwater: hydrologie, kwaliteit en zuivering*. KIWA Mededeling nr. 89.
20. Hopman, R. en Jansen, H. M. J. (1992). *Brede inventarisatie van de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in oevergrondwater in 1991*. KIWO-SWE 92.002.
21. Schwarzenbach, R. P., Giger, W., Hoehn, E. en Schneider, Jurg, K. (1983). *Behaviour of organic compounds during infiltration of river water to groundwater*. Field Studies. Environ. Sci. Technol. (17), 208, p. 472-474.
22. Wereld Natuur Fonds (1992). *Levende Rivieren*. Stroming BV, Hydrologisch Adviesbureau. Klink BV, Waterlooppkundig laboratorium, Landmeetkundig buro Meet.

Voorstel provincie om waterschappen in zuidelijk Utrecht samen te voegen

GS van Utrecht willen de waterschappen Kromme Rijn, Leidse Rijn en Lopikerwaard met ingang van 1 januari 1994 opheffen en een nieuw waterschap met de naam 'Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden' oprichten. Het nieuwe waterschap bestrijkt naast het grondgebied van de drie genoemde waterschappen, ook grote delen van Utrecht, De Bilt en Maarssen en kleine delen van Zeist, Rhenen en Amerongen. Het gaat met name om stedelijke gebieden die nu nog niet in waterschapsverband zijn ingedeeld. Verder komt er een stukje van de gemeente Maartensdijk over, dat nu nog deel uitmaakt van het Hoogheemraadschap Amstel en Vecht. Het voornemen om een nieuw waterschap op te richten en de daarbij behorende ontwerp-reglementen liggen tot 27 maart ter visie op alle gemeentehuizen en waterschapskantoren in Zuid-Utrecht. (Persbericht provincie Utrecht)