

mededeling  
nummer **106**

# diepinfiltratie, de theorie

Theoretische aspecten van diepinfiltratie

Redactie:

ir. J.H. Peters

ir. J.P. van der Eem

ing. J.A. Meijer

KIWA N.V.  
Hoofdafdeling Speurwerk  
Nieuwegein, mei 1989

PENDELEN TUSSEN THEORIE EN PRAKTIJK  
EEN VOORWOORD

Voor u ligt één van de twee KIWA-mededelingen 105 of 106

- Diepinfiltratie, de praktijk
- Diepinfiltratie, de theorie

De rapporten -een vervolg op KIWA-mededelingen 71, 72 en 79- zijn verschenen op het KIWA/VWN-colloquium 'Diepinfiltratie en drinkwater' op 21 juni 1989. Ze hebben het karakter van 'proceedings'. Het zijn bundelingen van ervaringen die er zijn met diepinfiltratieputten en -plannen in de praktijk van vooral waterleidingbedrijven en ervaringen voortkomend uit het meer theoretisch gerichte KIWA-onderzoek naar aspecten van diepinfiltratie, met name putverstopping. De scheiding tussen theorie en praktijk valt echter niet altijd duidelijk te maken.

De redactie hoopt dat de waarde van de rapporten zit in de 'handshake', de aansluiting van enerzijds de dure praktijkproeven op de theorie ('hoe de proeven op te zetten, waar te nemen en te interpreteren'). Anderzijds kennen we juist uit die praktijk de facetten die van belang zijn voor het onderzoek, bijvoorbeeld de processen die putverstopping veroorzaken. Dat laatste is van belang voor de formulering van het onderzoek. Dat blijft dus praktijkgericht.

Pendelen tussen theorie en praktijk is daarmee niet het afleggen van telkens dezelfde weg. Het pendelen maakt het mogelijk om stappen te nemen die met slechts praktijkervaringen of enkel en alleen vanuit het onderzoek, niet of alleen met moeite zijn te nemen.

De meest recente ervaringen met betrekking tot diepinfiltratie en drinkwatervoorziening zijn -nu ze op papier staan- beschikbaar voor anderen. Die kennis is nu echter nog moeilijk toegankelijk. Daarvoor is een en ander te verspreid vastgelegd. Dit is inherent

aan het karakter van de rapporten. De redactie is echter voornemens om de wetenswaardigheden te beschrijven in een 'hoofdpijnen-rapport'. Voor de korte termijn vindt de lezer wellicht wat troost met de 'poging tot synthese' zoals die is opgenomen in mededeling 79, pagina's 407 tot en met 446. Dit bevat ook de technische specificaties van de meeste Nederlandse infiltratieputten.

Het uitbrengen van rapporten is altijd weer een race tegen de klok. Dat geldt in het bijzonder waar de redactie is aangewezen op een schrijvers-collectief. Excuses voor de druk die soms moest worden uitgeoefend. Het was nodig. Dank aan de secretariële ondersteuning en de verschillende tekstverwerkings-, teken- en reproductiekamers. Ze zitten altijd aan het eind van de lijn.

Jos Peters  
Projectleider Diepinfiltratie

INHOUDSOPGAVE

PENDELEN TUSSEN THEORIE EN PRAKTIJK, EEN VOORWOORD	1
J.H. Peters, KIWA N.V.	
HET VOORSPELLEN VAN DE VERSTOPPINGSSNELHEID VAN INFILTRATIEPUTTEN	
J.C Schippers, J. Verdouw en G.J. Zweere, KIWA N.V.	
SAMENVATTING	9
1 INLEIDING	9
2 MECHANISMEN BIJ DE VERSTOPPING VAN INFILTRATIEPUTTEN	14
2.1 Algemeen	14
2.2 De drukval over korrelige lagen door afzetting van deeltjes	15
2.3 De drukval over korrelige lagen door bacteriegroei	18
2.4 De drukval over korrelige lagen door afzetting van deeltjes en bacteriegroei	19
2.5 Directe en indirecte voorspelling van de drukval	19
3 EXPERIMENTEN	21
3.1 Opzet	21
3.2 Methoden en apparatuur	23
4 RESULTATEN EN DISKUSSIE	24
4.1 Experimenten met niet gechloreerd voedingwater	24
4.2 Experimenten met gechloreerd voedingwater	31
4.3 Vergelijking van het verloop van de drukval in de meeloopfilters en in de infiltratieputten	34
5 CONCLUSIES	37
6 VERANTWOORDING	38
7 GEBRUIKTE SYMBOLEN	38
8 LITERATUUR	40

VERSTOPPING VAN INFILTRATIEPUTTEN ONDER INVLOED VAN HET GEHALTE  
ASSIMILEERBARE ORGANISCHE KOOLSTOF (AOC) VAN HET WATER

W.A.M. Hijnen en D. van der Kooij, KIWA N.V.

	SAMENVATTING	43
1	INLEIDING	44
2	OPZET VAN HET ONDERZOEK	46
2.1	Apparatuur en werkwijzen	47
2.2	Analyse van de waterkwaliteit van het infiltratiewater	50
2.3	Bepaling van het bacteriemateriaal in het zand	51
3	INVLOED VAN HET AOC-GEHALTE OP DE WEERSTANDSVORMING DOOR BACTERIEGROEI	53
3.1	Het laboratoriumonderzoek	53
3.1.1	Overzicht van de experimenten	53
3.1.2	Verloop van de verstopping	54
3.1.3	Invloed van een stagnatie van de dosering op de weerstand	55
3.1.4	Plaats van de weerstand in het filter	56
3.1.5	Een empirisch model voor het biologisch verstoppingsproces	57
3.2	Het praktijkonderzoek	62
3.2.1	AOC-concentratie van het infiltratie water	62
3.2.2	Het AOC-gehalte en een voorspelling van de looptijd	64
3.2.3	Aanbeveling voor het AOC-gehalte	68
4	BACTERIEMATERIAAL IN HET ZAND	69
4.1	ATP-gehalte in het zand	69
4.2	Totale gehalte bacteriemateriaal in het zand	72
4.3	Analyse van het filtermateriaal geeft inzicht in het proces	75
5	CONCLUSIES EN AANDACHTSPUNTEN VOOR VERDER ONDERZOEK	76
6	SYMBOLEN	78
7	LITERATUUR	78

## DE GENORMEERDE VERSTOPPINGSSNELHEID BIJ INFILTRATIE

J.P. van der Eem, KIWA N.V.

1	INLEIDING	81
2	METEN VAN DE VERSTOPPING	82
3	DE RELATIE TUSSEN STIJGHOOGTETOENAME EN INFILTRATIESNELHEID	84
4	DE GENORMEERDE VERSTOPPINGSSNELHEID	86
5	VOORSPellen VAN DE STIJGING VAN HET WATERNIVEAU IN DE PUT	86
6	OPMERKINGEN	88
7	LITERATUUR	89

## FLOWMETINGEN IN INFILTRATIEPUTTEN EN DE DIAGNOSE VAN PUTVERSTOPPING

J.H. Peters, M.A.A. Mulder (\*), J.A. Meijer en J. Jalink,  
KIWA N.V.

(\* ) nu werkzaam bij N.V. Energie- en Watervoorziening Rijnland

	SAMENVATTING	91
1	INLEIDING EN PROBLEEMSTELLING	91
2	FLOWMETING, HET PRINCIPE	93
3	MISCELLANEA	95
3.1	Nauwkeurigheid	95
3.2	Laminaire en turbulente stroming	96
3.3	Stroming in het filter	97
4	VOORBEELDEN	98
4.1	DWL-ervaringen, afpleistering boorgatwand	99
4.2	WLZK-ervaringen, wijze van regenereren	100
4.3	PWN-ervaringen, effect van sectiegewijs afpompen	102
5	CONCLUSIES	103
6	LITERATUUR	105

REGENERATIE VAN INFILTRATIEPUTTEN ALS THERAPIE BIJ  
PUTVERSTOPPING

J.H. Peters en M.A.A. Mulder (\*), KIWA N.V., (\*) nu werkzaam  
bij N.V. Energie- en Watervoorziening Rijnland

1	SAMENVATTING	107
2	INLEIDING	107
3	HET HOE EN WAAROM VAN REGENEREREN	108
3.1	Noodzaak	108
3.1.1	Zwevende stof	109
3.1.2	Gasbellen	109
3.1.3	Bacteriën	110
3.1.4	Chemische neerslag in de put	110
3.1.5	Chemische neerslag in de bodem	111
3.1.6	Zwelling en dispersie	111
3.1.7	Wijziging korrelstructuur	112
3.2	Plaats van de verstopping	112
3.3	Methoden en technieken van regeneratie	113
3.3.1	Schoonpompen	113
3.3.2	Jutteren	114
3.3.3	Sectiegewijs schoonpompen	115
3.3.4	Jetting	115
3.3.5	Surgen en bailen	116
3.3.6	Borstelen	116
3.3.7	Chloor	116
3.3.8	Zuur	117
3.3.9	Eerst chloor, dan zuur	117
3.3.10	Polyfosfaten	118
4	ENKELE ERVARINGEN MET HET REGENEREREN VAN INFILTRATIEPUTTEN	118
4.1	WLZK-Pd	118
4.2	GW-put	119
5	OPMERKINGEN	124
5.1	Regeneratie met andere chemicaliën	124
5.2	De temperatuur	125
5.3	Afvoer van het water	125
5.4	Doseren versus tijdelijk toevoegen	126

5.5	Gegevensregistratie	126
6	LITERATUUR	126

ONTWERP VAN EEN DIEPINFILTRATIESYSTEEM  
PROJECTMATIGE AANPAK MET KENGETALLEN  
J.H. Peters, KIWA N.V.

1	SAMENVATTING	129
2	EEN BEETJE INLEIDING	129
3	AFBAKENING	131
4	KENGETALLEN VAN HET PROJECT	131
5	GROOTTE, OMVANG, FASERING	132
6	LOKATIEKEUZE	135
7	DOELSTELLINGEN	137
8	CONCLUSIES	138

HOEVEEL INFILTRATIEPUTTEN ?  
J.P. van der Eem, KIWA N.V.

1	INLEIDING	139
2	ONTWERPCRITERIA	140
3	UITGANGSPUNTEN	141
4	THEORIE BIJ LANGZAME VERSTOPPING VAN DE INFILTRATIEPUTTEN	144
4.1	De afschrijvingstermijn	144
4.2	De volumestroomdichtheid op de boorgatwand	145
5	THEORIE BIJ SNELLE VERSTOPPING VAN DE INFILTRATIEPUTTEN	146
5.1	De afschrijvingstermijn	147
5.2	Het aantal regeneratiecycli	148
5.3	De volumestroomdichtheid op de boorgatwand	149
5.4	Benadering van de optimale volumestroomdichtheid	150
6	HET AANTAL INFILTRATIEPUTTEN	151
7	TOTALE KOSTENOPTIMALISATIE	153
8	CONCLUSIES	153
9	LITERATUUR	154



HET ECOSYSTEEM KUSTDUINEN ALS PLAATS VOOR DIEPINFILTRATIE  
M.A. den Hoed (KIWA N.V.) en F.W. van der Vegte (Provinciaal  
Waterleidingbedrijf van Noord-Holland)

1	INLEIDING	159
2	HET DUINECOSYSTEEM	160
2.1	De ecologische waarde	160
2.2	De abiotische factoren in het duinlandschap	164
2.3	Waterwinactiviteit in de duinen	166
3	DE WATERHUISHOUDING IN DE DUINEN	168
3.1	Het belang van water voor plant en vegetatie	168
4	NATUURBEHOUD EN DIEPINFILTRATIE	177
4.1	Uitgangspunten	177
4.2	Lokatiekeuze	180
4.3	Ontwerp en uitvoering	181
4.4	Bestek en aanleg	182
4.5	Bedrijfsvoering	183
4.4	Toekomst	183
5	VERANTWOORDING	184
6	LITERATUUR	184

## HET VOORSPELLEN VAN DE VERSTOPPINGSSNELHEID VAN INFILTRATIEPUTTEN

J.C. Schippers, J. Verdouw en G.J. Zweere, Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen KIWA N.V., Nieuwegein

### SAMENVATTING

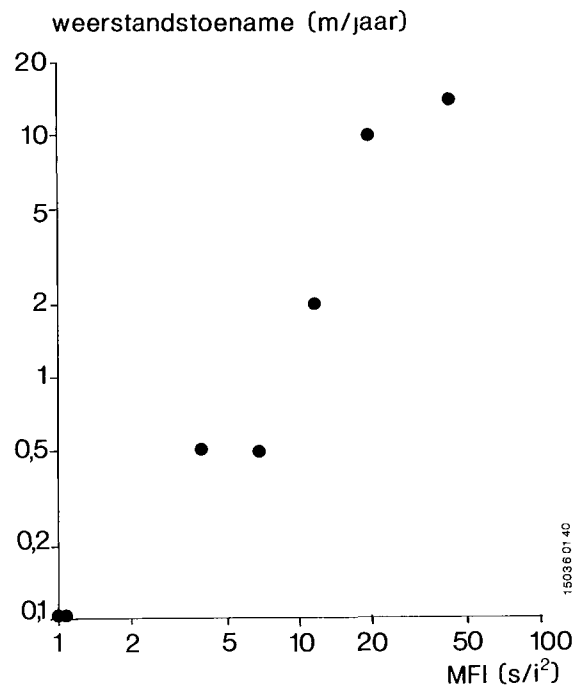
De snelheid waarmee infiltratieputten verstoppem, is moeilijk te voorspellen. De membraanfiltratie-index gemeten met membraanfilters met poriën van 0,45 µm (MFI(0,45)) en het assimileerbaar organisch-koolstofgehalte (AOC) zijn in de praktijk waardevolle parameters voor het bepalen van de verstoppingspotentie van infiltratiewater. Een betrouwbare voorspelling van de verstoppingsnelheid van infiltratieputten is op basis van deze parameters echter in onvoldoende mate mogelijk.

De meting van de verstoppingspotentie, tengevolge van afzetting van deeltjes en bacteriegroei te zamen, met meeloofilters blijkt een noodzakelijke aanvulling te zijn op de MFI(0,45) en het AOC-gehalte. In deze meeloofilters wordt het verstoppingsproces dat in de infiltratieputten plaatsvindt, gesimuleerd.

Voorspelling van de verstoppingsnelheid van infiltratieputten op basis van de gemeten verstoppingspotentie is in principe mogelijk. Voorwaarde hierbij is dat de samenstelling van de bodem waarin wordt geïnfiltreerd nauwkeurig bekend is. Tevens dient, wanneer geen desinfectiemiddel wordt toegevoegd, het gehalte aan assimileerbaar organisch materiaal geen sterke variaties te vertonen.

### 1 INLEIDING

De laatste twintig jaar is in Nederland veel onderzoek gedaan naar de wijze waarop de verstopping van infiltratieputten kan worden voorkomen. Bij dit onderzoek deed zich de behoefte voor te kunnen beschikken over een of meer kortdurende meetmethoden voor parameters waarmee de verstoppingspotentie van het infiltratiewater op betrouwbare wijze kan worden vastgesteld. In 1982 maakte Olsthoorn [1] aannemelijk, dat er een verband bestaat tussen het niveau van de MFI(0,45) van het infiltratiewater en de snelheid waarmee de drukval toeneemt in een infiltratieput door afzetting van deeltjes (zie figuur 1). Sindsdien wordt de membraanfiltratie-index in Ne-



Figuur 1 De drukvaltoename van infiltratieputten in relatie tot de membraanfiltratie-index van het geïnfiltreerde water.

derland algemeen toegepast als kwaliteitsparameter bij diepinfiltratie.

Aangezien men er tevens van overtuigd was, dat bacteriegroei slechts een ondergeschikte rol speelt bij de verstopping, wanneer water met een geringe troebelingsgraad wordt geïnfiltreerd, beschouwde men de membraanfiltratie-index als de algemene parameter voor de verstoppingspotentie van infiltratiewater.

Men ging er hierbij van uit, mede op grond van ervaringen van Olsthoorn [1] en Huijboom et al. [2], dat bij infiltratie van water met een MFI lager dan 3 à 5 s/l<sup>2</sup>, met een constante infiltratiesnelheid van 0,5 à 1 m/h, de verstoppingssnelheid acceptabel zou zijn. Hierbij werd een regeneratiefrequentie van één maal per vijf jaar bij een maximaal toelaatbare drukval van 30 kPa eventueel nog als acceptabel beschouwd.

De bovengenoemde veronderstellingen ten aanzien van de waarde van de MFI(0,45) als kwaliteitsparameter en de rol die bacteriegroei kan spelen bij diepinfiltratie stonden in 1984 echter weer ter discussie. Dit nadat er zich bij de proefputten van een drietal

waterleidingbedrijven relatief hoge verstoppingsnelheden hadden voorgedaan, terwijl de MFI van het infiltratiewater lager was dan  $5 \text{ s/l}^2$  (zie tabel 1).

Ook was het assimileerbaar organisch-koolstofgehalte (AOC) (zie tabel 1) aanzienlijk lager dan het niveau waarbij volgens de op dat moment geldende opvattingen bacteriegroei een rol van enige betekenis zou kunnen spelen (10 tot 20  $\mu\text{g}$  acetaat-koolstof per liter (Ac.-C/l)). Het AOC-gehalte was en is de enige kwaliteitsparameter die in aanmerking komt als maat voor de verstoppingspotentie van infiltratiewater door bacteriegroei. Met de AOC-bepaling wordt met een of meer geselecteerde bacteriestammen het gehalte bepaald van gemakkelijk assimileerbare organische verbindingen [3]. Een direct verband tussen het niveau van het AOC-gehalte van infiltratiewater en de verstoppingsnelheid is echter niet aangetoond [4].

Tabel 1 - MFI-waarden en AOC-gehalten van infiltratiewater waarbij ondanks de lage niveaus hiervan relatief hoge verstoppingsnelheden optraden

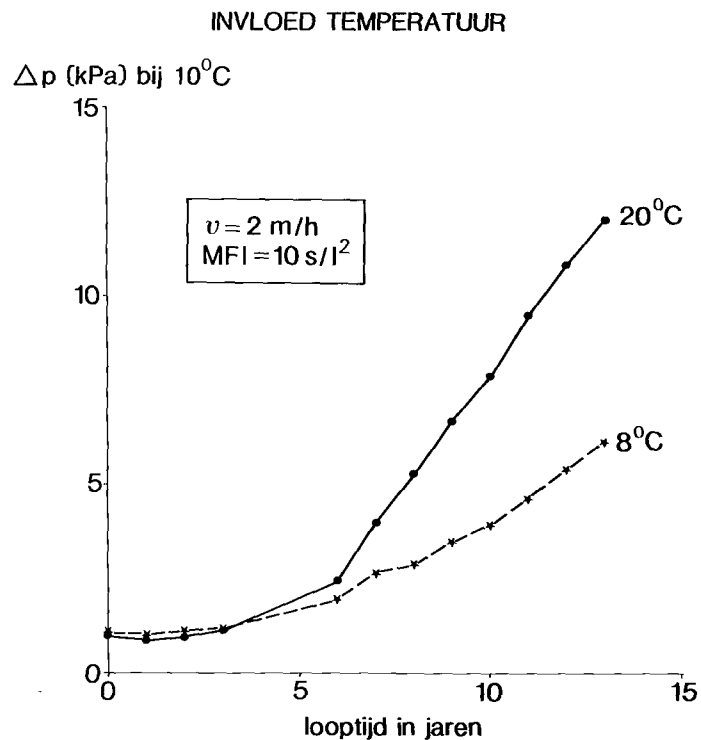
Bedrijf	MFI ( $\text{s/l}^2$ )	AOC ( $\mu\text{g}$ Ac-C/l)
G.W. Amsterdam	ca. 2	ca. 7
G.W. Groningen	1-5	ca. 5
W.L. Zuid-Kennemerland	ca. 2	ca. 7

Er waren echter verschillende aanwijzingen, dat bacteriegroei bij relatief lage AOC-gehalten van het infiltratiewater toch een rol kan spelen.

Zo namen Schuurmans en Steinmetz [5] en Konijnenberg [6] een afname van de drukval waar in infiltratieputten na een periode van stilstand. Deze afname kan worden verklaard door afsterven van bacteriën en afbraak van de dode bacteriën en/of afbraak van organisch materiaal.

Konijnenberg [6] constateerde tevens, dat de drukval in infiltratieputten afnam na het inbrengen van chloorbleekloog. Dit effect

wijst op de oxidatie van bacteriën en/of organisch materiaal. Schuurmans en Steinmetz [5] en Lebouille [7] schrijven de door hen geconstateerde verhoogde verstoppingssnelheid tijdens een bepaalde periode van hun experimenten toe aan de hogere temperatuur van het infiltratiewater in die perioden. Deze constatering bewijst echter niet, dat het opgetreden effect is veroorzaakt door bacteriegroei, daar tegelijkertijd met de toename van de temperatuur ook het gehalte aan assimileerbaar organisch materiaal zou kunnen zijn verhoogd, bijvoorbeeld tengevolge van algengroei in het ruwe water. Het effect van de temperatuur is door Schippers en Verdouw [8] echter aangetoond aan de hand van een experiment met twee parallel bedreven meeloopfilters (zie figuur 2).



Figuur 2 De drukvaltoename in de meeloopfilters, gevoed met snel-filtraat van het zuiveringsstation van het PWN te Andijk bij respectievelijk  $8^\circ\text{C}$  en  $20^\circ\text{C}$ .

Hiertoe zijn deze twee meeloopfilters met hetzelfde water gevoed, waarbij echter de temperatuur van het voedingwater van één meeloopfilter is verhoogd van 8°C naar 20°C. Daar bij deze experimenten de watersamenstelling gelijk was, is het resultaat een sterke aanwijzing dat bacteriegroei een belangrijke rol speelde.

Schuurmans en Steinmetz [5] en Van Puffelen [9] constateerden een afname van de verstoppingssnelheid in infiltratieputten, nadat chloor aan het infiltratiewater was toegevoegd. Schippers en Verdouw [8] bevestigden dit effect met behulp van twee meeloopfilters, waarbij één meeloopfilter werd gevoed met water met chloor en een ander met water zonder chloor. Ook deze constatering is geen sluitend bewijs voor de veronderstelling dat bacteriën een rol spelen bij de verstopping. Het is immers niet geheel uitgesloten, dat het chloor, de aard en/of grootte van de aanwezige deeltjes, zodanig verandert dat deze deeltjes dieper in het (bodem) materiaal kunnen doordringen, waardoor de toename van de drukval minder wordt.

De bovengenoemde ervaringen leiden dan ook tot de overtuiging, dat ernstig rekening gehouden moet worden met de mogelijkheid dat bacteriegroei een belangrijke rol speelt bij de verstopping van infiltratieputten.

Vanwege de situatie dat op basis van de MFI(0,45) en het AOC-gehalte de verstoppingssnelheid onvoldoende betrouwbaar kan worden voorspeld, zijn experimenten uitgevoerd met meeloopfilters.

Deze experimenten zijn uitgevoerd met het doel:

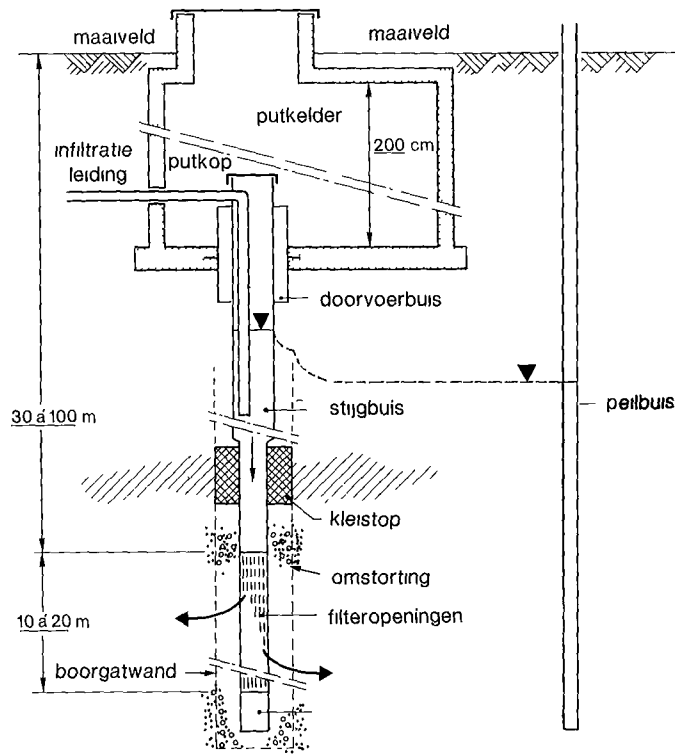
- een meetmethode te ontwikkelen waarmee de verstoppingspotentie van infiltratiewater, tengevolge van afzetting van deeltjes en van bacteriegroei te zamen, kan worden bepaald;
- een methode te ontwikkelen en te toetsen, op basis van de te ontwikkelen meetmethode, waarmee de verstoppingssnelheid van infiltratieputten kan worden voorspeld.

De geschetste situatie was voor Hijnen en Van der Kooij [10] tevens aanleiding, mede met behulp van de bovengenoemde experimenten, het belang van de AOC-bepaling als maat voor de verstoppingspotentie van water door bacteriegroei nader te bestuderen (zie paragraaf 2.3).

## 2 MECHANISMEN BIJ DE VERSTOPPING VAN INFILTRATIEPUTTEN

### 2.1 Algemeen

De verstopping van een infiltratieput die met een constante volumestroom wordt gevoed, resulteert in een toename van de weerstand. Het gevolg hiervan is, dat de drukval toeneemt over de omstorting en/of over het gedeelte van de bodem waarin wordt geïnfiltreerd. De omstorting is het zand dat tussen het putfilter en de boorgatwand is aangebracht, om te voorkomen dat bodemmateriaal in de put terecht komt (zie figuur 3).



Figuur 3 De constructie van een infiltratieput.

Deze toename van de drukval uit zich door een toename van de stijghoogte in de put. Wanneer water met een geringe troebelingsgraad wordt geïnfiltreerd, treedt de verstopping meestal niet op in de omstorting maar in de eerste centimeter(s) van de bodem.

De belangrijkste oorzaken van verstopping waar nog geen afdoende oplossing voor bestaat, zijn:

- de aanwezigheid van deeltjes in het infiltratiewater;
- de aanwezigheid van assimileerbare organische stoffen, waardoor bacteriegroei op en tussen de korrels van de bodem optreedt;
- de aanwezigheid van zowel deeltjes als assimileerbare organische stoffen in het infiltratiewater.

## 2.2 De drukval over korrelige lagen door afzetting van deeltjes

Tijdens filtratie over korrelige lagen kunnen de volgende mechanismen in principe een rol spelen:

- diepbedfiltratie;
- verstopningsfiltratie;
- koekfiltratie.

### **Diepbedfiltratie**

Bij diepbedfiltratie dringen de deeltjes diep in het medium waarover wordt gefiltreerd en zetten zich hierin af. Er zijn een groot aantal modellen die de processen die bij diepbedfiltratie optreden, beschrijven. Ives [11] heeft de meest relevante modellen samengevat in een aantal vergelijkingen. Deze modellen zijn alle gebaseerd op de semi-empirische relatie van Iwasaki [12] voor de afname van de deeltjes-concentratie  $C$  met de afstand  $L$  tot de in-trede van het filterbed:

$$- \frac{\partial C}{\partial L} = \lambda C$$



De algemene vergelijking voor de filtratiecoëfficiënt  $\lambda$ , is volgens Ives:

$$\lambda = \lambda_0 (1 + \beta\sigma/\varepsilon_0)^Y (1 - \sigma/\varepsilon_0)^Z (1 - \sigma/\sigma_u)^X \quad (2)$$

waarin:  $\beta = \frac{\varepsilon_0}{1 - \varepsilon_0}$

De filtratiecoëfficiënt ( $\lambda_0$ ) van een schoon filterbed is tevens een functie van de viscositeit, de filtratiesnelheid, de korrel-diameter, de vorm van de korrels en de eigenschappen van de deeltjes, zodat geldt [11]:

$$\lambda_0 = f \frac{1}{\eta^a v^b d^c}$$

De exponenten a, b en c kunnen een waarde hebben van respectievelijk 1,4 tot 2 voor a; 0 tot 4 voor b en 0 tot 2,5 voor c [13].

Het verband tussen C,  $\sigma$  en t volgt uit de massabalans over een volume-eenheid van een filterbed en luidt:

$$- \frac{\partial C}{\partial L} = \frac{1}{v} \frac{\partial \sigma}{\partial t} \quad (3)$$

waarin  $\sigma$  de hoeveelheid in het filterbed afgezet materiaal is.

Voor de drukval over een filterbed geldt:

$$\frac{\partial \Delta P}{\partial L} = \left( \frac{\partial \Delta P}{\partial L} \right)_0 (1 + \beta\sigma/\varepsilon_0)^{2Y} (1 - \sigma/\varepsilon_0)^{2Z-3} \quad (4)$$

De waarden van de exponenten x, y en z, zoals deze in onder andere de modellen van Iwasaki [12], Ives [11], Mackrle et al. [14], Shekhtman [15], Heertjes en Lerk [16] en Maroudas en Eisenklam [17] voorkomen, variëren van 0 tot 1.

De drukval over een schoonfilterbed volgt uit de Kozeny-Carman vergelijking:

$$\left( \frac{\partial \Delta P}{\partial L} \right)_0 = \frac{5\eta S_0^2 v}{\varepsilon_0^3} \quad (5)$$

$$\text{waarin: } S_0 = \frac{6(1-\varepsilon_0)}{\psi d} \quad (6)$$

Voor de vergelijkingen waaruit de drukval kan worden afgeleid, zijn slechts bij een beperkt aantal waarden van  $x$ ,  $y$  en  $z$  analytische oplossingen mogelijk. Deze analytische oplossingen zijn bovendien gecompliceerd. Ives [18] leidde, onder bepaalde aannamen, een vereenvoudigde oplossing af, die een lineair verband tussen de drukval en de filtratietijd aangeeft:

$$\Delta P_{L,t} = \Delta P_{L,o} + K_d vt \quad (7)$$

$$\text{waarin: } K_d = k_h \beta_d C_0, \quad \beta_d = \frac{\varepsilon_d}{1-\varepsilon_d} \quad \text{en}$$

$$\Delta P_{L,o} = \frac{5\eta S_0^2 vL}{\varepsilon_0^3}$$

Lerk [19] komt tot een zelfde lineair verband en stelt dat bij diepbedfiltratie en niet te lange looptijden de drukval over het filter lineair met de filtratietijd toeneemt. Bij langere looptijden zal de diepbedfiltratie overgaan in oppervlaktefiltratie, zodra de poriën aan het oppervlak zo klein zijn geworden dat verstoppings- en/of koekfiltratie op kan treden. Hierbij neemt de drukval meer dan evenredig met de filtratietijd toe. Ives [18] stelt dat in deze situatie de drukval, bij een constante filtratiesnelheid, de empirische relatie van Boucher [20] volgt:

$$\Delta P = K_s \exp(K_t t) \quad (8)$$

Dit verloop van de drukval kan overigens ook worden verklaard met de (gecompliceerde) vergelijking die Huisman [13] heeft afgeleid met gebruikmaking van de vergelijkingen (1) tot en met (6) op basis van onder andere de filtratietheorieën van Maroudas en Eisenklam [17] en Lerk [19].

### **Verstoppingsfiltratie**

Zijn de poriën van de bovenlaag van een filterbed in dezelfde orde van grootte als die van de deeltjes, dan kunnen een of meer deel-

tjes een porie afsluiten. Er is dan sprake van verstoppingsfiltratie. Sluit elk deeltje een porie volledig af, dan geldt bij een constante filtratiesnelheid:

$$\Delta P = \frac{\eta R_f v}{(1-nV/AN)} = \frac{\eta R_f v}{(1-nvt/N)} \quad (9)$$

Voor de situatie waarin een of meer deeltjes een porie geheel of gedeeltelijk afsluiten, leidde Heertjes [21] de volgende betrekking af:

$$\Delta P = \frac{\eta R_f v}{(1-nV/OAN)^S} = \frac{\eta R_f v}{(1-nvt/ON)^S} \quad (10)$$

### Koekfiltratie

Zijn de poriën van de bovenlaag van het filterbed niet veel groter dan de deeltjes, dan kan koekfiltratie optreden. Bij een constante filtratiesnelheid kan worden afgeleid, dat hierbij voor de drukval geldt:

$$\Delta P = \eta v(R_f + R_k) = \eta v\left(R_f + \frac{IRV}{A}\right) = \eta v R_f + \eta IRv^2 t \quad (11)$$

In een aantal situaties treedt samendrukking van de koek op, hetgeen inhoudt dat de weerstand van de koek ( $IRV/A$ ) afhangt van de druk.

### 2.3 De drukval over korrelige lagen door bacteriegroei

Modellen die de toename van de drukval over een filterbed als functie van de filtratietijd beschrijven, zijn niet beschikbaar. De reden hiervoor is, dat de mechanismen die een rol spelen bij de opbouw van de weerstand door de groei van bacteriën zeer ingewikkeld zijn. Hijnen en Van der Kooij [3,10] hebben op dit gebied het inzicht vergroot, onder andere door aan te tonen dat het bacteriënbestand in een filterbed groter is naarmate de belasting met assimileerbare organische stoffen hoger is. Een direct verband tussen het aantal bacteriën in de bovenlaag van meeloopfilters en

de toename van de drukval kon door hen echter niet worden aangetoond. Wel toonden zij aan, dat de mate waarin het AOC-gehalte van het voedingwater in de meeloopfilters door bacteriën wordt benut vaak zeer beperkt is en afhankelijk is van de oorsprong van het water en de behandeling die het heeft ondergaan. Ook constateerden zij dat, in tegenstelling tot de verwachting, een relatief snelle toename van de drukval optreedt bij toevoeging van 10 µg acetaatkoolstof per liter (10 µg AOC/l) aan water met een zeer geringe verstoppingspotentie. Het AOC-gehalte kan hierdoor niet eenvoudig als een directe maat dienen voor de verstoppingspotentie van infiltratiewater door bacteriegroei.

Een fundamentele oorzaak hiervan is waarschijnlijk het feit dat met de AOC-bepaling het gehalte van gemakkelijk assimileerbare organische stoffen wordt gemeten. De minder gemakkelijk assimileerbare organische stoffen dragen niet of nauwelijks bij aan het AOC-gehalte. Deze organische stoffen kunnen echter wel door bacteriën worden benut, zij het dat de bacteriën enige tijd nodig hebben om zich hiervoor aan te passen.

#### 2.4 De drukval over korrelige lagen door afzetting van deeltjes en bacteriegroei

Het is denkbaar dat de toename van de drukval door een combinatie van afzetting van deeltjes en bacteriegroei sneller is dan op grond van de som van de toename van de drukval, door afzetting van deeltjes en door bacteriegroei apart, zou mogen worden verwacht. Immers, door de groei van bacteriën in de poriën neemt de diameter hiervan af, waardoor kleine deeltjes beter worden afgevangen. Bovendien kunnen bacteriën polysacchariden en polypeptiden afscheiden, die de afzetting van deeltjes bevorderen. Door beide effecten wordt de filtratiecoëfficiënt groter, hetgeen resulteert in een snellere toename van de drukval.

#### 2.5 Directe en indirecte voorspelling van de drukval

##### **Directe voorspelling**

De directe voorspelling van het verloop van de drukval is niet mogelijk door bepaling en invulling van de variabelen en exponenten in de vergelijkingen voor diepbedfiltratie en verstoppingsfil-

tratie, omdat methoden waarmee deze variabelen en exponenten direct kunnen worden gemeten, grotendeels ontbreken.

De directe voorspelling van het verloop van de drukval is in principe wel mogelijk onder omstandigheden waarbij koekfiltratie zonder samendrukking optreedt. Wordt met een constante snelheid gefiltreerd, dan geldt:

$$\Delta P - \Delta P_0 = \frac{2\eta}{\eta_{20}} R \cdot \text{MFI} \cdot A_0^2 \Delta P_{200} v^2 t \quad (12)$$

Berekening van de toename van de drukval in een infiltratieput, bij een infiltratiesnelheid van 1 m/h, een MFI(0,45) van 1 s/l<sup>2</sup> in het infiltratiewater en onder de aanname R = 1, levert een waarde van ca. 2000 kPa per jaar. In de praktijk treedt een dergelijk snelle toename van de drukval door afzetting van deeltjes onder vergelijkbare omstandigheden in het geheel niet op. Koekfiltratie kan dan ook alleen een rol van betekenis spelen, indien een koek wordt gevormd door deeltjes die groter zijn dan die welke voornamelijk verantwoordelijk zijn voor de waarde van de MFI(0,45).

### Indirecte voorspelling

De indirecte voorspelling van het verloop van de drukval bij een bepaalde filtratiesnelheid op basis van experimenten die bij hogere filtratiesnelheden worden uitgevoerd, is in principe op eenvoudige wijze niet mogelijk met de ingewikkelde vergelijkingen voor diepbedfiltratie van onder andere Huisman [13] en ook niet met de vergelijking van Heertjes [21] voor verstoppingsfiltratie.

Een dergelijke voorspelling is op eenvoudige wijze wel mogelijk met:

- de vereenvoudigde vergelijking voor diepbedfiltratie van onder andere Ives [11] (vergelijking (7));
- de vergelijking van Boucher [20] voor oppervlaktefiltratie (vergelijking (8));
- de vereenvoudigde vergelijking voor verstoppingsfiltratie (vergelijking (9));

- de vergelijking voor koekfiltratie (vergelijking (11)).

Deze voorspelling kan geschieden met gebruikmaking van de volgende experimenteel bepaalde grootheden:

- $K_d$  (bij diepbedfiltratie);
- $K_s$  en  $K_t$  (bij oppervlaktefiltratie);
- $R_f$  en  $(n/N)$  (bij verstoppingsfiltratie);
- $I$  (bij koekfiltratie).

### 3 EXPERIMENTEN

#### 3.1 Opzet

De experimenten zijn uitgevoerd op vijf verschillende locaties in samenwerking met zes waterleidingbedrijven. Deze locaties en bedrijven zijn:

- Leersum, N.V. Waterleidingbedrijf Midden-Nederland (WMN);
- Haren, Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen (GWG);
- Ouddorp, N.V. Watermaatschappij Zuid-West Nederland (WMZ);
- Scheveningen, Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (DWL);
- Andijk, N.V. Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland (WRK) en Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland (PWN).

Op de vier eerst genoemde locaties waren een of meer infiltratieputten in bedrijf. De meeloopfilters zijn op deze locaties gevoed met hetzelfde water als de infiltratieputten. Steeds is één meeloopfilter met dezelfde filtratiesnelheid bedreven als de infiltratieput (filtratiesnelheid betrokken op de boorgatwand). Een of meer meeloopfilters werkten bij hogere filtratiesnelheden. Van het infiltratiewater is frequent de MFI(0,45) gemeten. Het AOC-gehalte is zeer incidenteel bepaald. Het infiltratiewater was op de diverse locaties verschillend van oorsprong en was ook verschillend behandeld. Oorsprong en behandeling van het water op de verschillende locaties staan in het onderstaande beschreven.

### **Leersum**

Bron: oevergrondwater (Nederrijn).

Behandeling: droogfiltratie, actiefkoolfiltratie, snelfiltratie (over zand) en dosering van waterstofperoxide (tijdelijk).

### **Haren**

Bronnen: grondwater en rivierwater (Drentsche Aa).

Behandeling grondwater: beluchting en snelfiltratie.

Behandeling rivierwater: coagulatie, sedimentatie, snelfiltratie, beluchting en langzame zandfiltratie.

Het gemengde behandelde water is geïnfiltreerd.

### **Ouddorp**

Bron: grondwater en geïnfiltreerd oppervlaktewater (Haringvliet).

Behandeling van het gemengde water bij aanvang van de experimenten: beluchting, ozonisatie, actiefkoolfiltratie en snelfiltratie. Tijdens de experimenten is dit gewijzigd in: beluchting, actiefkoolfiltratie, snelfiltratie en dosering van chloorbleekloog.

### **Scheveningen**

Bron: rivierwater (Maas).

Behandeling: verblijf in een spaarbekken, dosering van chloorbleekloog ('s zomers), transport, snelfiltratie, transport, coagulatie, flotatie en snelfiltratie.

### **Andijk**

Bron: oppervlaktewater (IJsselmeer).

Behandeling: verblijf in een spaarbekken, proceschloring ('s zomers), microzeving, coagulatie, sedimentatie en opwaartse filtratie.

### 3.2 Methoden en apparatuur

#### Meting drukval infiltratieputten

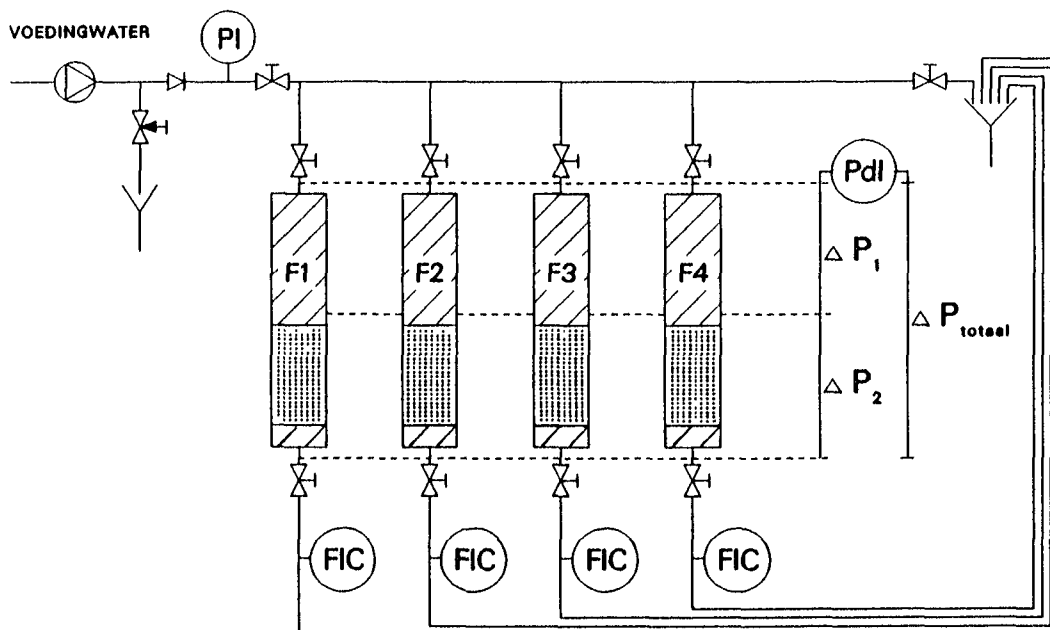
De drukval van de infiltratieputten wordt bepaald door de stijghoogte zowel in de put als op enige afstand in een waarnemingsput te meten (zie figuur 3). Het resultaat is evenals bij de meeloopfilters gecorrigeerd naar een temperatuur van 10°C.

#### Meting membraanfiltratie-index

De metingen van de membraanfiltratie-index zijn uitgevoerd met Millipore-membraanfilters (0,45 µm) [8]. De meeste metingen zijn gedaan met door het KIWA en Euramec B.V. ontwikkelde semi-automatische apparatuur.

#### Meeloopfilteropstellingen

Een meeloopfilteropstelling bestaat uit vier verticaal naast elkaar geplaatste filters ( $F_1$ ,  $F_2$ ,  $F_3$  en  $F_4$ ) met een diameter van 9 cm en een hoogte van 50 cm (zie figuur 4).



Figuur 4 Schema van de meeloopfilteropstelling.



De filters worden verticaal doorstroomd, daar de realisatie van een radiale en horizontale stroming, zoals die in een infiltratieput optreedt, op onoplosbare problemen stuitte. De verschillen die door de niet radiale stroming in de meeloopfilters kunnen optreden in de toename van de drukval zijn te verwaarlozen, daar de drukval in een infiltratieput in het algemeen in de eerste centimeters van de bodem optreedt. Het verschil dat kan optreden doordat de doorstroming verticaal is in plaats van horizontaal, is waarschijnlijk eveneens te verwaarlozen.

De filters zijn gevuld met:

- 24 cm zand (1,2 - 2,4 mm) dat de omstorting van de infiltratieput vertegenwoordigt (bovenste laag);
- 20 cm zand met een samenstelling die overeenkomt met de samenstelling van het materiaal van de bodem (middelste laag);
- 3 cm zand (1,2 - 2,4 mm) dat dienst doet als steunlaag (onderste laag).

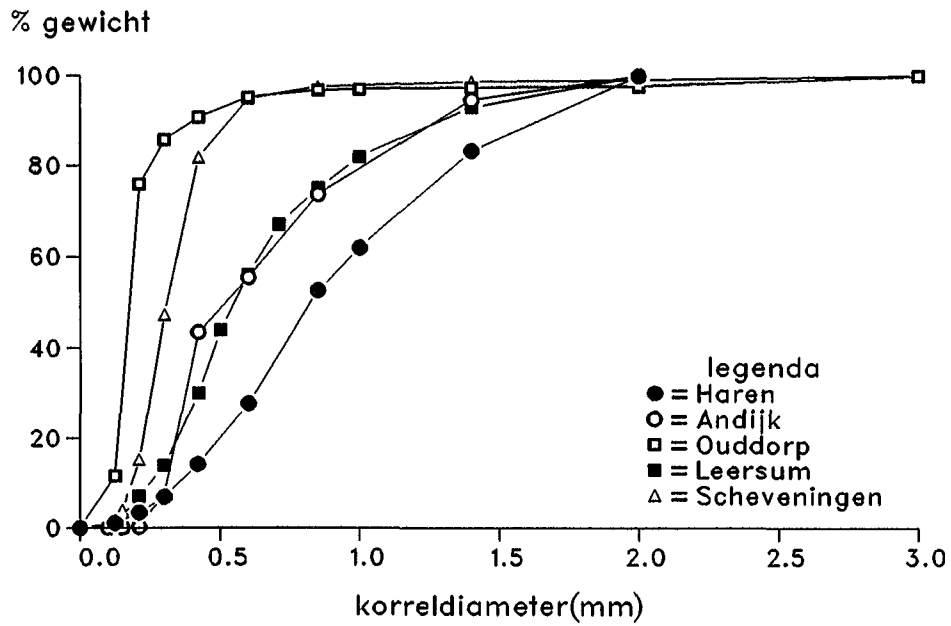
De meeloopfilters worden bedreven bij een constante snelheid, die wordt ingesteld met een stromingsregelaar (FIC). Om de vorming van luchtbellens in het filter te voorkomen, wordt een overdruk van 100 kPa in stand gehouden. De drukval over de omstorting ( $\Delta P_1$ ), over het bodemmateriaal ( $\Delta P_2$ ) en de totale drukval over filters ( $\Delta P_{\text{totaal}}$ ) wordt gemeten met de drukverschilmeter (Pdl). De samenstelling van het bodemmateriaal is in figuur 5 weergegeven.

## 4 RESULTATEN EN DISCUSSIE

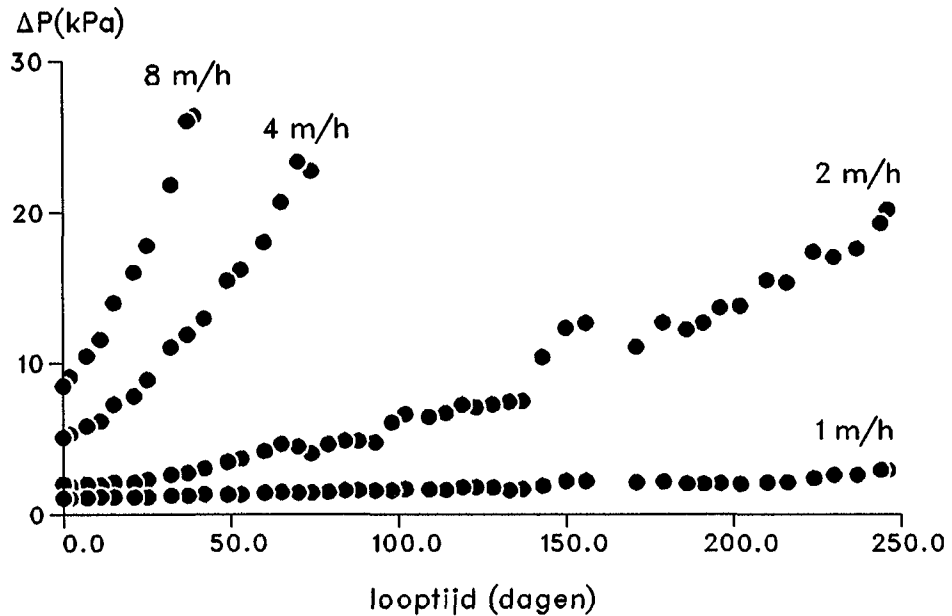
### 4.1 Experimenten met niet gechlloreerd voedingwater

Op de vijf genoemde locaties zijn experimenten uitgevoerd met meeloopfilters, die gevoed zijn met niet gechlloreerd water.

De resultaten die in Haren zijn verkregen, zijn in figuur 6 weergegeven.

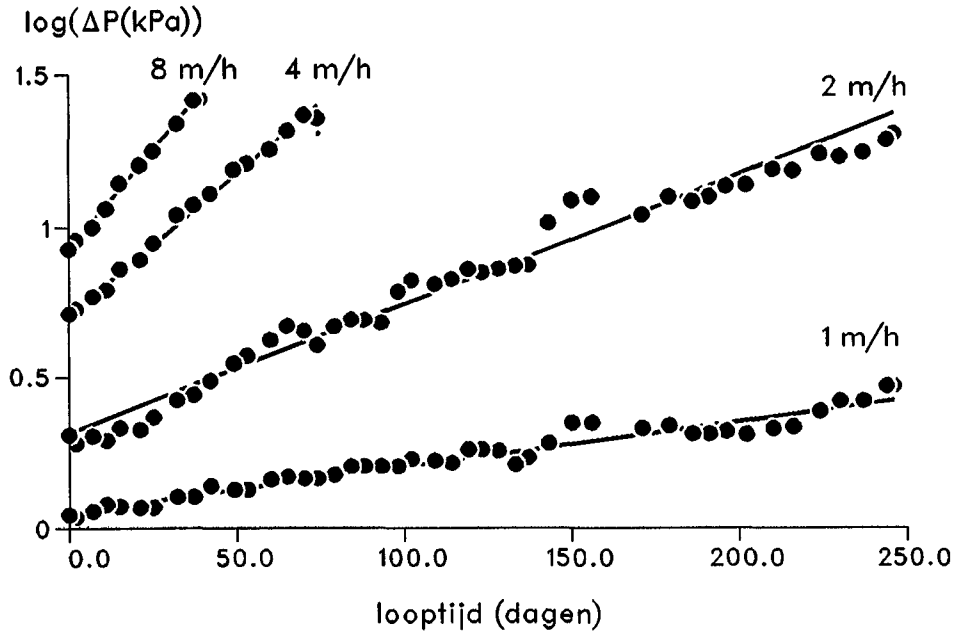


Figuur 5 Het cumulatieve gewichtsperscentage als functie van de korreldiameter van het bodemmateriaal te Leersum, Haren, Ouddorp, Scheveningen en Andijk.



Figuur 6 De drukval als functie van de looptijd in de meeloopfilters, gevoed met water, bij een filtratiesnelheid van 1, 2, 4, en 8 m/h te Haren.

De logaritme van de drukval vertoont een lineair verband met de filtratietijd (zie figuur 7).



Figuur 7 De logaritme van de drukval in de meeloopfilters als functie van de looptijd, bij 1, 2, 4 en 8 m/h te Haren.

Dit verband komt overeen met de vergelijking die Boucher [20] geeft voor oppervlaktefiltratie. Hiervoor geldt:

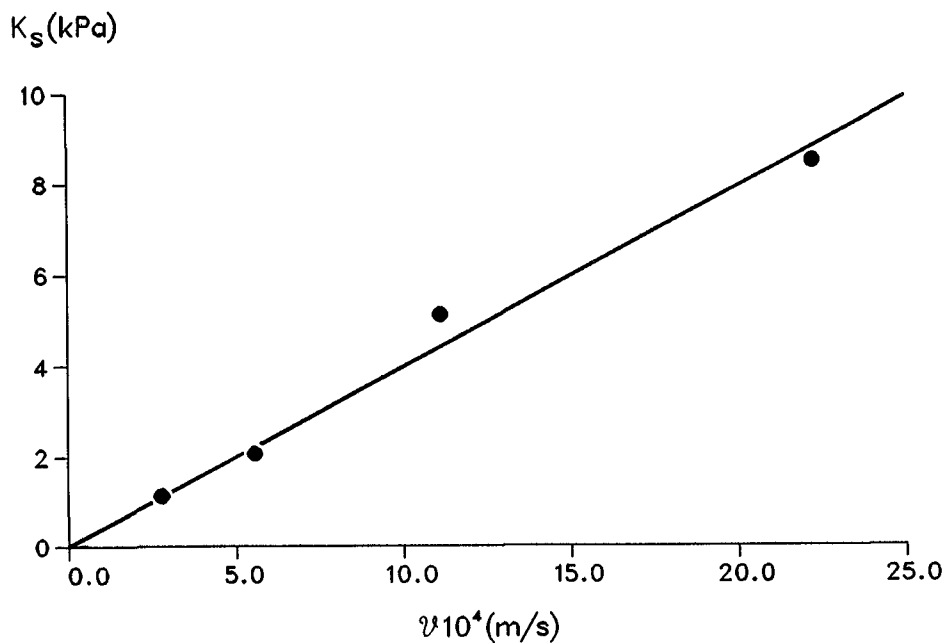
$$\Delta P = K_S \exp (K_t t) \text{ of} \tag{8}$$

$$\log \Delta P = \log K_S + 0.43 K_t t \tag{13}$$

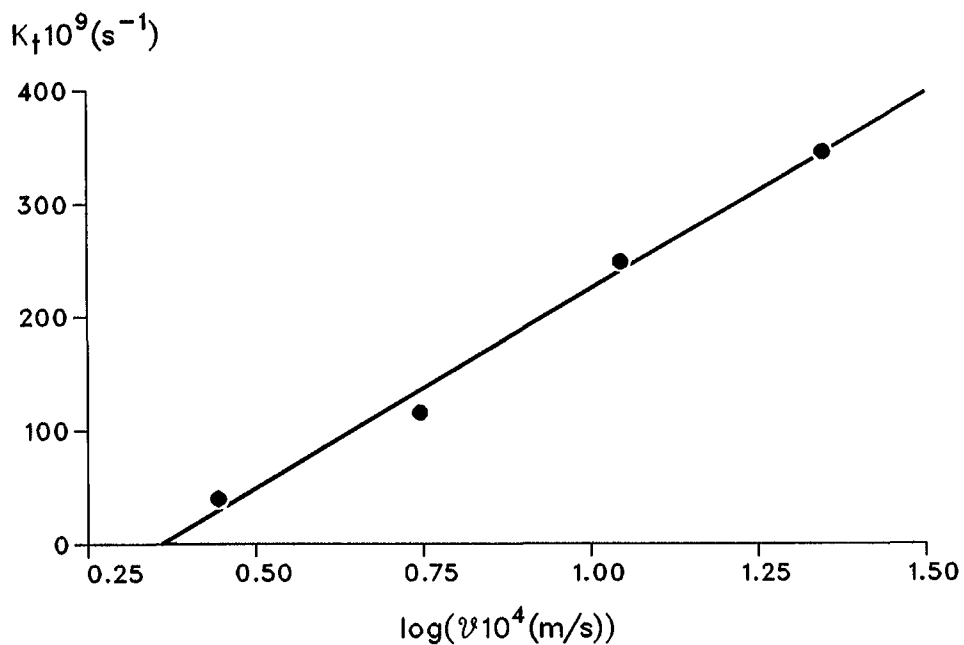
De waarden van  $K_S$  bij verschillende filtratiesnelheden zijn berekend uit de asafsneden in figuur 7. Deze waarden blijken volgens figuur 8 lineair afhankelijk te zijn van de filtratiesnelheid. Voor  $K_S$  kan hieruit worden berekend, dat geldt:

$$K_S = 3,96 \cdot 10^6 v \quad (\text{Pa}) \tag{14}$$

De waarden van  $K_t$  zijn berekend met behulp van vergelijking (13) uit de helling van  $\log \Delta P$  versus de looptijd van de filters (zie figuur 7).



Figuur 8 De waarde van  $K_s$  als functie van de filtratiesnelheid te Haren.



Figuur 9 De waarde van  $K_t$  als functie van de logaritme van de filtratiesnelheid te Haren.

Uit figuur 9 blijkt, dat het aannemelijk is dat er een logaritmisch verband bestaat tussen de op deze wijze berekende waarden van  $K_t$  en de filtratiesnelheid. Voor dit verband volgt uit deze figuur, dat voor  $K_t$  geldt:

$$K_t = (1,271 + 0,349 \log v) 10^{-6} \quad (s^{-1}) \quad (15)$$

Voor de drukval over de meeloopfilters volgt uit de vergelijkingen (8), (14) en (15) de relatie:

$$\Delta P = 3.96 \cdot 10^6 v \cdot \exp \{ (1,271 + 0,349 \cdot \log v) 10^{-6} t \} \quad (Pa) \quad (16)$$

Doordat er in Haren geen experimenten zijn gedaan waarbij ook chloor aan het water is toegevoegd, is het niet vast te stellen of de toename van de drukval uitsluitend door de afzetting van deeltjes is ontstaan. Het AOC-gehalte was weliswaar relatief laag, namelijk circa  $7 \mu g$  Ac-C/l, doch dit is geen bewijs dat bacteriegroei geen rol heeft gespeeld. Het is dan ook niet zeker, dat uitsluitend oppervlaktefiltratie van de deeltjes verantwoordelijk was voor de toename van de drukval.

De parameters  $K_s$  en  $K_t$  kunnen te zamen desondanks voor de genoemde omstandigheden worden beschouwd als een maat voor de verstoppingspotentie van het water bij deze bepaalde samenstelling van het filterbed en de bodem.

In Andijk zijn experimenten uitgevoerd die te vergelijken zijn met de experimenten te Haren. Het verloop van de toename van de drukval kan ook hier beschreven worden met een logaritmisch verband met de filtratietijd. Uit de waarnemingen kan worden afgeleid voor  $K_s$  en  $K_t$  geldt:

$$K_s = 7,03 \cdot 10^6 v$$

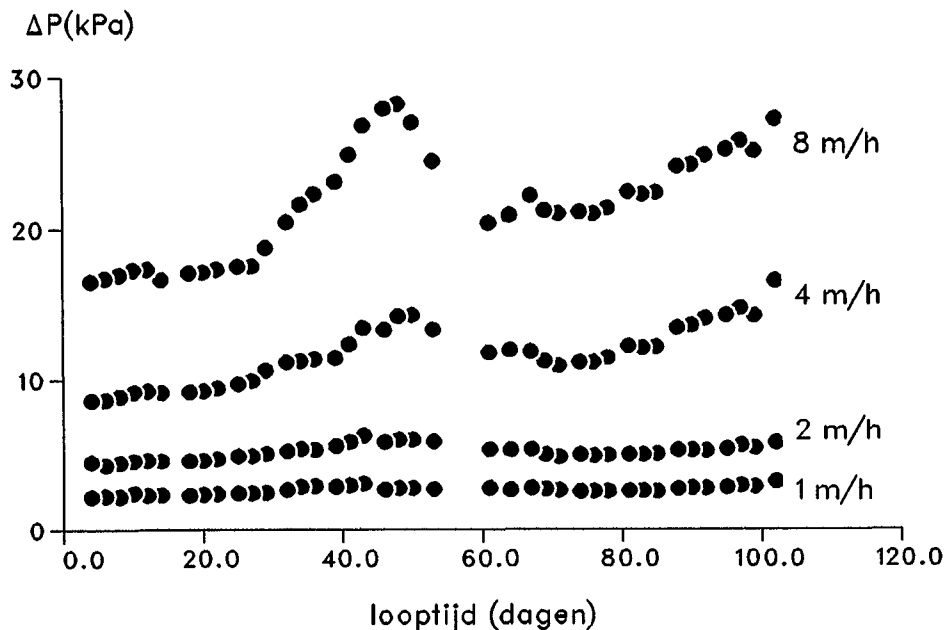
$$K_t = (6,20 + 1,49 \log v) 10^{-6} t$$

zodat voor de drukval geldt:

$$\Delta P = 7,04 \cdot 10^6 v \exp \{ (6,20 + 1,49 \log v) 10^{-6} t \} \quad (17)$$

De hoge verstoppingpotentie (hoge waarden van  $K_s$  en  $K_t$ ) in vergelijking met de verstoppingspotentie die in Haren is bepaald, ondanks toepassing van fijner materiaal te Haren, kan worden verklaard met de hogere MFI-waarde van het water te Andijk. In Haren was de MFI 1 tot 3  $s/l^2$  en in Andijk 10 tot 40  $s/l^2$ .

Te Leersum, Ouddorp en Scheveningen zijn experimenten uitgevoerd analoog aan de experimenten in Haren en Andijk. Bij deze experimenten trad echter een onregelmatig verloop op van de toename van de drukval. Dit onregelmatige verloop deed zich vooral voor bij hogere filtratiesnelheden. In figuur 10 is dit verschijnsel geïllustreerd aan de hand van een experiment te Scheveningen. Hierbij trad dertig dagen na aanvang van het experiment met meeloopfilters een sterke stijging van de drukval op, die twintig dagen later weer verdween. Ongeveer dertig dagen hierna trad opnieuw een sterke stijging van de drukval op.



Figuur 10 De drukval als functie van de looptijd in de meeloopfilters, gevoed met niet gechlloreerd water, bij 1, 2, 4 en 8 m/h te Scheveningen.

De eerste stijging van de drukval gevolgd door een daling kan worden toegeschreven aan een toename gevolgd door een afname van het bacteriënbestand in de bovenlaag van het filter. Bij een toename van dit bestand neemt de porositeit van het filterbed hier af, hetgeen resulteert in een verhoging van de drukval. Bovendien worden hierdoor meer deeltjes in de bovenlaag afgevangen, zodat een extra toename van de drukval optreedt.

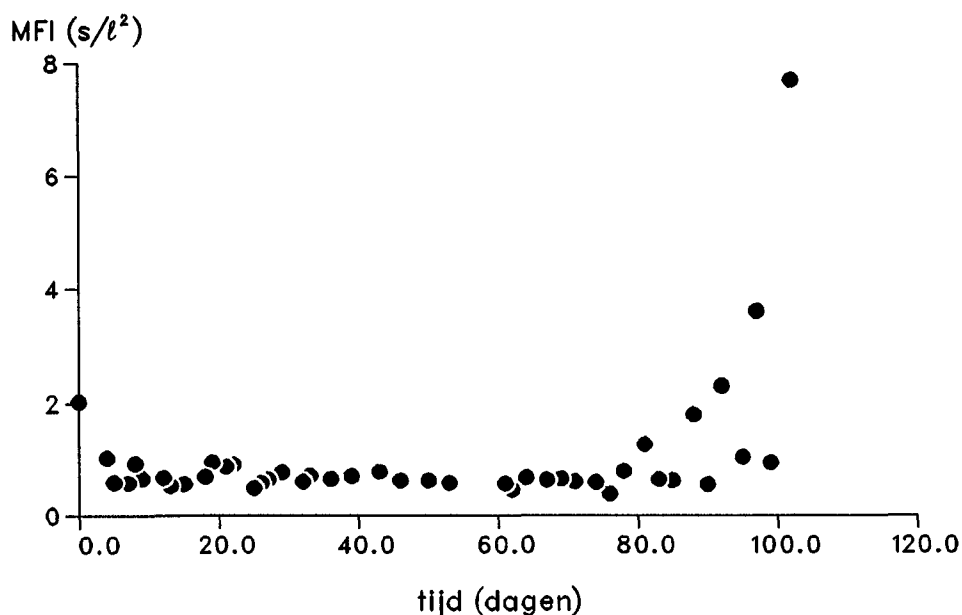
Een toename van het bacteriënbestand treedt op, wanneer de aanvoer van assimileerbaar organisch materiaal groter is dan nodig om de aanwezige bacteriën in leven te houden. Is de aanvoer van dit materiaal minder dan nodig is voor het instandhouden van het bacteriënbestand, dan sterft een deel af en worden de dode bacteriën afgebroken door de nog in leven zijnde bacteriën. Vervolgens sterft hiervan weer een deel af, totdat het bacteriënbestand is afgestemd op de aanvoer van assimileerbaar organisch materiaal. Met het verdwijnen van bacteriën, verdwijnt ook de drukval die hierdoor is ontstaan. Tevens kunnen deeltjes die zijn ingevangen door de bacteriën, met het water worden meegevoerd en dieper in het filterbed worden afgezet. De drukval die door deze deeltjes is ontstaan, verdwijnt hierdoor grotendeels.

De bovengenoemde mogelijke oorzaak is aannemelijk, daar Hijnen en Van der Kooij [4] bij een experiment met een meeloopfilter hetzelfde verschijnsel hebben kunnen nabootsen door geruime tijd acetaat aan het voedingwater toe te voegen ( $10 \mu\text{g Ac-C/l}$ ), deze dosering na enige tijd te stoppen en deze vervolgens na enige tijd weer te hervatten, met hetzelfde effect op de drukval.

De tweede sterke stijging van de drukval kan vrijwel zeker geheel worden toegeschreven aan een toename van het aantal deeltjes in het voedingwater, daar de MFI in deze periode sterk toenam (zie figuur 11).

Het onregelmatige verloop van de drukval bij de experimenten te Leersum, Ouddorp en Scheveningen moet worden toegeschreven aan kwaliteitsschommelingen van het water. Deze kwaliteitsschommelingen staan, gezien de optredende effecten, een betrouwbare voorspelling van de verstoppingssnelheid in de weg.

Bij het opsporen van de oorzaak van deze kwaliteitsschommelingen zou nuttig gebruik gemaakt kunnen worden van relatief kortdurende, aaneensluitende of eventueel overlappende metingen van de verstoppingspotentie met meeloopfilters. Op deze wijze kan het verloop



Figuur 11 De MFI(0,45) van het infiltratiewater te Scheveningen.

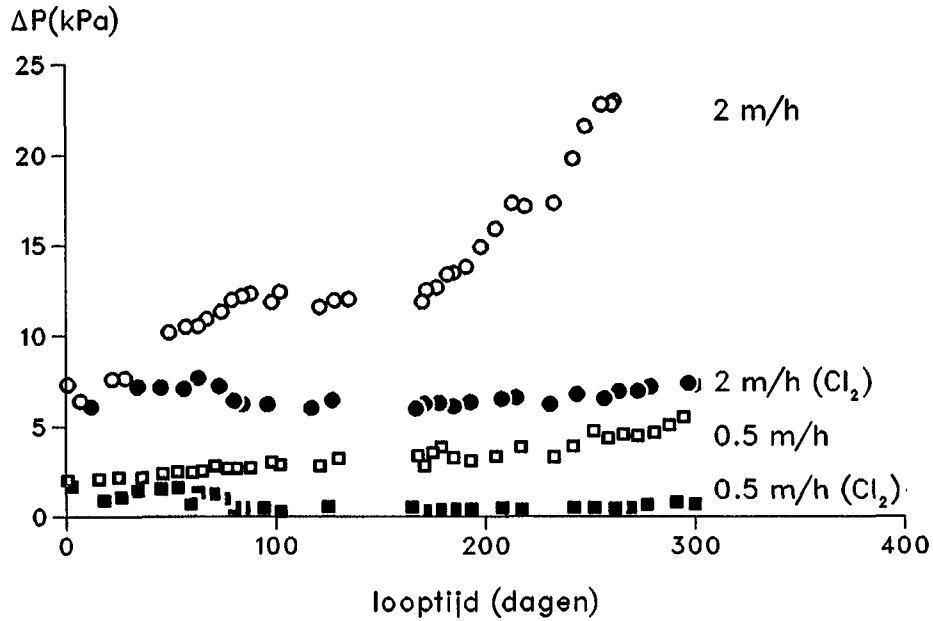
van de verstoppingspotentie ( $K_s$  en  $K_t$ ) van het infiltratiewater mogelijk worden gerelateerd aan wijzigingen in de procesvoering bij de voorbehandeling en/of de kwaliteit van het ruwe water.

#### 4.2 Experimenten met gechloreerd voedingwater

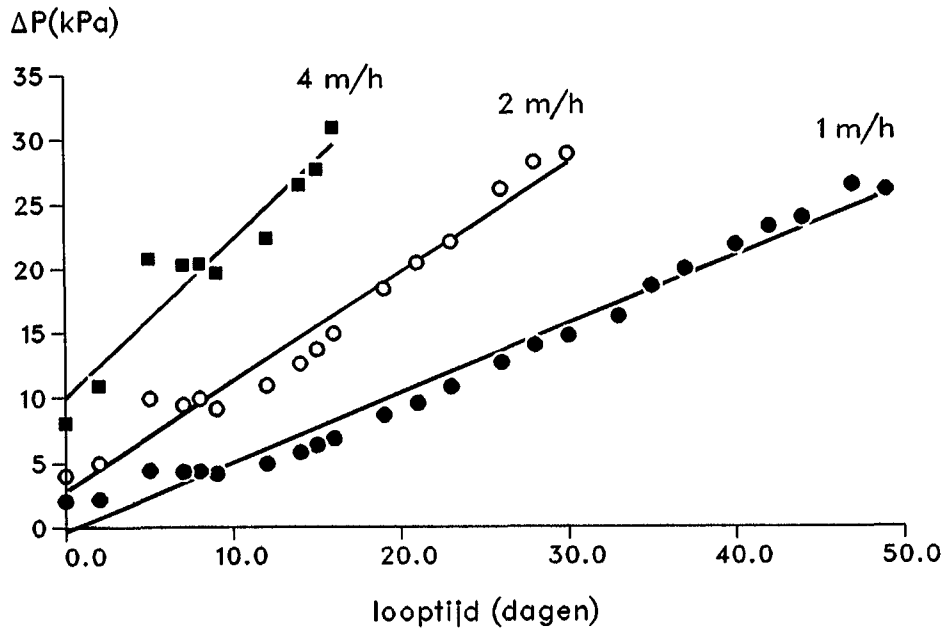
Te Scheveningen en Andijk zijn experimenten uitgevoerd met meeloopfilters die zijn gevoed met water waaraan 0,5 tot 1,5 mg/l chloor is toegevoegd. Deze meeloopfilters vertoonden op beide locaties een minder snelle toename van de drukval dan de meeloopfilters gevoed met niet gechloreerd water (zie figuur 12 en 13).

Dit verschil in gedrag moet vrijwel zeker worden toegeschreven aan de opbouw van een groter bacteriënbestand in de filters die gevoed zijn met niet gechloreerd water. Geheel zeker is dit echter niet, daar een dergelijk verschil in principe ook kan zijn veroorzaakt door een verandering van de eigenschappen van de deeltjes onder invloed van chloor. Dat er enige verandering van deze eigenschappen op kan treden, blijkt uit het feit dat te Andijk het gechloreerde water een hogere MFI(0,45) had dan het niet gechloreerde water (zie figuur 14).

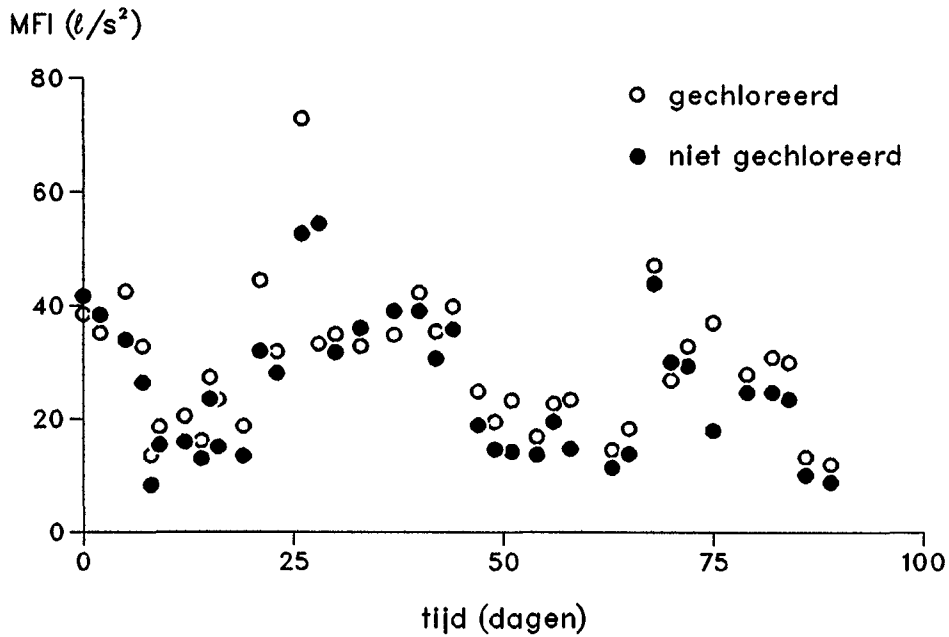




Figuur 12 De drukval als functie van de looptijd in de meeloo-filters, gevoed met gechloreerd en niet gechloreerd water, bij 0,5 en 2 m/h te Scheveningen.



Figuur 13 De drukval als functie van de looptijd in de meeloo-filters, gevoed met gechloreerd water, bij 1, 2 en 4 m/h te Andijk.



Figuur 14 De MFI(0,45) van gechloreerd en niet gechloreerd infiltratiewater te Andijk.

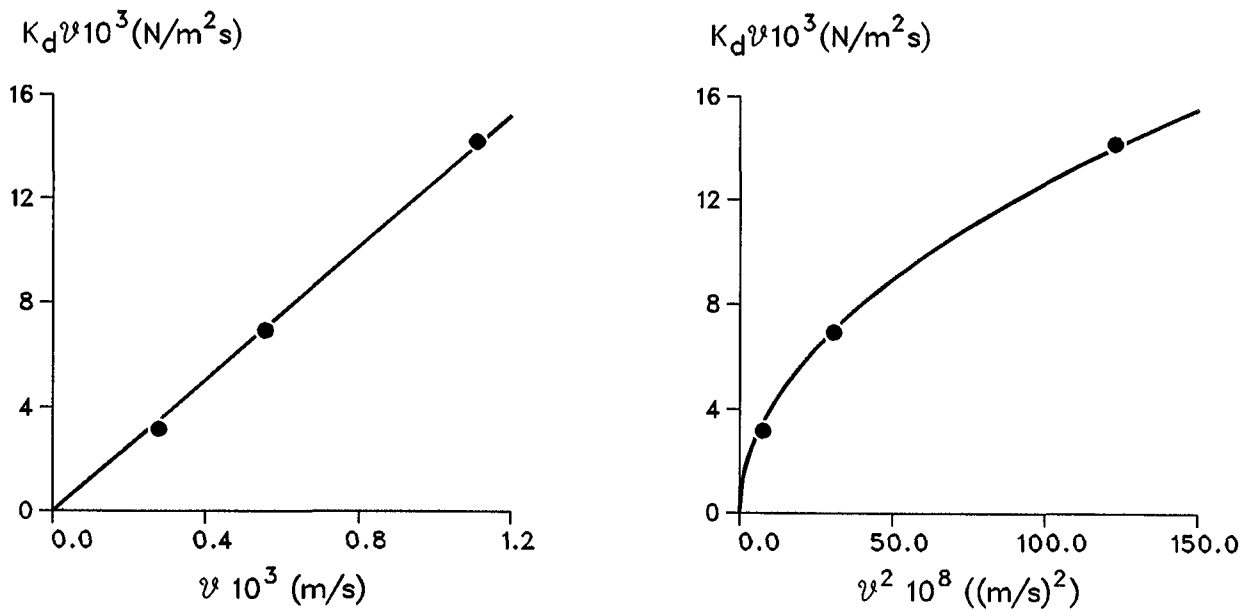
Het verloop van de drukval van de meeloopfilters te Andijk vertoonde bij benadering een lineair verband met de looptijd (zie figuur 13). Een dergelijk verband kan zowel door diepbedfiltratie (vergelijking 7) als door koekfiltratie (vergelijking 11) ontstaan:

$$\Delta P = \Delta P_0 + K_d v t \quad (\text{bij diepbedfiltratie}) \quad (7)$$

waarin: 
$$\Delta P_0 = \frac{5\eta S_0^2 v L}{\epsilon_0}$$

$$\Delta P = \eta v R_f + \eta I R v^2 t \quad (\text{bij koekfiltratie}) \quad (11)$$

Wanneer de richtingscoëfficiënt uit figuur 13, die is berekend over de eerste zestien dagen, wordt uitgezet tegen de filtratiesnelheid  $v$  (zie figuur 15a) en tegen  $v^2$  (zie figuur 15b), dan blijkt dat het aannemelijk is, dat er diepbedfiltratie is opgetreden. De richtingscoëfficiënt is in dit geval berekend over de periode waarin alle drie de meeloopfilters in bedrijf waren (namelijk zestien dagen), daar de waterkwaliteit tijdens dit experiment sterk varieerde (zie figuur 14).



Figuur 15a en b De richtingscoëfficiënt van figuur 6.13 berekend over de eerste zestien dagen als functie van de infiltratiesnelheid ( $v$ ) en van  $v^2$ .

$K_d$  kan in dit geval als maat dienen voor de verstoppingspotentie van het water.

Voor  $\Delta P_o$  en  $K_d$  zijn de volgende waarden bepaald op basis van de resultaten van een periode van zestien dagen:

$$\Delta P_o = 8,3 \cdot 10^6 v \quad (18)$$

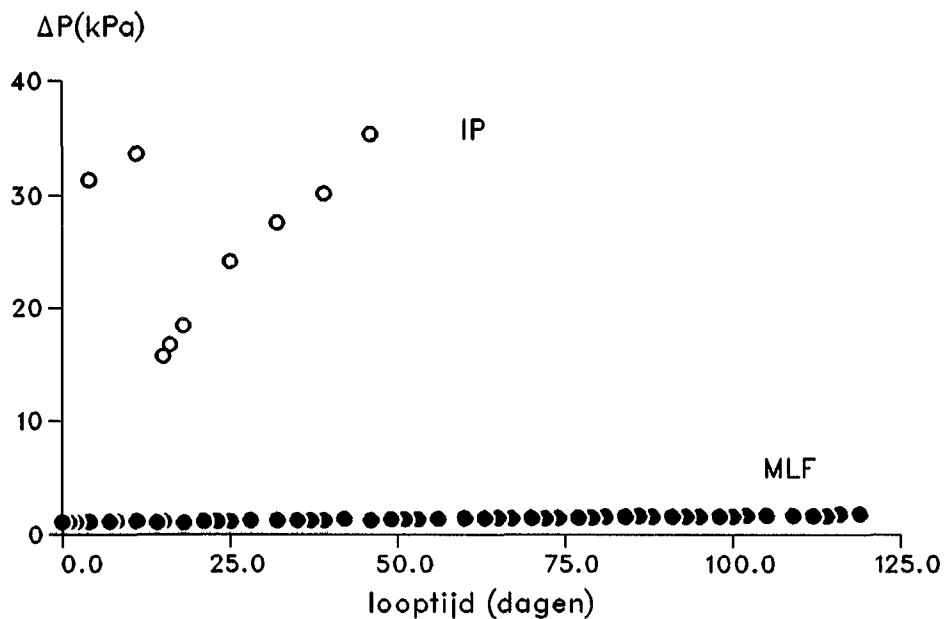
$$K_d = 12,7 \quad (19)$$

zodat voor de drukval geldt:

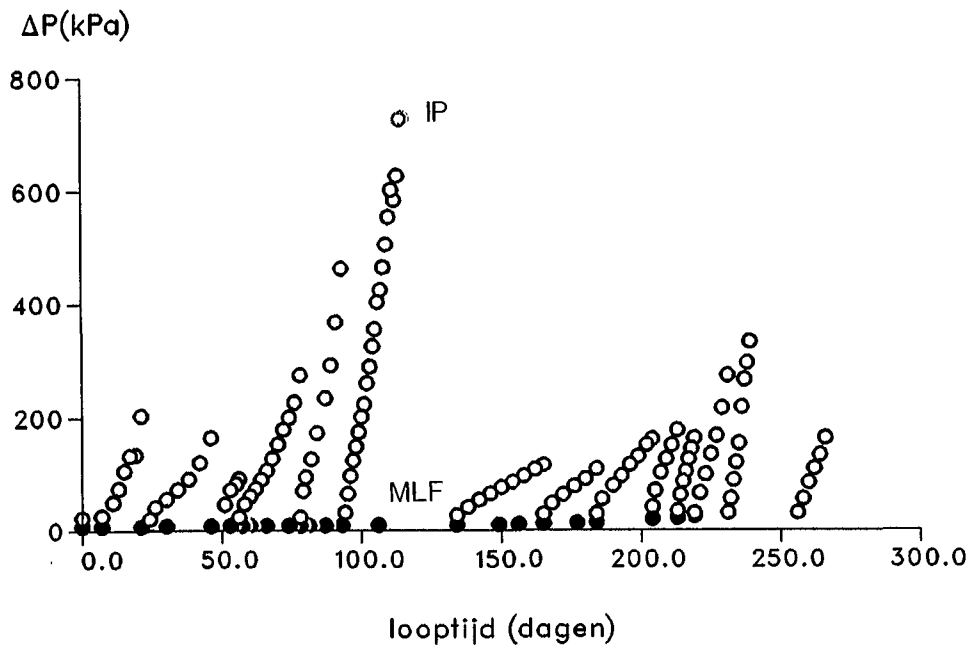
$$\Delta P = 8,3 \cdot 10^6 \cdot v + 12,7 v t \quad (20)$$

#### 4.3 Vergelijking van het verloop van de drukval in de meeloopfilters en in de infiltratieputten

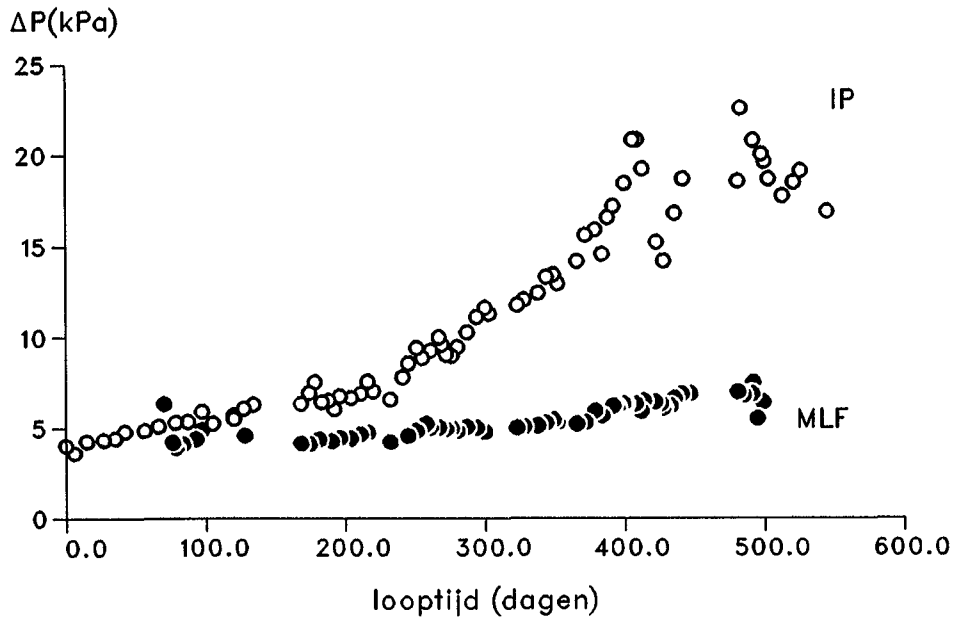
Het verloop van de drukval in de meeloopfilters en in de infiltratieputten vertoonde grote verschillen te Haren (zie figuur 16) en Ouddorp (zie figuur 17).



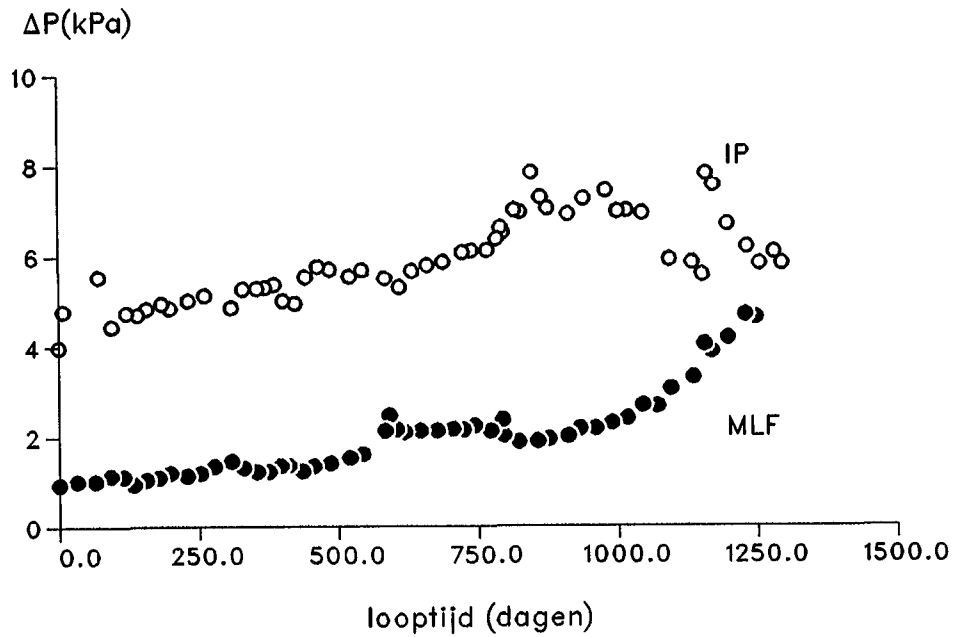
Figuur 16 De drukval als functie van de looptijd in de infiltratieput (IP) en in het meeloopfilter (MLF) bij 1 m/h te Haren.



Figuur 17 De drukval als functie van de looptijd in de infiltratieput (IP) en in het meeloopfilter (MLF) bij 1 m/h te Ouddorp.



Figuur 18 De drukval als functie van de looptijd in de infiltratieput (IP) en in het meelooftfilter (MLF) bij 1 m/h te Scheveningen.



Figuur 19 De drukval als functie van de looptijd in de infiltratieput (IP) en in het meelooftfilter bij 1 m/h te Leersum.

Te Scheveningen was dit verschil aanzienlijk minder groot (zie figuur 18). Een redelijk goede overeenkomst trad op te Leersum, althans gedurende de ca. 1000 dagen; hierna steeg de drukval in het meeloopfilter sneller dan in de infiltratieput (zie figuur 19). De verschillen te Haren, Ouddorp en Scheveningen zijn vrijwel zeker te wijten aan het verschil in samenstelling tussen het materiaal van de bodem en het materiaal dat in de meeloopfilters is gebruikt. Zo was te Haren en Ouddorp het bodemmateriaal niet in de oorspronkelijke samenstelling beschikbaar.

Te Haren kan bovendien een opgetreden blijvende verstopping van de infiltratieput, die tijdens eerder uitgevoerde experimenten is ontstaan, mede oorzaak zijn geweest van het opgetreden verschil.

De afwijking die te Leersum na ca. 1000 dagen optrad, is te wijten aan de afgifte van slijtagemateriaal van het pompje waarmee de meeloopfilter is gevoed.

Op alle vier de locaties zijn door Peters et al. [22] aanzienlijke verschillen in doorlatendheid van de bodem over de hoogte van de putfilters geconstateerd. Dit betekent dat het niet eenvoudig is een meeloopfilter te vullen met materiaal dat representatief is voor het gedeelte van de bodem waarin wordt geïnfiltreerd.

## 5 CONCLUSIES

- De verstoppingspotentie van infiltratiewater ten gevolge van afzetting van deeltjes en van bacteriegroei te zamen kan in principe met meeloopfilters worden gemeten.
- De parameter  $K_d$  kan bij diepbedfiltratie als maat dienen voor de verstoppingspotentie. Bij oppervlaktefiltratie zijn hiertoe de twee parameters  $K_s$  en  $K_t$  nodig. Deze parameters zijn een relatieve maat; ze hebben slechts waarde voor de samenstelling van de bodem waarvoor ze zijn gemeten.
- Wanneer bacteriegroei een belangrijke rol speelt bij de verstopping, is het resultaat van de meting van de verstoppingspotentie alleen interpreteerbaar en betrouwbaar, wanneer het gehalte aan assimileerbaar organisch materiaal niet sterk varieert tijdens de metingen.
- Een betrouwbare voorspelling van het verloop van de drukval in infiltratieputten is slechts mogelijk, wanneer de gedetailleerde

samenstelling van de bodem bekend is, zodat bij de meting van de verstoppingspotentie met meeloopfilters van het juiste materiaal gebruik kan worden gemaakt. Tevens dient, wanneer geen desinfectiemiddel wordt toegevoegd, het gehalte aan assimileerbaar organisch materiaal geen sterke variaties te vertonen.

## 6 VERANTWOORDING

De resultaten van het onderzoek die in dit hoofdstuk zijn gepresenteerd, zijn verkregen mede dankzij de medewerking van de heren L. de Blois (WRK), ing.P.L. Buyink (DWL), H.C. Folmer (PWN), ing.J. Hootsen (WMZ), ing.H.J.H. Korfage (WMN) en H. Wolters (GWG).

De heer A.F. van Dam dank ik voor zijn bijdrage aan het ontwerp en de constructie van de meeloopfilters.

## 7 GEBRUIKTE SYMBOLEN

a, b en c	constante van exponenten	-
A	oppervlak van een filter of filterbed	m <sup>2</sup>
A <sub>0</sub>	referentie-oppervlak	13,8 · 10 <sup>-4</sup> m <sup>2</sup>
AOC	assimileerbaar organisch koolstof	µgAc-C/l
C	concentratie van deeltjes tijdens filtratie (volumefractie)	m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>
C <sub>0</sub>	concentratie van deeltjes vóór filtratie	m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>
d	diameter van de (zand)korrels	m
I	index voor de verstoppingspotentie van water door deeltjes	1/m <sup>2</sup>
k <sub>h</sub>	constante voor de drukval, bij diepbedfiltratie	kg/m <sup>2</sup> s <sup>2</sup>
K <sub>d</sub>	snelheidsconstante voor de drukval bij diepbedfiltratie	kg/m <sup>2</sup> s <sup>2</sup>
K <sub>s</sub>	drukval over de toplaag van een filterbed op het moment dat oppervlaktefiltratie optreedt	Pa
K <sub>t</sub>	snelheidsconstante voor de drukval bij oppervlaktefiltratie	1/s

L	afstand tot de intrede van een filterbed	m
MFI(0,45)	membraanfiltratie-index gemeten met filters met poriën van 0,45 $\mu\text{m}$	$\text{s}/\text{l}^2$
N	aantal poriën in het filter per oppervlak-te-eenheid	$1/\text{m}^2$
n	aantal deeltjes per volume-eenheid water	$1/\text{m}^3$
O	constante (in 6.10) afhankelijk van de concentratie en de eigenschappen van de deeltjes	-
$\Delta P$	drukval over een filter	Pa
$\Delta P_{\text{O}}$	drukval over een schoon filter	Pa
$\Delta P_{200}$	drukverschil van 200 kPa	$10^{-3}$ Pa
$\Delta P_{\text{L},\text{O}}$	drukval over een schoon filterbed met een dikte L	Pa
$\Delta P_{\text{L},\text{t}}$	drukval over een filterbed met een dikte L na een filtratietijd t	Pa
R	retentie van een (membraan)filter	-
$R_{\text{F}}$	specifieke weerstand van de bovenlaag van een filter	$1/\text{m}$
$R_{\text{K}}$	weerstand van de koek	$1/\text{m}$
$S_{\text{O}}$	specifieke oppervlak van een schoon filterbed	$\text{m}^2/\text{m}^3$
s	exponent (in 6.10) afhankelijk van de concentratie en de eigenschappen van de deeltjes	-
t	tijd	s
V	volume van het filtraat	$\text{m}^3$
v	filtratiesnelheid	$\text{m}/\text{s}$
x, y, z	constanten van exponenten	-
$\beta$	pakking van filtermateriaal	-
$\beta_{\text{d}}$	pakking van de afgezette deeltjes	-
$\varepsilon_{\text{O}}$	porositeit van een schoon filterbed	-
$\varepsilon_{\text{d}}$	porositeit van het afgezette materiaal	-
$\eta$	absolute viscositeit	$\text{kg}/\text{ms}$
$\eta_{20}$	absolute viscositeit bij 20°C	$\text{kg}/\text{ms}$
$\lambda$	filtratiecoëfficiënt van een in werking zijnd filter	$1/\text{m}$



$\lambda_0$	filtratiecoëfficiënt van een schoon filterbed	1/m
$\sigma$	hoeveelheid in het filterbed afgezet materiaal (volumefractie)	$m^3/m^3$
$\sigma_u$	maximale hoeveelheid die in het filterbed kan worden afgezet (volumefractie)	$m^3/m^3$
$\psi$	vormfactor van de filterkorrels	-

## 8 LITERATUUR

1. T.N. Olsthoorn, Verstopping van persputten, KIWA-mededeling nr. 71, (1982).
2. G.S. Huyboom, P.L. Buyinck, H.G. de Jonge en J. van Puffelen, Diepinfiltratie bij de Duinwaterleiding, KIWA-mededeling nr. 79, (1984) 249-268.
3. D. van der Kooij, Ontwikkeling van een methode om de nagroeimogelijkheid van bacteriën in drinkwater te bepalen, *H<sub>2</sub>O*, 12 (1979) 164-166.
4. W.A.M. Hijnen en D. van der Kooij, De rol van microbiologische processen bij het verstopping van persputten, KIWA-mededeling nr. 79, (1984) 61-92.
5. R.A. Schuurmans en J.J. Steinmetz, Diepinfiltratie in de duinwaterwinplaats van Gemeentewaterleidingen, KIWA-mededeling nr. 79, (1984) 183-204.
6. W.F. Konijnenberg, Stand van zaken infiltratieproeven Kennerduinen. KIWA-mededeling nr. 79, (1984) 207-235.
7. H.M.G. Lebouille, Injectieputproeven in het Watervlak nabij Castricum. 1984, KIWA-mededeling nr. 79, (1984) 149-181.
8. J.C. Schippers en J. Verdouw, Ontwikkeling en toepassing van de Membraanfiltratie-index en de Meeloopfiltratie-index, KIWA-mededeling nr. 79, (1984) 37-58.
9. J. van Puffelen, Kwaliteitsveranderingen van water bij diepinfiltratie met putten, KIWA-mededeling nr. 79, (1984), 327-355.
10. W.A.M. Hijnen en D. van der Kooij, Hoe en onder welke condities treedt verstopping van een zandfilter door bacteriegroei op, KIWA-mededeling nr. 106, (1989).

11. K.J. Ives, Review paper: rapid filtration, Water Res., 4 (1970) 201-223.
12. T. Iwasaki, Some notes on sand filtration, J. Am. Water Works Assoc., 29 (1937) 1591-1602.
13. L. Huisman, Rapid Filtration, Collegedictaat, T.U. Delft, (1986).
14. V. Mackrle, D. Dracka and J. Svec, Hydrodynamics of the disposal of low level liquid radio-active wastes in soil, Int. Atomic Energy Agency, Contract Report no. 98, Vienna, (1965).
15. Y.M. Shekhtman, Filtration of suspensions of low concentrations (in Russian), Academy of Sciences (Institute of Mechanics), Moscow, (1961).
16. P.M. Heertjes and C.F. Lerk, The functioning of deep bedfilters, Part II. The filtration of flocculated suspensions, Trans. Inst. Chem. Engrs., 45 (1967) T138-T145.
17. A. Maroudas and P. Eisenklam, Clarification of suspensions: a study of particle deposition in granular media, Chem. Eng. Sci., 20 (1965) 867-873.
18. K.J. Ives, Mathematical models of deep bed filtration, In The Scientific Basis of Filtration, Noordhoff International Leiden, (1975) 203-224.
19. C.F. Lerk, Enkele aspecten van de ontijzering van grondwater, Dissertatie, T.U. Delft, (1965).
20. P.L. Boucher, A new measure of the filtrability of fluids with applications to water engineering, J. Inst. Civ. Engrs., 4 (1947) 415-446.
21. P.M. Heertjes, Studies in filtration: Blocking filtration, Chem. Eng. Sci., 6 (1957) 190-203.
22. J.H. Peters, M.A.A. Mulder, en J. Jalink, Flowmetingen in Nederlandse Infiltratieputten, KIWA SWE - Rapport 87.015, (1987).



## VERSTOPPING VAN INFILTRATIEPUTTEN ONDER INVLOED VAN HET GEHALTE ASSIMILEERBARE ORGANISCHE KOOLSTOF (AOC) VAN HET WATER

W.A.M. Hijnen en D. van der Kooij  
KIWA, Nieuwegein

### SAMENVATTING

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de stand van zaken met betrekking tot het onderzoek naar de rol van microbiologische processen bij het verstopten van persputten. Het onderzoek bestaat uit filtratie experimenten onder laboratorium omstandigheden en voortzetting van de metingen bij proefprojecten in de praktijk.

Uit de resultaten van het laboratorium onderzoek blijkt dat bij een acetaat concentratie van 10 µg C/l in het water verstopping door bacteriegroei optreedt in een zandfilter. Bij een filtratie snelheid van 1,2 m/h was de acetaatbelasting 12 mg C/(m<sup>2</sup>.h). De looptijd voor het bereiken van bepaald drukverschil ( $T_{dp}$ ) was afhankelijk van de acetaat concentratie ( $S_{ac}$ ). Deze relatie kon empirisch worden beschreven met de vergelijking:

$$T_{dp} = a/S_{ac} + b$$

waarin b de minimale looptijd (dagen) is en a een procesparameter die afhankelijk is van het drukverschil  $dp$ . Een schatting van de looptijd van een infiltratieput op basis van het AOC-gehalte is hiermee mogelijk, maar deze waarde moet als indicatief worden beschouwd.

De AOC-waarden van het infiltratiewater in de praktijk variëren tussen 5 en 60 µg acetaat-C eq/l. Met deze waarden in combinatie met de bepaling van organisch C-gehalte van het zand uit de verstopte meeloopfilters van de praktijk experimenten kon worden vastgesteld in welke mate bacteriegroei een bijdrage leverde aan de optredende verstopping in de filters.

Op grond van de verkregen informatie kan gesteld worden dat een geringe mate van verstopping door bacteriegroei nooit geheel kan worden verhinderd. Aanbevolen kan worden om in ieder geval het infiltratie water voor te zuiveren tot een AOC-gehalte lager dan

10 µg acetaat-C eq/l om overmatige bacteriegroei uit te sluiten.

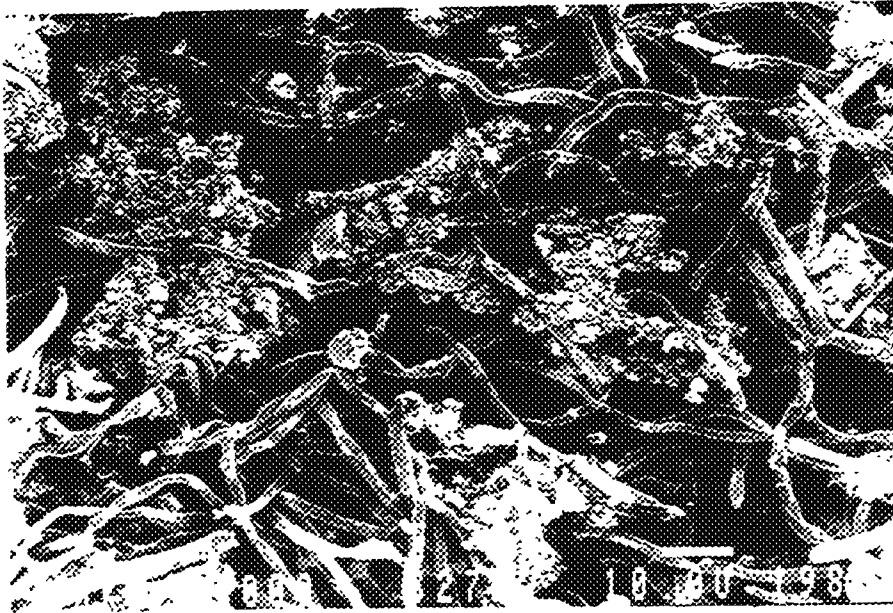


Foto 1 - Electronen microscopische opname van het bacteriemateriaal in het zand van een door bacteriegroei verstopt zandfilter.

## 1 INLEIDING

Dat groei van bacteriën bij het verstoppen van persputten, die worden toegepast voor de kunstmatige infiltratie van water, een rol van belang speelt, werd door verschillende auteurs aangetoond (onder andere Ehrlich et al, 1973, Olsthoorn, 1982 en Schippers en Verdouw, 1984). Om dit probleem beheersbaar te maken is een duidelijk beeld nodig over hoe en onder welke condities dit verstoppingsproces plaatsvindt.

Te verwachten valt dat de verstopping van filters door bacteriegroei voor een belangrijk deel afhangt van het voedselaanbod. Dit wordt met name bepaald door het gehalte afbreekbare organische verbindingen in het infiltratiewater.

Om de nagroeimogelijkheden van bacteriën in drinkwater tijdens transport en distributie vast te stellen werd door van der Kooij (1979) de AOC-bepaling ontwikkeld. De bepaling werd eveneens toegepast bij het onderzoek naar de rol van bacteriegroei bij het

verstoppings van persputten (Hijnen en van der Kooij, 1984). In dat onderzoek werd tevens door het meten van het aantal bacteriën in een aantal verstopte meeloopfilters nagegaan of hiermee de rol van de bacteriegroei kon worden aangetoond. Uit de verzamelde gegevens kon geen relatie worden vastgesteld tussen de waterkwaliteit (AOC) en de optredende verstopping, mede door het feit dat onder de condities van het onderzoek de aanwezigheid van deeltjes (MFI) als verstoppende factor niet was uitgesloten. Om de rol van bacteriegroei te onderzoeken werden in dat onderzoek ook de aantallen bacteriën in het zand van verstopte meeloopfilters gemeten. Tussen deze aantallen en de ontstane weerstand van het filter werd evenmin een relatie gevonden maar wel waren de aantallen hoger bij een hogere AOC belasting ( $AOC_b$  in  $mg\ C/(m^2 \cdot h)$ ) van de filters. Geconcludeerd werd dat een nader onderzoek met een meeloopfilteropstelling onder geconditioneerde omstandigheden (onder andere uitsluiting van de invloed van deeltjes of andere verstoppingsoorzaken) uitgevoerd moest worden om de vraag over de invloed van het AOC-gehalte van infiltratie water op de verstopping te kunnen beantwoorden. Hierbij zouden nieuwe technieken voor het bepalen van het gehalte door bacteriegroei gevormde biomassa in de verstopte filters worden toegepast.

In dit hoofdstuk wordt dit laboratoriumonderzoek, in samenhang met de bij de praktijk locaties verzamelde gegevens, beschreven. Allereerst wordt de opzet van het onderzoek beschreven. In het vervolg wordt aangetoond dat bacteriegroei bij lage gehalten gemakkelijk assimileerbare koolstof in het filtratie water een belangrijke bijdrage kan leveren aan de weerstandsvorming in persputten. In het laatste hoofdstuk wordt met behulp van de bepaling van de door bacteriegroei gevormde biomassa, uitgevoerd met nieuwe technieken, inzicht verkregen hoe en in welke mate dit proces optreedt in het zandpakket.

## 2 OPZET VAN HET ONDERZOEK

Het onderzoek naar de vraag "hoe en onder welke condities treedt verstopping door bacteriegroei op" wordt uitgevoerd bij praktijk experimenten en met behulp van een laboratorium opstelling onder geconditioneerde omstandigheden. De opzet is hieronder schematisch weergegeven.

### PRAKTIJK Experimenten



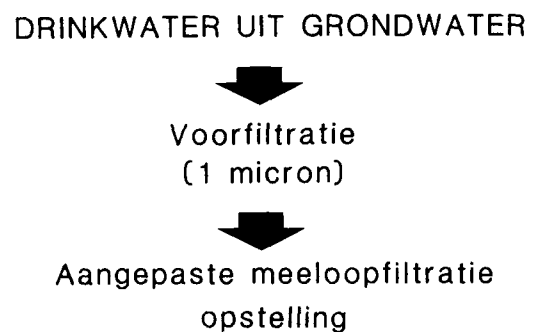
#### DOELSTELLING/UITVOERING

- Vaststellen van de betekenis van bacteriegroei bij het verstoppingsproces.

-Bepaling van het AOC gehalte van het infiltratie water.

-Bepaling van de hoeveelheid bacteriemateriaal in het zand van verstopte filters.

### LABORATORIUM Experimenten



#### DOELSTELLING/UITVOERING

- Bepalen van de relatie tussen belasting van een zandfilter met een AOC-verhogende verbinding en de verstopping.

-Meten van de weerstandsvorming bij doseerexperimenten met een modelstof (acetaat).

-Bepaling van de hoeveelheid bacterie materiaal in het zand van verstopte filters.

## 2.1 Apparatuur en werkwijzen

### **Opstelling**

De proefomstandigheden bij de praktijkexperimenten zijn beschreven door Schippers et al (1989). De aangepaste meeloopfiltratie opstelling voor de laboratorium experimenten bestond uit 4 filterkolommen, waarbij de weerstandstoename bij filtratie onder constant debiet kon worden gemeten (figuur 1 en foto 2). De filtratie vond plaats onder constante voordruk van de aanvoerleiding gecorrigeerd tot 1 ATO met behulp van een teflon reduceerventiel. In de aanvoerleiding van de filters werd dit met een manometer ingesteld en gecontroleerd. De meeloopfilters zijn elders gedetailleerd beschreven (Schippers en Verdouw, 1984). In tabel 1 zijn de hydraulische en technische condities waaronder de laboratorium experimenten werden uitgevoerd, vermeld.

Tabel 1 - Technische gegevens van de zandfilters

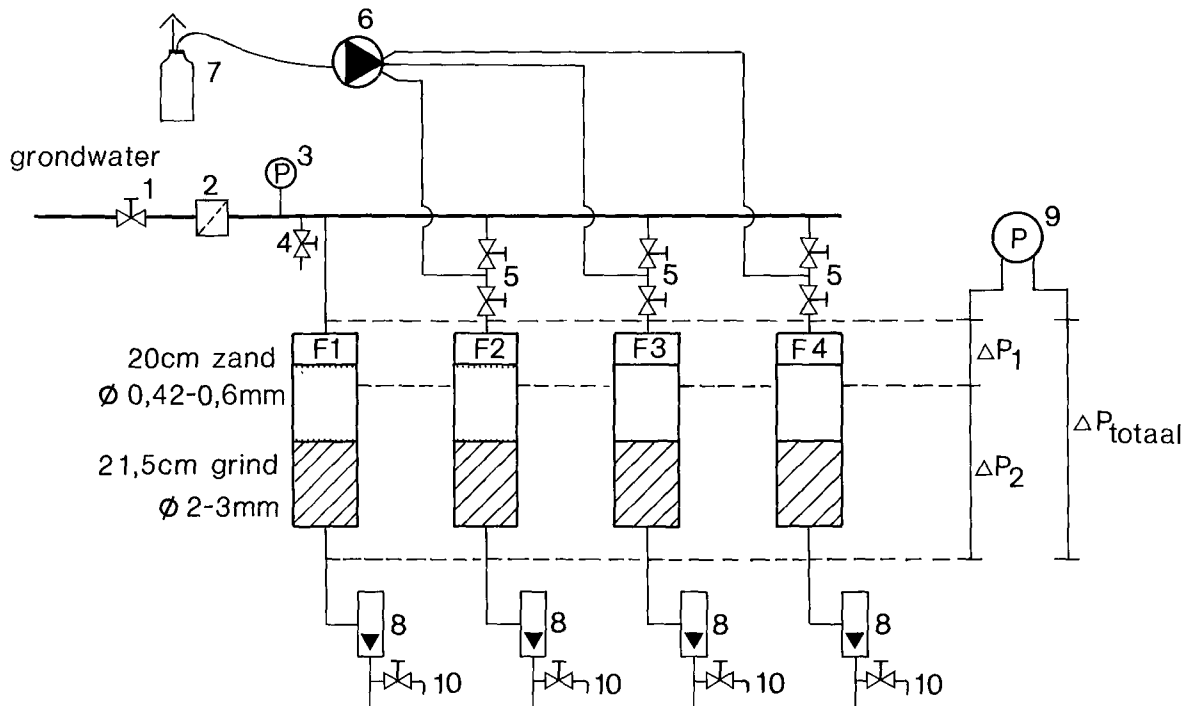
GEGEVENS	WAARDEN
FILTER:	
Inwendige diameter (cm)	9
Oppervlak (cm <sup>2</sup> )	63,6
Lengte zandkolom (cm)	20
Korreldiameter zand (mm) <sup>a</sup>	0,42-0,6
Lengte steunlaag (cm)	21,5
Korreldiameter grind (mm)	2-3
HYDRAULISCHE GEGEVENS:	
Volumestroom (l/h)	8
Filtratie snelheid (m/h)	1,2
Schijnbare verblijftijd (min) <sup>b</sup>	10
Werkelijke verblijftijd (min) <sup>b</sup>	4 <sup>c</sup>

<sup>a</sup> Zeeffractie van zand met een korreldiameter van 0,2-0,8 mm.

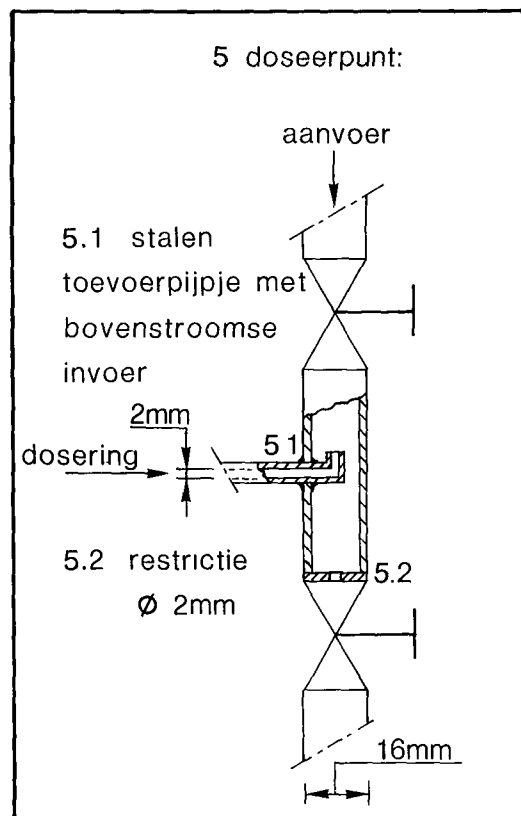
<sup>b</sup> in zandkolom van 20 cm

<sup>c</sup> rekening houdend met porositeit van 0,4





- 1 reduceerventiel
- 2 kaarsfilter (1 $\mu$ m)
- 3 manometer (100 kPa)
- 4 continu stromend monsterpunt
- 5 doseerpunt
- 6 slangenpomp
- 7 voorraadfles (3 liter) met steriele luchttoevoer
- 8 flowcontrol
- 9 drukverschilmeter
- 10 monsterpunt



21001 01 41

Figuur 1 - Meeloopfiltratie opstelling aangepast voor microbiologisch onderzoek.

Uit experimenten uitgevoerd met een andere filtratie opstelling maar met hetzelfde watertype bleek, dat zonder voorfiltratie van het water verstopping optrad als gevolg van ijzerafzetting in de bovenlaag van de zandkolom. In de opstelling werd dan ook een voorfiltratie toegepast over een 1 micron kaarsfilter (AMF supermicrowind). De verwijdering van ijzer uit het aangevoerde water blijkt duidelijk uit foto 3.

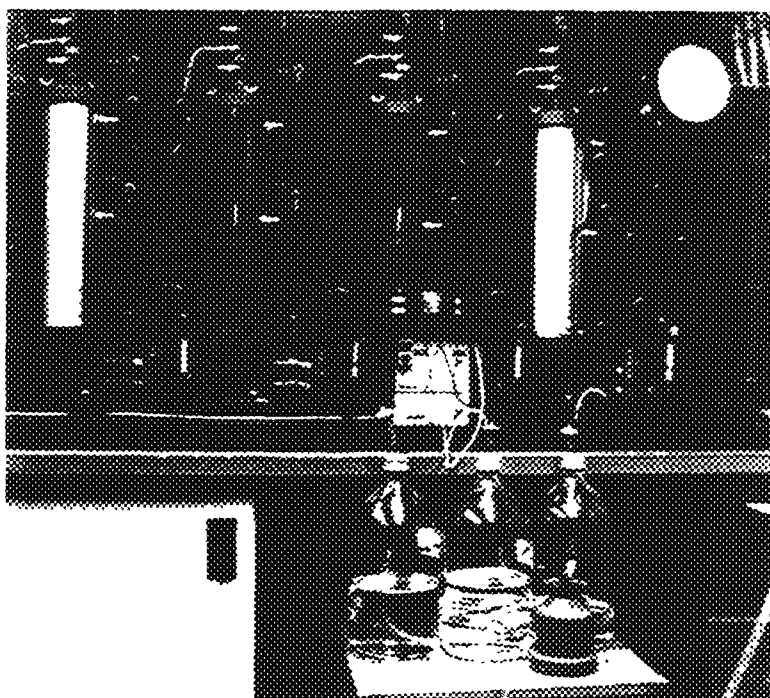


Foto 2 - Opstelling voor het uitvoeren van doseer doseerexperimenten.

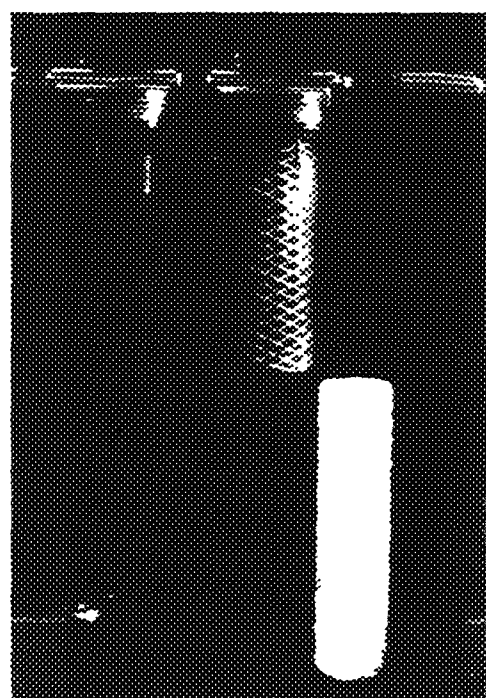


Foto 3 - Verwijdering van ijzer door de voorfiltratie

Aan het aangevoerde en voorgefiltreerde water werd acetaat gedoseerd als een modelstof voor de AOC-verhoging. Dit vond plaats vanuit een steriele oplossing door middel van een slangenpomp met een steriele aanvoerslang.

Om de dosering te kunnen instellen en controleren werd eveneens NaCl aan het water gedoseerd (25 mg/l). De geleidbaarheid van het water is als controle parameter voor de dosering gebruikt.

Voor de experimenten werd gebruik gemaakt van schoon filterzand met een korreldiameter van 0,2-0,8 mm ( $d_{50} = 0,54$  mm) waaruit een fractie van 0,42-0,6 mm werd gezeefd. Het organische koolstofgehalte van dit zand was 0,2 mg C/ml.

### **Metten van het drukverschil**

Het drukverschil over de totale kolom en over de eerste cm van het filterzand werden afzonderlijk gemeten met een manometer (figuur 1). Het drukverschil over de gehele kolom ( $dP_{tot}$ ) werd dagelijks bepaald. De weerstand werd gemeten in mbar en omgerekend naar kPa bij 10°C (1 mbar=0,1 kPa bij 10°C). De schoonbed weerstand van een zandkolom was (bij een filtratie snelheid van 1,2 m/h) circa 0,8 kPa.

De maximaal te bereiken eindweerstand van de filters werd bepaald door het maximum van de manometer (250 mbar). Na het bereiken van de eindweerstand werd eveneens het drukverschil over de eerste cm van de kolom gemeten ( $dP_1$ ).

## 2.2 Analyse van de water kwaliteit van het infiltratie water

### **Assimileerbare Organische Koolstof (AOC)**

De AOC-bepaling werd uitgevoerd zoals beschreven door van der Kooij (1979), echter met die aanpassing dat naast stam P17 (Pseudomonas fluorescens) stam NOX (Spirillum species; van der Kooij en Hijnen, 1984a) in het water werd geënt. Op basis van de groeimaxima (Colony Forming Units=CFU/ml) en de opbrengstfactoren (CFU/g acetaat-C) van beide stammen werd het AOC-gehalte berekend ( $\mu\text{g}$  acetaat-C equivalenten/l). Het infiltratiewater bij de diverse proefprojecten was voorgezuiverd oppervlakte water, waarvan het AOC en het DOC gehalte incidenteel werden bepaald.

Bij de laboratorium experimenten werd het AOC-gehalte van het aangevoerde drinkwater na voorfiltratie regelmatig bepaald. Ook van het effluent van de kolommen werd het gehalte minimaal eenmaal tijdens de looptijd gemeten.

De AOC-belasting ( $AOC_b$ ) van de meeloopfilters (mg acetaat-C equivalenten/( $\text{m}^2 \cdot \text{h}$ )) werd berekend op basis van het gemeten AOC-gehalte van het influent en de filtratie snelheid ( $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ). De acetaat belasting ( $ACET_b$ ) van de filters van de laboratorium experimenten uitgedrukt in mg acetaat-C/( $\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ), werd berekend uit de gedoseerde acetaat-concentratie ( $S_{ac}$  in  $\mu\text{g}$  C/l) en de filtratiesnelheid van 1,2 m/h.

### Water van de laboratorium experimenten

Het water dat werd gebruikt voor de laboratorium experimenten was drinkwater bereid uit grondwater van het pompstation Tull en 't - Waal van het NV Waterleidingbedrijf Midden-Nederland. Een aantal relevante analyse gegevens van het water voor en na de voorfiltratie staan vermeld in tabel 2.

Tabel 2 - Analyse gegevens van het water voor en na de voorfiltratie.

PARAMETER	CONCENTRATIE
DOC (mg C/l) <sup>a</sup>	1,8
U <sub>Ve</sub> (m <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	5,98
Ammonium (mg/l) <sup>a</sup>	<0,01
Chloride	8,5
Nitraat (mg/l) <sup>a</sup>	0,4
Fosfaat (mg/l) <sup>a</sup>	<0,02
Ijzer (µg/l) <sup>a</sup>	134
Ijzer (µg/l) voorfiltraat	31
AOC (µg acetaat-C eq/l) <sup>b</sup>	4,6
AOC/DOC x 100 (%)	0,25
MFI (s/l <sup>2</sup> ) voorfiltraat	2
Temperatuur (°C)	12-18

<sup>a</sup> Gegevens ruw water (voor voorfiltratie)

<sup>b</sup> Mediaanwaarde (aantal monsters 10;  
(AOC met de stammen P17 en Nox)

### 2.3 Bepaling van het bacteriemateriaal in het zand

Na het bereiken van de eindweerstand van de filters uit de praktijk en laboratorium opstelling werden de aantallen bacteriën in het zand bepaald met behulp van de koloniegetal bepaling. Deze methode, voor het bepalen van het gehalte levende biomassa in het zand van de verstopte filters, heeft een aantal beperkingen die eerder zijn beschreven (Hijnen en van der Kooij, 1984). De bepaling van het gehalte bacteriologische Adenosine Trifosfaat (ATP),

als maat voor de aanwezigheid van het aantal levende bacteriën, werd in dit onderzoek toegepast.

ATP is een biochemische verbinding, die in alle levende cellen aanwezig is voor de opslag en transport van energie van de levensprocessen. Binnen bepaalde grenzen, afhankelijk van met name de fysiologische omstandigheden van de cellen, is het ATP-gehalte van bacteriën constant en bedraagt circa  $10^{-16}$  gram/cel (Webster et al, 1985 en eigen waarnemingen).

Het ATP-gehalte van zand werd bepaald door een bekende hoeveelheid van het te onderzoeken monster 3 minuten ultrasoon te behandelen in 100 ml steriel water. Van de verkregen suspensie werd het ATP-gehalte bepaald met behulp van een luminometer (LKB 1251) en de luminicentie chemicaliën van Lumac (NRB nucleotide releasing reagents for microbial ATP 9225 en Luciferine-Luciferase complex 9238). De detectie-grens van deze bepaling is circa 1 picogram ( $10^{-12}$  gram) ATP per ml water. Het ATP-gehalte werd uitgedrukt in ng/ml zand.

Beide bovengenoemde methoden voor het bepalen van het gehalte biomassa in de verstopte filters hebben als beperking dat alleen informatie wordt verkregen over het gehalte aan levende biomassa. Te verwachten valt dat een deel van de aanwezige dode bacteriën en/of extra cellulair materiaal (polysacchariden voor hechting) ook een bijdrage levert aan de ontstane weerstand. Daarom is een bepaling ontwikkeld om het gehalte organische koolstof (TOC) in het zand te bepalen.

Voor deze bepaling werd een suspensie van de in het filterzand aanwezige biomassa gemaakt door circa 5 gram zand in 100 ml milliqu-water 3 minuten ultrasoon te behandelen. Deze suspensie werd, aangezuurd met 0,15 ml geconcentreerde  $H_3PO_4$ , gedurende 1 nacht bewaard bij kamertemperatuur (conservering TOC monsters). De aangezuurde suspensie werd, na goed omzwenken, gefiltreerd over een Whatman glasvezelfilter (55mm en  $1,2 \mu m$ ; 0,06 mg C/filter).

Van het zand dat achterbleef in het flesje werd het droog gewicht bepaald. Het filtraat werd opgevangen in een 50 ml erlenmeyer. Hiervan en van het blanco water (milliqu) werd het DOC-gehalte (opgelost organische koolstof) bepaald met een technicon AAI (Uv-destructie). De nauwkeurigheid was 0,1 mg C/l. De glasvezelfil-

ters, inclusief 2 blanco filters, werden door TNO-Zeist geanalyseerd op het element koolstof (NDOC; Non Dissolved Organic Carbon) met behulp van een gravimetrische methode volgens het principe van Pregel. De detectiegrens van deze bepaling is circa 0,01 mg C (alle bepalingen werden gecorrigeerd voor het gehalte van het blanco filter 0,06 mg C).

Het organische koolstof-gehalte van het zand (mg C/ml zand; ook van het blanco zand) werd berekend door de DOC en de NDOC te sommeren en te delen door het volume van het gedroogde zand berekend uit het stortgewicht (g/ml) van het zand.

### 3 INVLOED VAN HET AOC-GEHALTE VAN WATER OP DE WEERSTANDSVORMING DOOR BACTERIEGROEI

#### 3.1 Het Laboratoriumonderzoek

##### 3.1.1 Overzicht van de experimenten

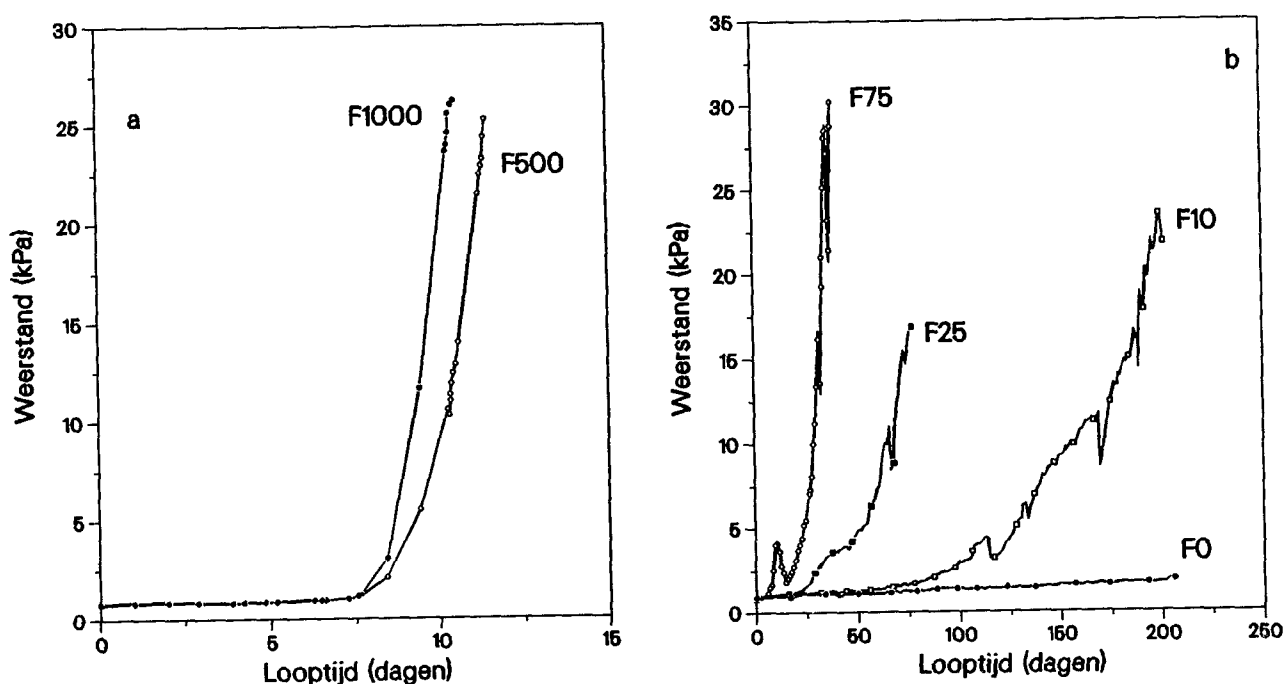
Bij de laboratorium experimenten werd in eerste instantie gekozen voor hoge acetaat concentraties in het aangevoerde water. In tabel 3 is een overzicht gegeven van de filtratie experimenten.

Tabel 3 - Overzicht van de uitgevoerde doseerexperimenten.

Experiment	Acetaat concentratie ( $S_{ac}$ $\mu$ g C/l)	Opmerkingen
1	0;1000;250 150;75;30	Geen goede resultaten door onvolledige menging van acetaat
2	0;250;150;75	Goede resultaten tot 3/5 van de looptijd: vervuiling van de aanvoerleiding
3	0;1000;500;100 75;40;25;10	Goede resultaten met tussentijdse reiniging van aanvoerleiding
4	4 filters:100	Analyse filtermateriaal bij eind weerstand van : 6;13;19.5 en 27.7 kPa

### 3.1.2 Verloop van de verstopping

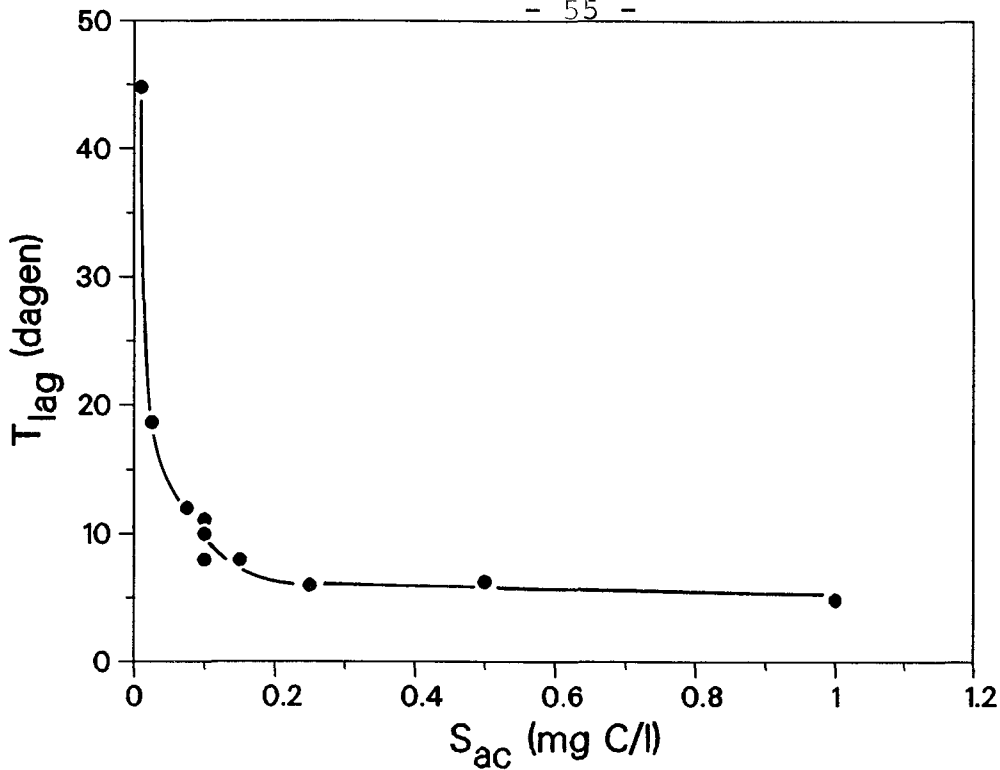
Bij de experimenten met een hoge acetaatconcentratie ( $>100 \mu\text{g C/l}$ ) werd een snelle verstopping geconstateerd (fig 2a). De weerstand van het blanco filter (F0) nam nauwelijks toe, terwijl bij een acetaatconcentratie van  $10 \mu\text{g C/l}$  (F10) het filter verstopte na een looptijd van circa 50 dagen (fig 2b). De meeste onregelmatigheden in het verloop van de curven werden veroorzaakt door een stagnatie in de acetaatdosering.



Figuur 2 - De weerstand (kPa) als functie van de looptijd van een aantal filters.

Uit het verloop van de weerstandscurven blijkt, dat het verstoppingsproces een aanlooptijd heeft. Deze fase, de lag-fase ( $T_{lag}$ ), kan gedefinieerd worden als die looptijd die nodig is om 0,1 tot 0,3 kPa in weerstand toe te nemen t.o.v. de schoonbedweerstand of het blanco filter. In figuur 3 is het verband tussen de acetaatconcentratie ( $S_{ac}$ ) en de  $T_{lag}$  weergegeven. Bij een toename van  $S_{ac}$  daalt de  $T_{lag}$  tot een constante waarde van circa 5-6 dagen.

In de verstoppende fase neemt de druk niet lineair met de looptijd toe (fig 2a en b). De verstoppingsnelheid en de totale looptijd ( $T_t$ ) was afhankelijk van de acetaatconcentratie.



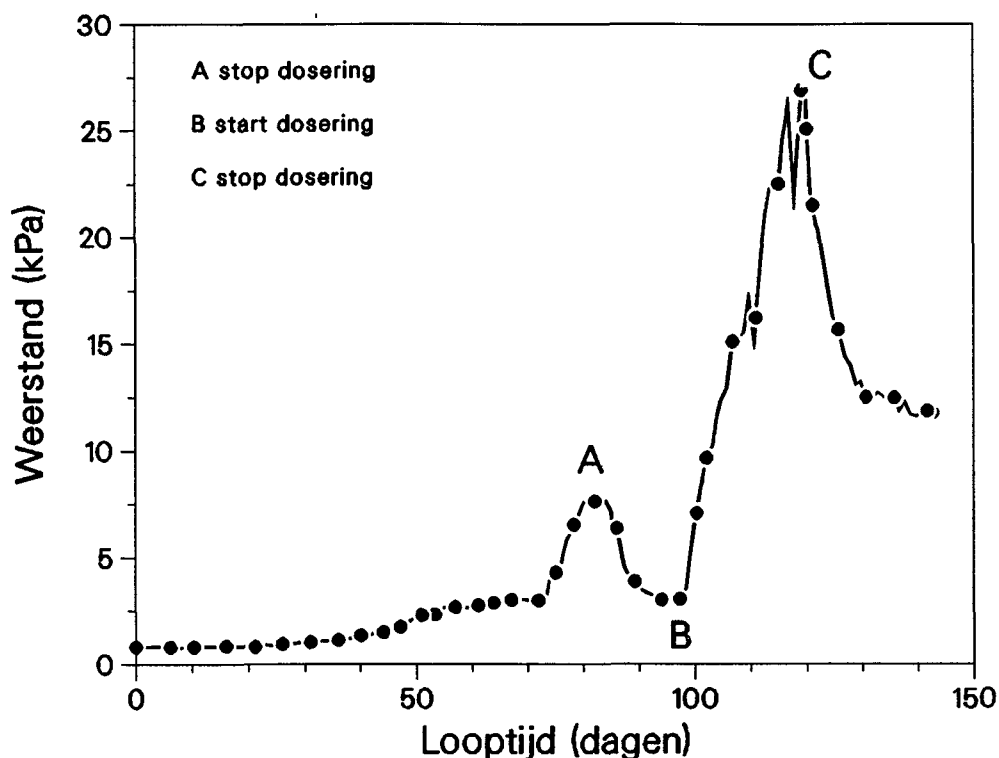
Figuur 3 - Verband tussen de looptijd voor de aanvang van de toename van het drukverschil ( $T_{lag}$ ) en de acetaatconcentratie ( $S_{ac}$ ).

### 3.1.3 Invloed van een stagnatie van de dosering op de weerstand

Onder praktisch condities is vastgesteld dat het stoppen van infiltratie in persputten een afname van de weerstand tot gevolg had (Olsthoorn, 1982; Rebhun and Schwarz, 1968; Eren and Goldsmid, 1970). Bij de meeloopfiltratieopstellingen (Schipper et al, 1989) en de doseerexperimenten (figuur 2) werden tijdens de looptijd ook weerstandsdalingen gemeten, waarvan de vermoedelijke oorzaak een variatie van aanvoer van voedingsstoffen was. Dit verschijnsel is systematisch onderzocht in een filter, dat werd gevoed met water met een acetaatconcentratie van  $40 \mu\text{g C/l}$  ( $ACET_b = 48 \text{ mg C}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ).

In figuur 4 is het totale verloop van de weerstandscurve van F40 weergegeven. Uit de resultaten van dit experiment blijkt dat, bij twee achtereenvolgende doseerexperimenten met 1 filter, de door bacteriegroei gevormde weerstand, voor circa 60 % afnam in respectievelijk 13 en 23 dagen, als gevolg van het stoppen van de acetaat dosering.





Figuur 4 - Invloed van een stagnatie van de acetaat dosering op het verloop van de weerstand (kPa).

### 3.1.4 Plaats van de weerstand in het filter

Bij de meeloopfilters in de praktijk was de weerstand gelocaliseerd in de overgang van het grovere materiaal van de omstorting naar het fijnere zand van de boorgatwand (Schipper en Verdouw, 1984). Om na te gaan waar de weerstand in de filters van de laboratorium experimenten zich bevond, werd de weerstand over de eerste centimeter van de verstopte filters na afloop van de experimenten gemeten. In tabel 4 zijn van de doseerexperimenten 2 en 3 de eindweerstand van het totale filter ( $dP_{tot}$ ) en de weerstand over de eerste cm ( $dP_1$ ) vermeld. Hieruit blijkt dat de gevormde weerstand in de verstopte filters zich nagenoeg geheel (92,7 tot 97,2%) bevond in de eerste centimeter. De weerstand van het filter na de eerste centimeter ( $dP_{tot} - dP_1$ ) was voor alle filters circa 1 kPa (tabel 4) en vrijwel gelijk aan de schoonbed weerstand (0,8 kPa; zie § 2.1).

Tabel 4 - Overzicht van de totale eindweerstand ( $dP_{tot}$ ) van de filters en de op hetzelfde tijdstip gemeten weerstanden over de eerste cm van de kolom ( $dP_1$ ).

acetaat concentratie ( $\mu\text{g}$ acetaat-C/l; $S_{ac}$ )	$dP_{tot}$ (kPa)	$dP_1$ (kPa)	$dP_1 / dP_{tot}$ x 100%	$dP_{tot} - dP_1$ (kPa)
0	1,9	0,3	16	1,6
10	21,9	20,3	92,7	1,6
25	16,9	15,9	94,1	1,0
75	24,4	23,5	96,3	0,9
150	32,0	31,1	97,2	0,9
250	26,7	25,7	96,3	1,0
500	25,3	24,0	94,9	1,3
1000	26,3	24,6	93,5	1,7

### 3.1.5 Een empirisch model voor het biologisch verstoppingsproces

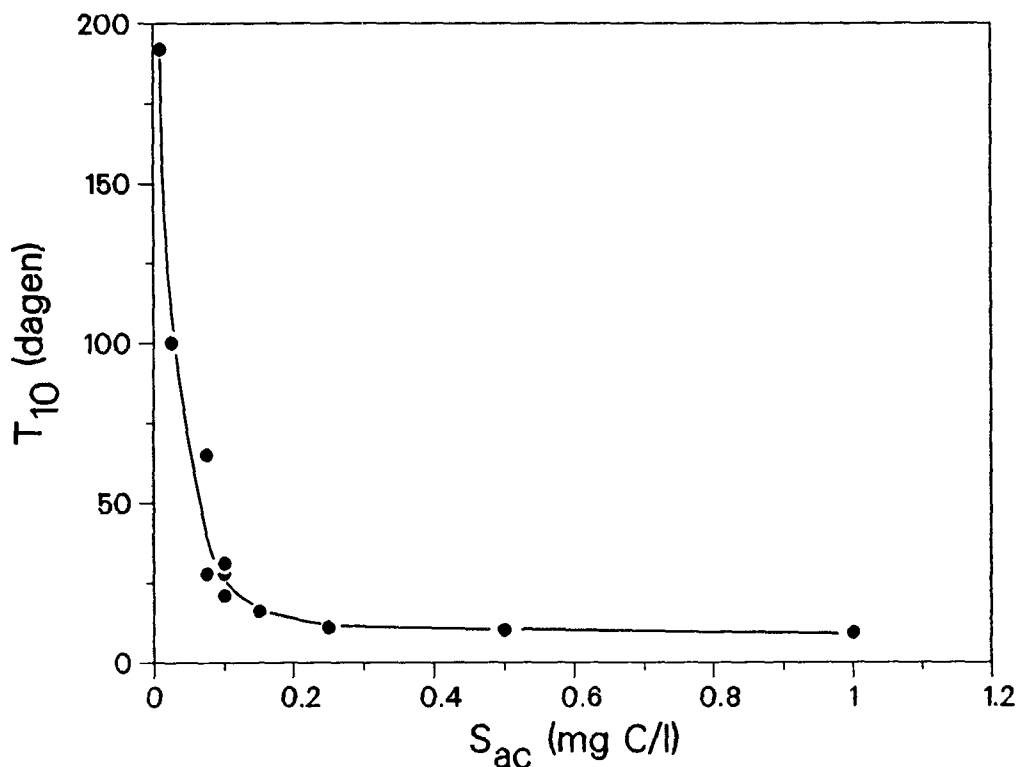
Uit de resultaten van de diverse proeflocaties voor persput infiltratie is gebleken dat verstopping van de meeloopfilters optrad en dat de snelheid hiervan afhankelijk was van onder andere de filtratie snelheid (Schippers et al, 1989). Aangezien deze verstopping door meerdere factoren werd beïnvloed dan het AOC-gehalte van het infiltratie water alleen (onder meer deeltjes, ijzerafzettingen) valt niet te zeggen in welke mate bacteriegroei bijdroeg tot het proces van weerstandsvorming.

Daarom werd onder geconditioneerde laboratorium omstandigheden, onder uitsluiting van de eerder genoemde fysische factoren, de relatie bepaald tussen de belasting van een filtrierend zandoppervlak met een gemakkelijk afbreekbare verbinding (acetaat) en de weerstandsvorming. Uit de resultaten bleek dat:

1. bij een acetaatconcentratie van 10  $\mu\text{g}$  C/l in het aangevoerde water weerstandsvorming optrad als gevolg van bacteriegroei bij een filtratiesnelheid van 1,2 m/h, een korreldiameter van het zand van 0,42-0,6 mm en een temperatuur van 12-18°C;

2. de weerstandstoename na een bepaalde tijd ( $T_{lag}$ ) startte. De  $T_{lag}$  was afhankelijk van de acetaatconcentratie ( $S_{ac}$ );
3. de snelheid van verstopping hoger was bij toenemende  $S_{ac}$ ;
4. de verstoppingssnelheid toenam bij toenemende looptijd;
5. de weerstand was gelocaliseerd in de eerste cm van de zandkolom.

Het verband tussen de looptijd voor het bereiken van een bepaald drukverschil ( $T_{dp}$ ) en de acetaatconcentratie in het water ( $S_{ac}$ ) is voor een drukverschil van 10 kPa van de filtratie experimenten weergegeven in figuur 5.

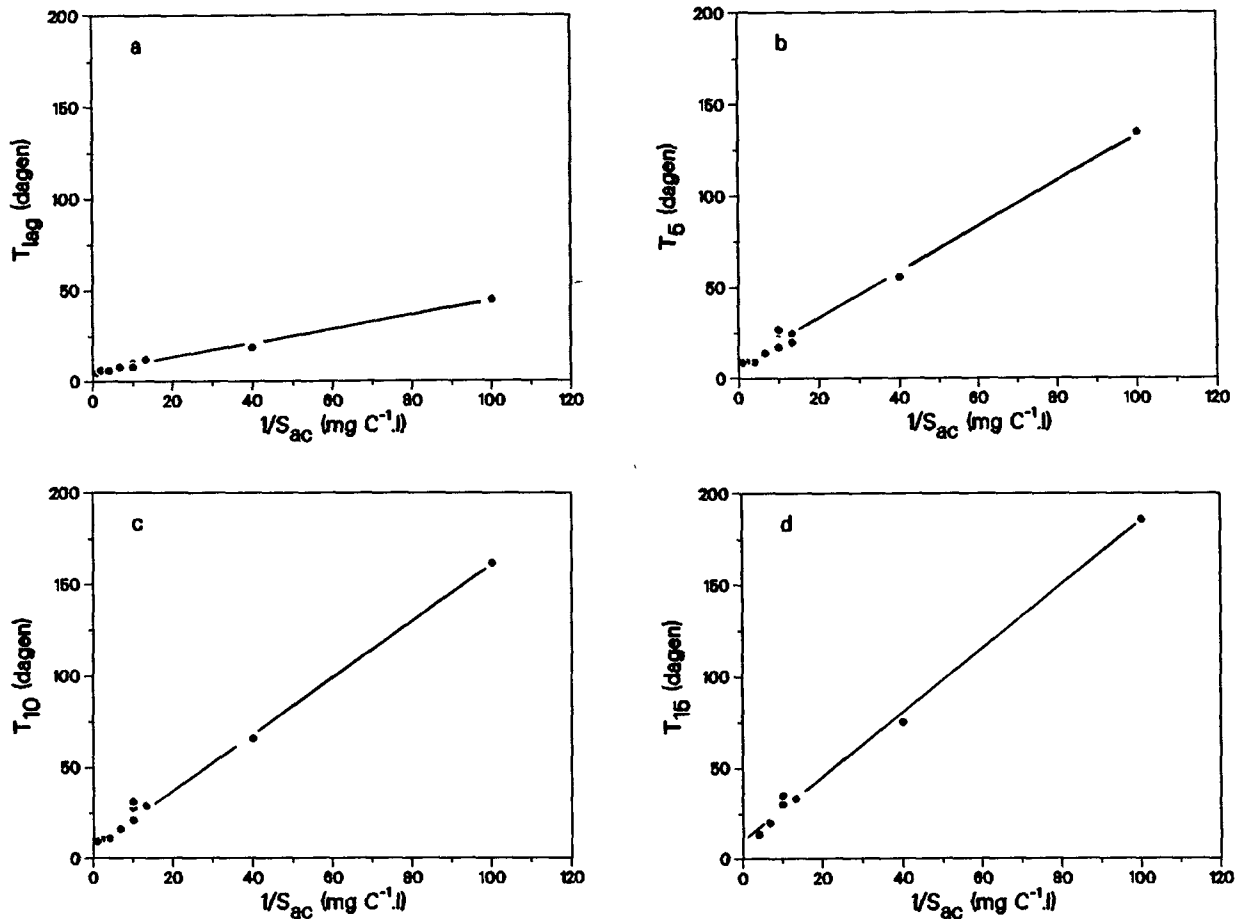


Figuur 5 - Verband tussen de looptijd voor het bereiken van een drukverschil van 10 kPa ( $T_{10}$ ) en de acetaatconcentratie ( $S_{ac}$ ).

Het verloop van de curve komt overeen met die gevonden voor de relatie tussen de  $T_{lag}$  en  $S_{ac}$  (fig 3). Deze curven kunnen wiskundig worden beschreven met de functie  $f(x) = a/x+b$ . Tussen  $T_{dp}$  en de reciproke van de acetaatconcentratie bestaat het verband, dat beschreven kan worden met de volgende relatie:

$$T_{dP} = a/S_{ac} + b \quad (1)$$

In figuur 6 zijn een aantal van deze curven weergegeven en in tabel 5 zijn de berekende proces parameters a en b voor een aantal gekozen drukverschillen berekend.



Figuur 6 - Verband tussen de looptijd voor het bereiken van een bepaald drukverschil ( $T_{dP}$ ) en de reciproke van de acetaatconcentratie ( $1/S_{ac}$ ) bij verschillende drukverschillen.

Tabel 5 - Berekende parameters voor diverse drukverschillen

Vergelijking: $T_{dp} = a/S_{ac} + b$						
Drukverschil (kPa)	a (mg C/l).d	SD <sup>(1)</sup>	b (dagen)	SD <sup>(1)</sup>	n <sup>(2)</sup>	r <sup>(2)</sup>
0,1-0,3 <sup>(3)</sup>	0,392	0,014	5,03	0,456	12	0,99
2,5	0,144	0,067	8,41	2,34	10	0,98
5,0	1,263	0,044	7,89	1,42	12	0,99
7,5	1,361	0,05	8,68	1,86	9	1,00
10	1,527	0,039	8,36	1,31	11	1,00
12,5	1,689	0,053	8,57	2,05	8	1,00
15	1,746	0,049	9,95	1,92	8	1,00
17,5	1,773	0,111	12,3	6,47	3	1,00
20	1,847	0,055	11,54	2,12	7	1,00
22,5	1,887	0,084	11,77	4,22	4	1,00
25 <sup>(4)</sup>	2,447	0,503	8,54	3,8	6	0,92

(1) SD = standaard afwijking;

(2) n = aantal waarnemingen en r = correlatie coëfficiënt;

(3) Vergelijking van  $T_{lag}$ ;

(4) bij 25 kPa zijn alleen de looptijden bij de  $S_{ac}$ -waarden van 100

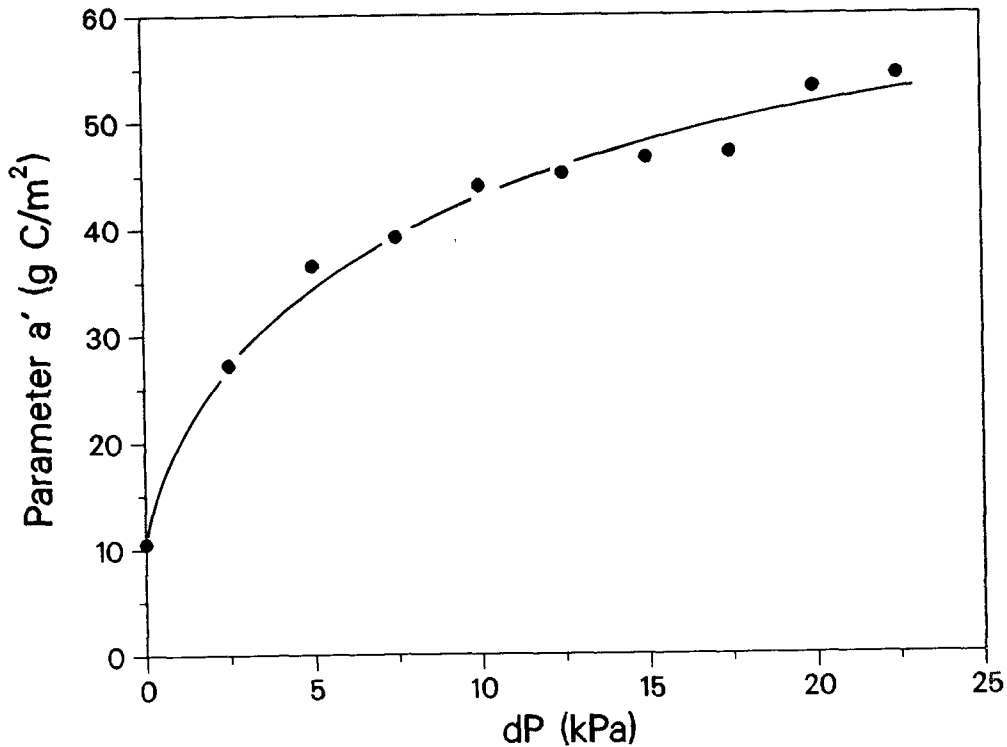
$\mu\text{g C/l}$  en hoger gemeten.

In de vergelijking (1) is de procesparameter b, het intercept van de lijn, de minimale looptijd voor het bereiken van het bepaalde drukverschil. Deze varieert tussen 5 en 12 dagen en heeft bij een lage acetaatconcentratie weinig invloed op de totale looptijd ( $T_{dp}$ ). De parameter a (helling van de curve) is afhankelijk van de einddruk (tabel 6). De dimensie van deze parameter is minder eenvoudig voorstelbaar. Bij een constante filtratiesnelheid van ( $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ) kan de vergelijking (1) als volgt worden omschreven:

$$T_{dp} = a'/ACET_b + b \quad (2)$$

waarin  $ACET_b$  de acetaatbelasting in  $\text{g C/m}^2$  per dag is en a' de helling van de curve met de dimensies  $\text{g C/m}^2$ .

Deze neemt, zoals valt te begrijpen, toe met toenemende weerstand (figuur 7). De lijn gaat niet door de oorsprong bij de Y-as. Het intercept van de lijn is  $10,5 \text{ g C/m}^2$ , de minimale acetaat hoeveelheid die per  $\text{m}^2$  moet zijn aangevoerd om de weerstand met  $0,1-0,3 \text{ kPa}$  te laten stijgen ( $T_{\text{lag}}$ ). Bij toenemende einddruk nadert deze waarde tot circa  $55 \text{ g C/m}^2$ .



Figuur 7 - Verband tussen de procesparameter  $a'$  ( $\text{g C/m}^2$ ) en het drukverschil

Met vergelijking (2) kan de looptijd  $T_{25}$  (drukverschil van  $25 \text{ kPa}$ ) van een filter gevoed met water met een acetaat gehalte van  $10 \mu\text{g C/l}$  als volgt worden berekend:

$$\text{De } ACET_b \text{ is } 1,2 \text{ m/h} \times 0,01 \text{ g C/m}^3 \times 24 = 0,288 \text{ gC}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$$

Bij  $25 \text{ kPa}$  is  $a'$   $55 \text{ g C/m}^2$  en  $b$  ongeveer 11 dagen (figuur 7 en tabel 5)

$$T_{25} = 55/0,288 + 11 = 202 \text{ dagen}$$

De waargenomen looptijd voor dit filter (F10) voor het bereiken van een eindweerstand van 22 kPa was ongeveer 200 dagen (figuur 2b).

### 3.2 Het praktijkonderzoek

#### 3.2.1 AOC-concentratie van het infiltratie water

In tabel 6 wordt een overzicht gegeven van de AOC gehalten van de diverse watertypen, die bij een aantal Nederlandse drinkwater bedrijven worden geïnfiltreerd:

- WLZK = Waterleidingbedrijf Zuid-Kennemerland
- PWN = Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland
- GWA = Gemeentewaterleiding Amsterdam
- GWG = Gemeentelijk Waterleidingbedrijf Groningen
- DWL = Duinwaterleiding van 's-Gravenhage
- WMN = Waterleidingbedrijf Midden Nederland
- WMZ = Watermaatschappij Zuid-West Nederland

Uit dit overzicht blijkt dat het AOC-gehalte van het water in een aantal gevallen hoger was dan 10 µg acetaat-C/l. Bij het pompstation Ouddorp van de WMZ werd een relatief hoog AOC-gehalte in het infiltratiewater gemeten en was het percentage van de DOC duidelijk hoger dan bij de andere watersoorten. Het DOC-gehalte van het geïnfiltreerde water bij Leersum was duidelijk lager in vergelijking tot de waarden van de andere watertypen.

Uitgaande van een infiltratie snelheid van 0,7 m/h in de diverse persputten varieerde de AOC-belasting van 2,8 - 44,1 mg acetaat-C equivalenten/(m<sup>2</sup>.h). De infiltratiesnelheid kan echter over de hoogte van het infiltratiefilter van een put aanzienlijk variëren. De grootste en kleinste volumestroomdichtheid kunnen een factor 10 verschillen van de gemiddelde (Peters et al, 1987). Dit betekent dat eveneens de waarde voor de AOC<sub>p</sub> in de infiltratieput aanzienlijk kan variëren.

Tabel 6 - Resultaten van AOC-bepalingen in het infiltratiewater van diverse persputten bij waterleidingbedrijven gemeten over de periode van 1982-1987.

Bedrijf: persput	datum	AOC-waarden <sup>a</sup> (µg acetaat-C eq./l)	DOC (mg C/l)	AOC/DOC x 100 (%)
WLZK: Pc	31-03-1982 <sup>b</sup>	8	2,1	0,38
	02-08-1982 <sup>b</sup>	5	1,8	0,28
	13-12-1982 <sup>b</sup>	8	-	-
Pd	31-03-1982 <sup>b</sup>	27;9	2,4	1,13;0,38
	02-08-1982 <sup>b</sup>	13;6	1,9	0,68;0,32
	13-12-1982 <sup>b</sup>	12;21	-	-
PWN: IP2	31-03-1982 <sup>b</sup>	16	3,6	0,44
	02-08-1982 <sup>b</sup>	10	4,4	0,23
	19-08-1982 <sup>b</sup>	7	-	-
GWA: PP2	31-03-1982 <sup>b</sup>	7	-	-
GWG: DIP1	14-04-1982 <sup>b</sup>	5	3,6	0,14
	20-05-1985	9	3	0,3
	16-04-1987	13	-	-
DWL: FLIP	09-05-1985	6	2,2	0,27
	03-09-1985	14	-	-
	20-05-1986	9	2	0,45
	11-06-1987	11	2,5	0,44
WMN: LEERSUM	06-05-1985	5	1,1	0,45
	18-06-1986	4	0,7	0,57
	09-06-1987	4	0,8	0,5
	20-10-1987	5	-	-
WMZ: OUDDORP	23-05-1985	63	3,3	1,91
	18-11-1985	60	3,9	1,54

<sup>a</sup> Meting in duplo uitgevoerd; bij grote verschillen in de duplo waarnemingen, zijn beide waarden vermeld.

<sup>b</sup> AOC-bepaling uitgevoerd met alleen stam P17; de overige AOC-gehalten zijn bepaald door groeimetingen van stam P17 in combinatie met stam Nox (zie § 2.2).



### 3.2.2 Het AOC-gehalte en een voorspelling van de looptijd

Schippers et al (1989) onderzocht de toepassing van de meeloopfiltratie-opstelling bij het voorspellen van de looptijd van een infiltratieput. Het bleek dat op 3 lokaties dit niet mogelijk was en op 2 lokaties in een redelijke mate met behulp van twee semi-empirische vergelijking voor respectievelijk oppervlakte- en diepbedfiltratie.

De reden voor de moeilijke voorspelbaarheid van het proces was, dat bacteriegroei een zeer belangrijke rol speelde. Dit bleek onder andere uit het vertragende effect van een chloordosering op het proces en het onregelmatige verloop van de weerstand.

Een alternatief voor deze methode is het toepassen van het empirisch model zoals dit voor het biologisch verstoppingsproces werd gevonden (zie § 3.1.5).

Op basis van dit model kan voor het bereiken van een bepaalde einddruk voor verschillende acetaatconcentraties de looptijd worden berekend. De parameter  $a'$  van vergelijking 2 wordt afgelezen uit figuur 7. Bij een hogere einddruk nadert deze waarde tot  $55 \text{ g C/m}^2$ .

#### Voorbeeld:

We gaan bij het voorspellen van de looptijd van de infiltratieputten te Leersum en Ouddorp, ter vereenvoudiging, uit van filtratiecondities die overeenkomen met die van de laboratorium opstelling.

#### **OUDDORP**

AOC = 0,06 mg acetaat-C eq/l (tabel 6)

$v = 1 \text{ m/h}$

$AOC_b = 1,44 \text{ g C/(m}^2 \cdot \text{d)}$

drukverschil van 25 kPa;  $a' = 55 \text{ g C/m}^2$

$$T_{25} = 55/1,44 + 11 = 53 \text{ dagen}$$

#### **LEERSUM**

AOC = 0,004 mg acetaat-C eq/l (tabel 6)

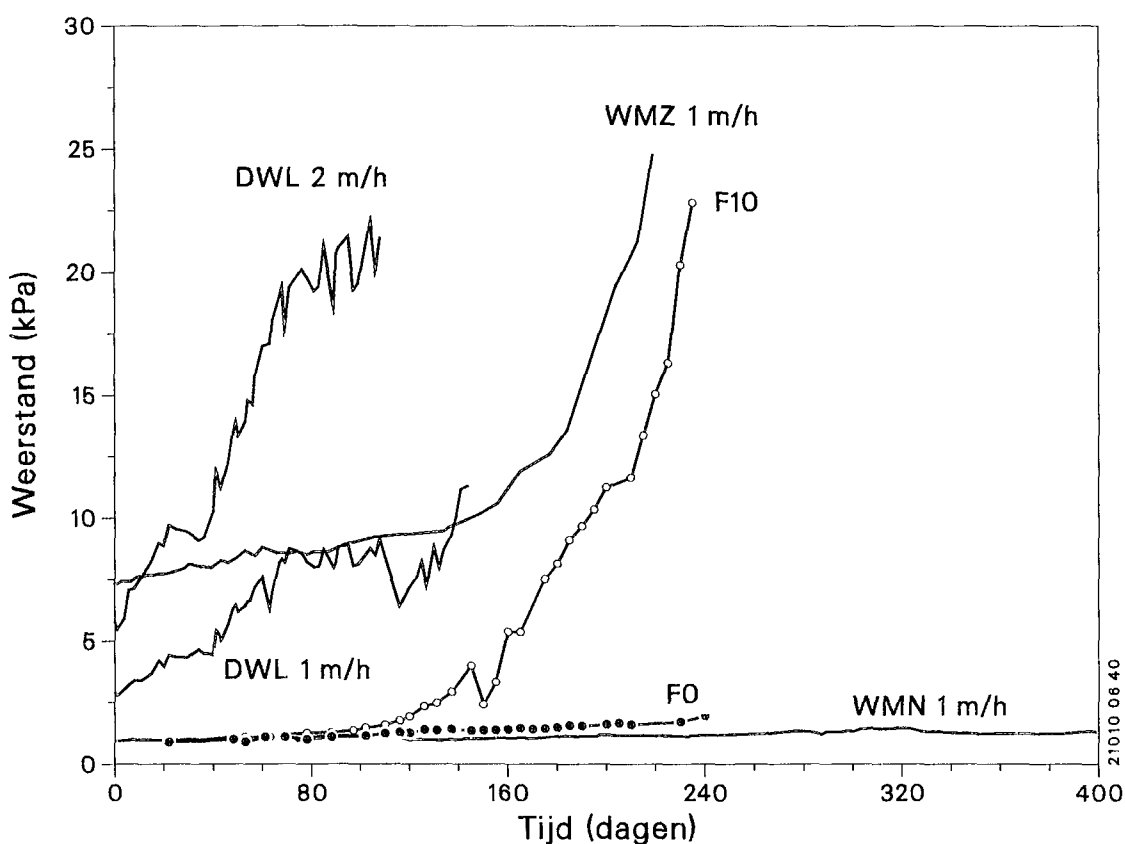
$v = 1 \text{ m/h}$

$AOC_b = 0,096 \text{ g C/(m}^2 \cdot \text{d)}$

drukverschil van 25 kPa;  $a' = 55 \text{ g C/m}^2$

$$T_{25} = 55/0,096 + 11 = 573 \text{ dagen}$$

Het is interessant om na te gaan in hoeverre de weerstandscurven van de doseerexperimenten overeenkomen met die gemeten door Schippers et al (1989) in de in de praktijk opgestelde meeloopfilters. Hiertoe zijn in een figuur (8) aangegeven de toename van de weerstand als functie van de looptijd in dagen van F0 en F10 (1,2 m/h) van het laboratorium onderzoek en van de meeloopfilters met een infiltratie snelheid van 1 m/h van Den Haag (DWL), Leersum (WMN) en Ouddorp (WMZ). Van de locatie te Den Haag is tevens een filter met een snelheid van 2 m/h weergegeven.



Figuur 8 - Weerstandstoename van een aantal meeloopfilters bij de praktijklocaties (Schippers et al, 1989) en van de filters F10 en F0 van het laboratorium onderzoek.

De looptijd van de meeloopfilters uit de praktijk en die van F10 van de laboratorium experimenten is in dezelfde orde van grootte (enkele maanden tot een jaar). Uit bovenstaande figuur blijkt tevens dat de op basis van het AOC-gehalte geschatte looptijd voor het meeloopfilter van Ouddorp, namelijk 49 dagen, niet overeenkomt

met de waarden gemeten in de praktijk. Ook voor Leersum zal de waarde van 573 dagen (1,6 jaar) hoogstwaarschijnlijk niet kloppen. De weerstand in dit meeloopfilter nam gedurende een looptijd van 400 dagen nauwelijks toe. Aan de afwijking van de berekende en de waargenomen looptijden liggen de volgende verschillen in condities ten grondslag:

- Het AOC-gehalte van het water in de praktijk bestaat niet zoals bij de laboratoriumexperimenten uit één enkele goed afbreekbare verbinding (acetaat), maar uit meerdere componenten, die vaak toch minder goed afbreekbaar zijn (van der Kooij, 1984b). Van belang bij een voorspelling van de looptijd op grond van het AOC-gehalte van het infiltratiewater is de AOC-reductie in het infiltrerend zandpakket. Deze is bij benadering te bepalen door de reductie te meten over een meeloopfilter. Bij de laboratorium experimenten werd gevonden dat al het gedoseerde acetaat werd verwijderd bij de concentraties kleiner of gelijk aan 0,25 mg C/l. Bij de meeloopfilters te Leersum werd de AOC-reductie tweemaal gemeten. De AOC-reductie door de beide meeloopfilters was minder dan 1 µg acetaat-C/l (tabel 7). Een reductie van 1 µg C/l zou voor een drukverschil van 25 kPa een geschatte looptijd opleveren van circa 2000 dagen (5,5 jaar).

Tabel 7 - AOC-reductie bij de meeloopfilters te Leersum

Datum	influent	AOC (µg acetaat-C eq/l)		AOC-reductie	
		F2	F3	F2	F3
19-4-1988	4,5	3,9	4,5	0,6	0,0
15-11-1988	2,2	2,2	1,9	0,0	0,3

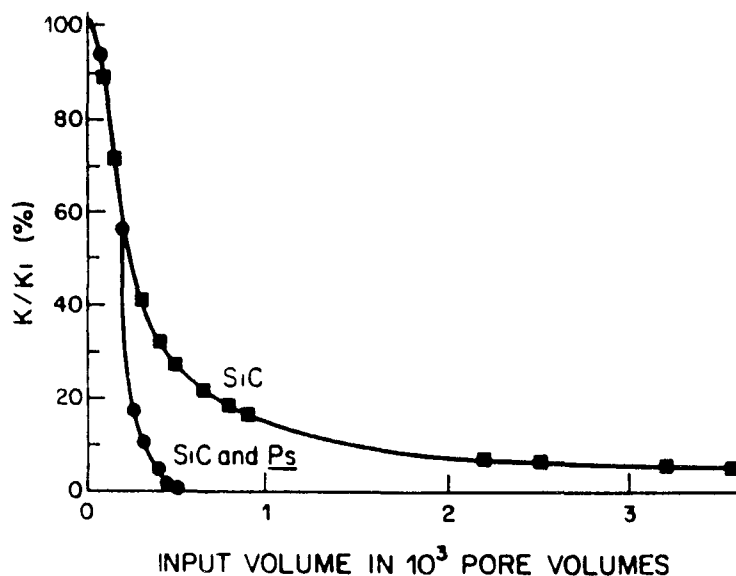
- De variatie van het AOC-gehalte (concentratie en samenstelling) in het aangevoerde water is van belang. Aangezien het gaat om voorgezuiverd oppervlakte water is dit seizoensafhankelijk.

- Het is de vraag of met de AOC-bepaling alle voor de bacteriegroei in het zand relevante organische verbindingen worden gemeten. Het aandeel van ammonium als een anorganische energiebron voor bacteriën (nitrificerende bacteriën) kan bij een goede verwijdering (nitrificatie) door de voorzuivering worden verwaarloosd.
- In de filters van het laboratorium onderzoek werd geen omstortingsmateriaal (grof grind) boven het zandpakket aangebracht (zoals gebruikelijk bij de van de meeloopfilters) om de exacte acetaat-belasting van de verstoppende laag te kennen. De invloed van de omstorting op het AOC-gehalte werd als zodanig buiten beschouwing gelaten. Naarmate de korreldiameter van het omstortingsmateriaal groter is zal de rol hiervan bij het verwijderen van organische verbindingen uit het infiltratiewater kleiner worden. De diffusie van het substraat naar de aanwezige bacteriën op de grindkorrels is onder deze omstandigheden een beperkende factor van belang.
- In het laboratorium onderzoek werd als filtermateriaal rivierzand gebruikt met een korreldiameter van 0,42-0,6 mm en d50 (50-percentielwaarde) van 0,54 mm. De samenstelling van het bodemmateriaal bij de diverse locaties blijkt fijner te zijn (Schippers et al, 1989). Dat de korreldiameter van het filtermateriaal een rol van belang speelt bij het verstoppingsproces is vanzelfsprekend. De verstopping van persputten is meestal gelocaliseerd bij de overgang van de omstorting naar de bodemformatie (boorgatwand). Hier neemt de korreldiameter van het materiaal af met als gevolg dat het specifieke contact oppervlak voor bacteriegroei toeneemt en de poriediameter kleiner is.

Over de mate waarin de korreldiameter van het zand van invloed is op de verstopping door bacteriegroei is nog weinig bekend. Baake (1985) bepaalde dat de snelheid van verstopping bij een filter met materiaal van 0,4-0,63 mm hoger was dan bij zand met een korreldiameter van 0,63-0,71 mm onder gelijke condities.

- De snelheid van de verstopping zal onder praktijkcondities naast bacteriegroei ook in belangrijke mate bepaald worden door de aanwezigheid van deeltjes (MFI). Shaw et al (1985) vonden in een onderzoek naar de verstopping van een filterbed bestaande

uit gesinterde glaskernen met poriën met een diameter van 0,033  $\mu\text{m}$  dat, door de aanwezigheid van deeltjes in combinatie met bacteriën in het infiltratiewater, de verstopping aanzienlijk werd versneld (fig. 9).



Verstoppende eigenschappen van inerte deeltjes (SiC) alleen of in combinatie met bacteriën (*Pseudomonas* sp.) Shaw et al (1985).

Figuur 9 - Invloed van de aanwezigheid van deeltjes in het infiltratiewater op de snelheid van de verstopping door bacteriegroei.

### 3.2.3 Aanbeveling voor het AOC-gehalte

Uit de resultaten van het laboratoriumonderzoek is gebleken dat verstopping van experimentele zandfilters door bacteriegroei optreedt bij lage gehalten acetaat in het water ( $10 \mu\text{g C/l}$ ). Op 5 van de 8 praktijklokaties werden in het infiltratiewater AOC-gehalten gemeten groter dan  $10 \mu\text{g acetaat-C eq/l}$  (zie tabel 6). De mate van verstopping van de meeloopfilters en de putten kon in een redelijke mate worden geschat met de bij het laboratoriumonderzoek gevonden empirische vergelijking (zie § 3.1.5). Met name te Oud-dorp (WMZ) waar een hoog AOC-gehalte werd gemeten (tabel 6) vond

een snelle verstopping van de infiltratieput plaats (Rijk, 1987). De toepassing van een geringe chlooring van het infiltratiewater voorkwam de grootste verstopping.

Ook bij een verstopping van een infiltratievijver voor de nazuivering van gedenitrificeerd grondwater werd vastgesteld dat bacteriegroei een rol van belang speelde (Hijnen et al, 1988). Het AOC-gehalte van het water was 100 à 200 µg acetaat-C eq/l en de AOC<sub>b</sub> van het infiltrerend oppervlak van de vijver ongeveer 15 mg C/(m<sup>2</sup>.h). Dit is hoger dan de laagste acetaat-belasting in dit onderzoek (12 mg C/(m<sup>2</sup>.h)) waar verstopping door bacteriegroei kon worden aangetoond.

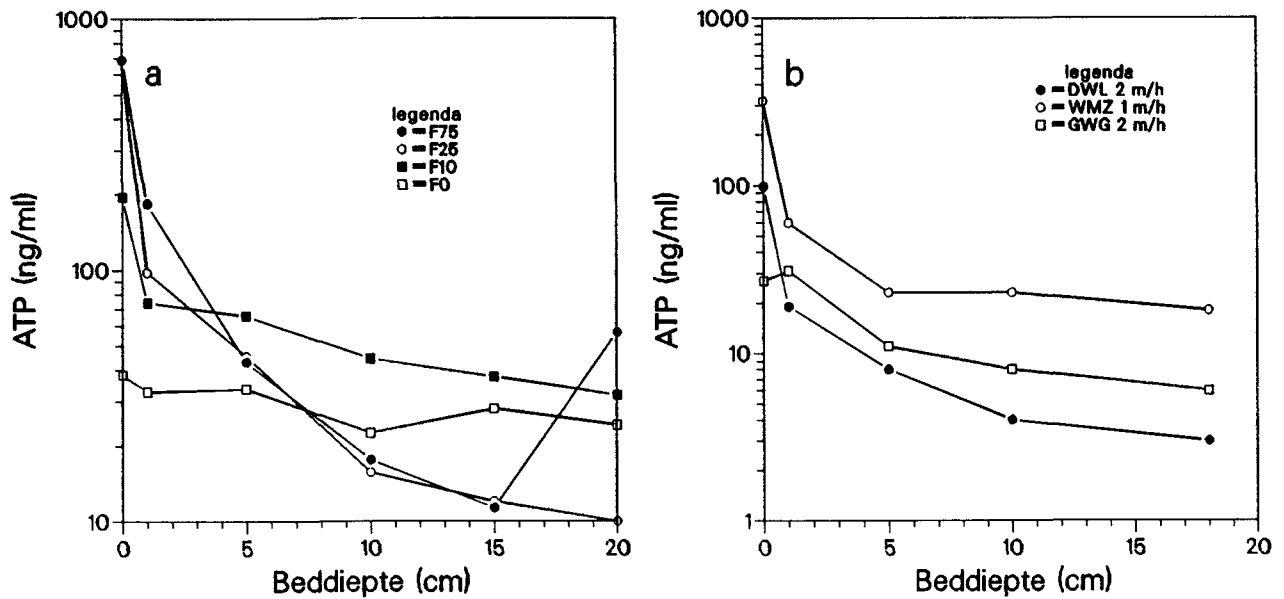
Op de lokatie Leersum (WMN) was de waterkwaliteit zodanig dat nauwelijks verstopping werd geconstateerd. Het AOC-gehalte was hier ruim beneden 10 µg acet.-C eq/l. Bij de andere lokaties waar het AOC-gehalte varieerde tussen de 5 en 27 µg acet.-C eq/l (tabel 6) kan de bacteriegroei een rol van betekenis spelen.

Aanbevolen wordt dan ook om het infiltratiewater voor te zuiveren tot een AOC-gehalte van 10 µg acet.-C eq/l of lager om een te hoge regeneratie frequentie van de put te voorkomen.

#### 4 BACTERIEMATERIAAL IN HET ZAND

##### 4.1 ATP-gehalte in het zand

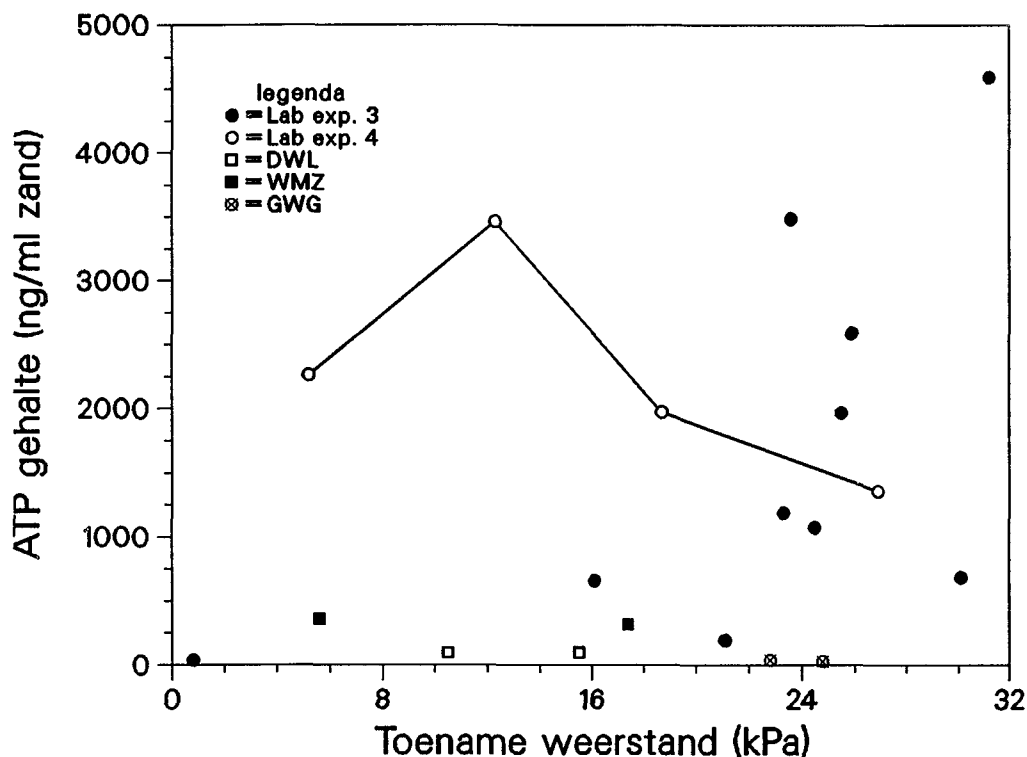
Bij veel onderzoeken naar biologische processen in filters of bodem werd vastgesteld dat in de bovenlaag de hoogste aantallen bacteriën worden gemeten (onder andere Hijnen en van der Kooij, 1984). Ook bij het profiel van het ATP-gehalte van het zand in de diverse verstopte filters werd een dergelijk verloop gemeten (figuur 10a en b).



Figuur 10 - Verloop van het ATP-gehalte van het zand als functie van de beddiepte bij verstopte meeloopfilters van de laboratorium (a) en de praktijk experimenten (b).

Vastgesteld werd dat met de ATP-bepaling circa 1 logeenheid meer aan levende biomassa werd gemeten dan met de koloniegetal bepaling. Bij het vorige onderzoek werd vastgesteld dat geen relatie bestond tussen het koloniegetal van het zand uit de verstopte zandlaag van de meeloopfilters en de gevormde eindweerstand (Hijnen en van der Kooij, 1984). Ook tussen het ATP-gehalte van het zand van de laboratorium en praktijk filters en de gevormde eindweerstand was geen verband aanwezig (figuur 11).

De in deze figuur met een lijn verbonden punten zijn gemeten in laboratorium experiment 4 (tabel 3), waarbij van de 4 filters met een gelijke acetaat belasting het ATP-gehalte van het zand uit de verstopte laag werd bepaald bij verschillende eindweerstand. Uit deze lijn blijkt dat het ATP-gehalte afneemt bij een toenemende eindweerstand.



Figuur 11 - Het ATP-gehalte van het zand uit de toplaag van de meeloopfilters van de laboratorium en de praktijkexperimenten in relatie tot de eindweerstand van deze filters.

Wèl bleek een verband te bestaan tussen het ATP-gehalte van het zand en de acetaat belasting van het filter (tabel 8). Dit verband tussen de levende biomassa en de AOC belasting van filters werd eveneens vastgesteld in het vorige onderzoek met behulp van de koloniegetal bepaling van het zand (Hijnen en van der Kooij, 1984).



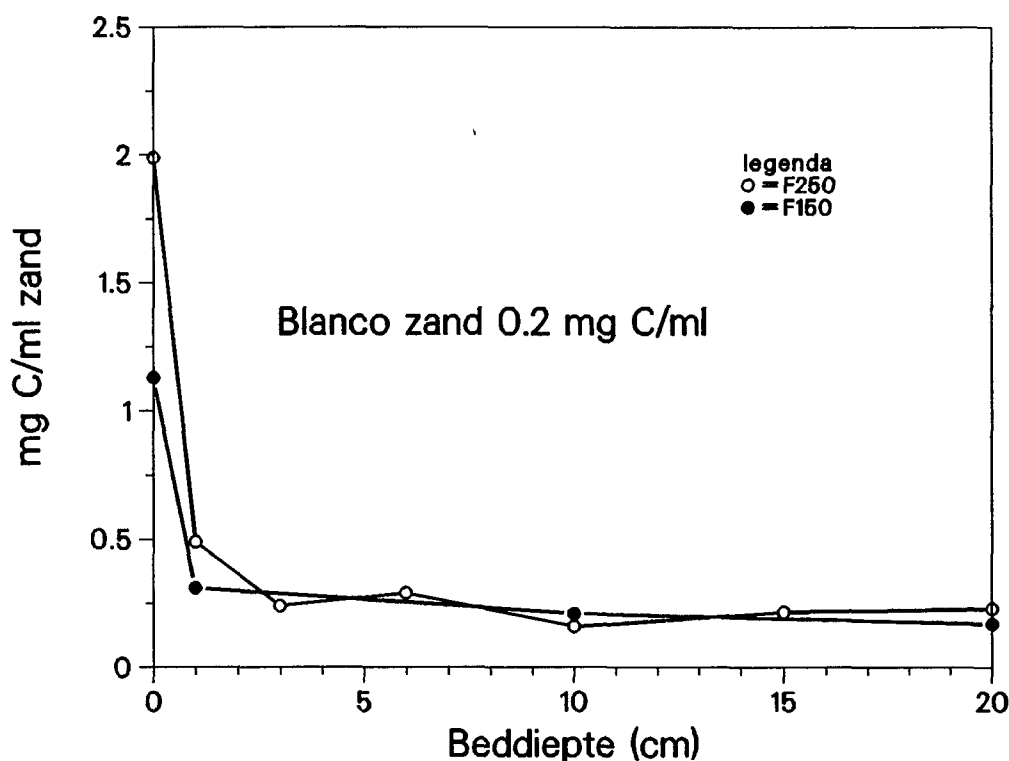
Tabel 8 - Het ATP-gehalte van het zand van de verstopte zandlaag van een aantal filters van de laboratorium experimenten met een overeenkomende eindweerstand (ca. 25 kPa) in relatie tot de  $S_{ac}$

$S_{ac}$ (mg C/l)	ATP-gehalte (ng/ml zand)
1,0	1970
0,5	1075
0,1	1190
0,1	1358
0,075	686
0,025	659
0,010	195
0,0	38

Uit de ATP-gehaltenes van het zand uit de verstopte laag van een aantal meeloopfilters van de praktijk experimenten (30-400 ng/ml zand; figuur 11) kan op basis van tabel 8 worden geconcludeerd dat de  $ACET_b$  van deze filters in ieder geval beneden de 25 mg acetaat-C/(m<sup>2</sup>.h) was. Dat bij Ouddorp (WMZ) de belasting van de meeloopfilters met afbreekbare verbindingen het hoogst was (zie tabel 6) wordt bevestigd door het feit dat in het zand het hoogste ATP-gehalte is gemeten (figuur 10b en 11).

#### 4.2 Totale gehalte bacteriemateriaal in het zand

Als parameter voor het totale gehalte bacterie materiaal in het zand kan het organische koolstof gehalte worden toegepast. Met de beschreven techniek werd nagegaan hoe het verloop was van het organische koolstof gehalte van het zand over de beddiepte van een aantal filters van de laboratorium experimenten (figuur 12). Evenals bij het gehalte levende biomassa werd in de eerste millimeters van het filterbed de hoogste concentratie gemeten.



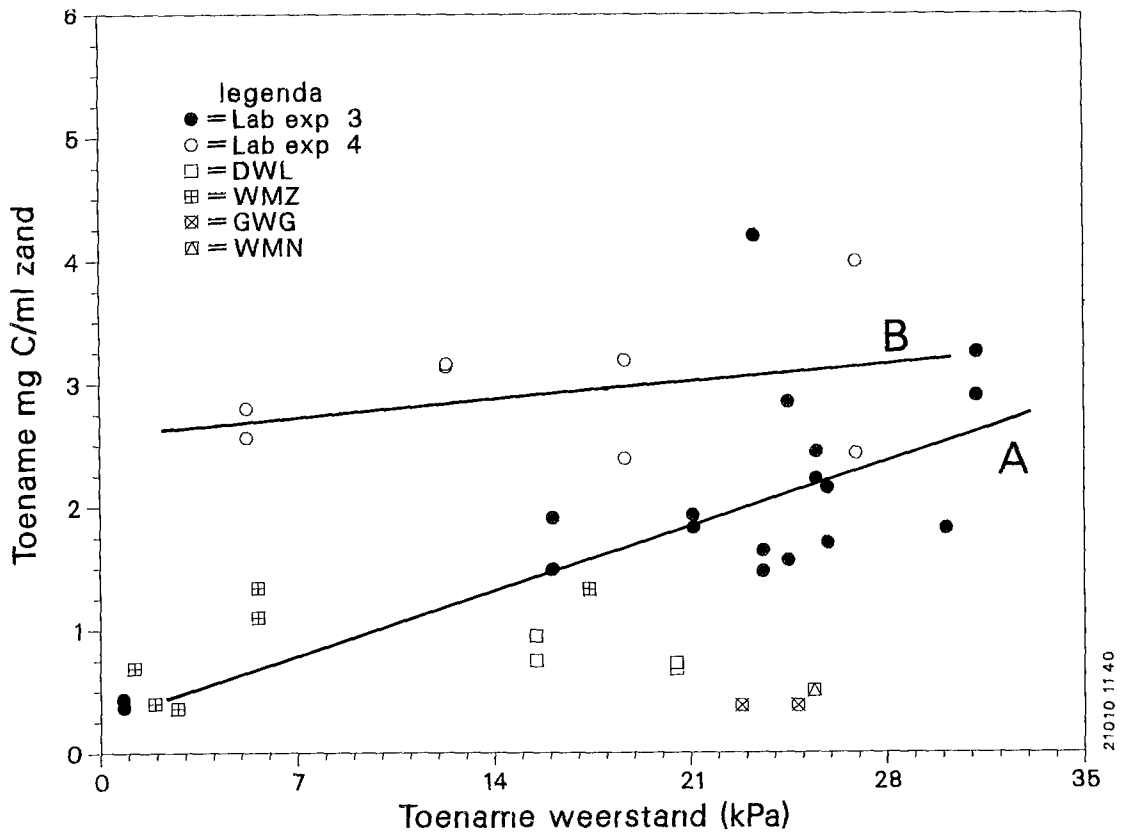
Figuur 12 - Verloop van het gehalte organische koolstof van zand van twee laboratorium filters als functie van de beddiepte.

In de figuur 13 is met een tweetal lijnen (A en B) het verband tussen de toename van het organische koolstof gehalte in de bovenlaag van de verstopte filters en de gevormde eindweerstand (gecorrigeerd voor de schoonbedweerstand) van de laboratorium experimenten weergegeven. Opvallend is dat de gevonden relatie bij het laboratorium experiment met 4 filters met een gelijke ACET<sub>b</sub> (experiment 4; lijn B), duidelijk anders loopt dan die van de andere experimenten (lijn A). Een belangrijk gegeven is dat ook bij het blanco filter met een AOC<sub>p</sub> van circa 5 mg acetaat-C equivalenten/(m<sup>2</sup>.h) (tabel 2) en een relatief geringe AOC reductie (circa 1 µg acetaat-C eq/l) een toename van het organische koolstofgehalte in de bovenlaag werd gemeten.

Bij de modelmatige beschrijving van het bacteriologisch verstoppingsproces bleek dat het drukverschil dP (kPa) afhankelijk is van de totaal aangevoerde hoeveelheid acetaat-C per m<sup>2</sup> (figuur 7).

Voor een drukverschil van 25 kPa moet ongeveer 55 g acetaat-C/m<sup>2</sup> worden aangevoerd. Bij aerobe afbraak van organische verbindingen door bacteriën wordt 40 à 50% omgezet in biomassa (assimilatie; circa 30 g C/m<sup>2</sup> voor 25 kPa).

Als we uitgaan van een laagdikte van 5 mm, waarin de totale weerstand 25 kPa is gelocaliseerd, dan valt op basis van figuur 13 (2-3 mg C/ml zand) te berekenen dat over een oppervlak van 1 m<sup>2</sup> 10 à 15 g C is geaccumuleerd. Dit betekent dat minder 25% van de aangevoerde hoeveelheid acetaat (55 g C/m<sup>2</sup>) is geaccumuleerd in de eerste halve centimeter van het zandpakket (<50% van de voor de assimilatie beschikbare koolstof).

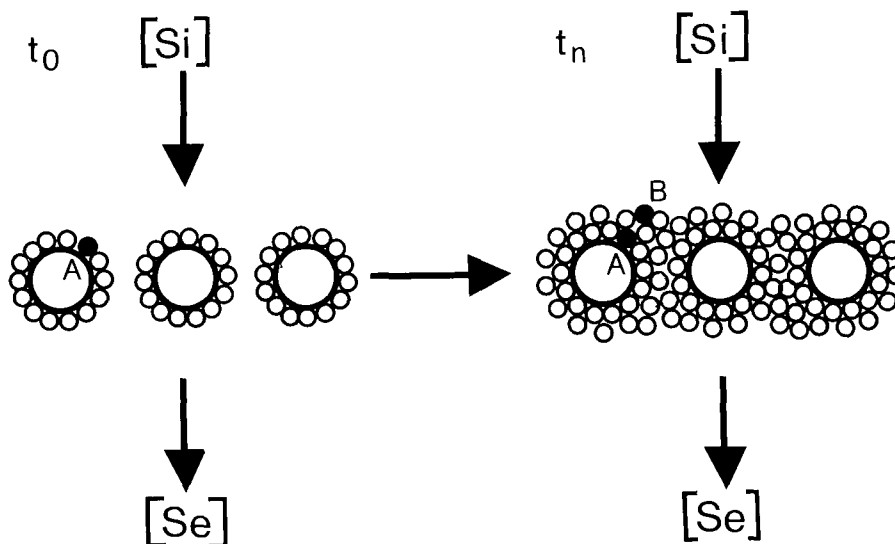


Figuur 13 - Toename van het organische koolstof gehalte van zand uit de bovenlaag van verstopte meeloopfilters in relatie tot de gevormde eindweerstand (gecorrigeerd voor schoonbedweerstand).

In figuur 13 zijn ook de gemeten waarden van de verstopte meeloopfilters van de praktijk experimenten weergegeven. Hieruit blijkt dat bij de persputten van de GWG en het WMN (respectievelijk Haren en Leersum) ten opzichte van een hoge eindweerstand een geringe toename van het gehalte organische koolstof werd gemeten. Bij DWL-Den Haag (Scheveningen) liggen de gemeten punten meer in de buurt van de door lijn A verbonden waarden van de laboratorium experimenten. De gegevens van de filters van de WMZ (Ouddorp) komen goed overeen met die waarden gemeten in de laboratorium experimenten.

#### 4.3 Analyse van het filtermateriaal geeft inzicht in het proces

Van belang voor de vraag of verstopping door bacteriegroei een belangrijke bijdrage levert aan de verstopping van persputten is het inzicht in de wijze waarop het proces plaatsvindt. Met de in het laboratoriumonderzoek verzamelde gegevens van het gehalte bacteriologische biomassa in de verstopte filters kon het proces als volgt schematisch worden weergegeven:



21010 02 40

Figuur 14 - Wijze waarop bacteriegroei bij verstopping van een zandfilter optreedt; [Si] en [Se] resp. substraat influent en effluent en  $t_0$  en  $t_n$  is de looptijd respectievelijk juist na de start en na een zekere tijd.

De groeisnelheid van bacteriën aan het oppervlak van het zanddeeltje (A) neemt af in de tijd door toename van de biofilm rondom de korrel. Voor bacteriën aan de buitenkant van de biofilm (B) zal op tijdstip  $t_n$  de substraatconcentratie hoger zijn dan voor de bacteriën aan de binnenkant (A) die door deze substraat-beperking afsterven. De bacteriën in de onderlaag van de biofilm zijn in een afstervingsfase waarbij de gevormde biomassa zich probeert te handhaven door het benutten van eigen celmateriaal (endogene ademhaling). Bij de ATP-bepaling werd geconstateerd dat circa 50% van de gemeten ATP in het filterzand vrij aanwezig was en dus niet celgebonden. Dit wijst op een hoge mate van celafbraak in het filter.

Er vindt in de toplaag van het filter door de opname van AOC een accumulatie plaats van dood bacterie materiaal. De snelheid van deze accumulatie is afhankelijk van het gehalte levende bacterie materiaal in de verstoppende laag dat toeneemt bij een hogere Acetaat belasting (zie §4.1).

## 5 CONCLUSIES EN AANDACHTSPUNTEN VOOR VERDER ONDERZOEK

Uit het onderzoek naar de invloed van de AOC-belasting van filters op de verstopping door bacteriegroei kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Gebleken is dat zelfs bij een lage concentratie van afbreekbare verbindingen ( $10 \mu\text{g acetaat-C/l}$ ) in het infiltratie water verstopping door bacteriegroei optreedt.
- De gevormde weerstand ontstaat door de groei van bacteriën in het zand in de eerste millimeters van het zandpakket, waarbij de bacterie materiaal als organisch materiaal accumuleert in de bovenlaag van het filter.
- De snelheid van het bacteriologisch verstoppingsproces was afhankelijk van de acetaatbelasting ( $\text{g C}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ) van het infiltrerend pakket. Het proces onder geconditioneerde laboratorium omstandigheden kan empirisch worden beschreven met de relatie tussen de looptijd voor het bereiken van een bepaald drukverschil  $dP$  en de acetaatconcentratie  $S_{ac}$  ( $\text{mg C/l}$ ):

$$T_{dp} = a/S_{ac} + b \quad (1)$$

bij een constante filtratiesnelheid geldt:

$$T_{dp} = a'/ACET_b + b \quad (2)$$

waarin  $b$  de minimale looptijd in dagen,  $ACET_b$  de acetaatbelasting  $g\ c/(m^2.d)$  en  $a'$  de helling van de lijn is.  $a'$  is gelijk aan de hoeveelheid acetaat-C die per  $m^2$  is aangevoerd voor het vormen van een weerstand  $dp$ . Voor  $dP = 25\ kPa$  was deze waarde voor de filters van het laboratorium onderzoek  $55\ g\ C/m^2$ .

- Met dit empirische model kan op grond van het AOC-gehalte van het infiltratiewater een schatting worden gemaakt van de looptijd van een infiltratieput. De nauwkeurigheid hiervan hangt voor een groot deel af van de mate waarin de infiltratie condities (AOC-reductie, temperatuur, korreldiameter, filtratiesnelheid) afwijken van de bij het laboratorium onderzoek gekozen condities.
- Het AOC-gehalte is naast de MFI en de MLFI (Schipper et al, 1984, 1989) een belangrijke parameter bij de voorzuivering van het infiltratie water, aangezien de AOC-concentratie de snelheid van verstopping beïnvloedt. Met een relatief eenvoudige biologische filtratie kan dit gehalte verlaagd worden (Van der Kooij en Hijnen, 1983). De gewenste concentratie is afhankelijk van de afweging tussen de kosten van voorzuivering en regeneratie van de put.
- De bepaling van het gehalte aan levende (ATP) en totale biomassa (organische-C) geeft naast het AOC-gehalte van het infiltratiewater informatie over de rol van bacteriegroei bij de verstopping. Slechts minder dan 25% van de aangevoerde hoeveelheid acetaat koolstof accumuleerde in de weerstandsvormende laag van de filters.

Een aantal vragen blijft echter nog onbeantwoord en dit leidt tot de volgende aandachtspunten voor verder onderzoek:

- Welke invloed heeft de korreldiameter en de uniformiteit van het zand van de formatie op de snelheid van verstopping door bacteriegroei?

- Wat is de invloed van de filtratie snelheid op de optredende verstopping door bacteriegroei?
- Wat is de invloed van de temperatuur op het proces?
- Wat is de relatie tussen de AOC reductie door meeloopfilters en de optredende verstoppingsverschijnselen?
- In welke mate varieert het AOC-gehalte van infiltratiewater?
- Op welke wijze kan het geaccumuleerde bacterie materiaal bij de regeneratie van persputten het beste worden verwijderd?

## 6 SYMBOLEN

- a = helling van de lijn:  $T_{dP} = a/s_{ac} + b$  ((mg C/l).d)
- a' = helling van de lijn:  $T_{dP} = a'/ACET_b + b$  (g C/m<sup>2</sup>)
- ACET<sub>b</sub> = acetaat-belasting (mg C/(m<sup>2</sup>.h)) of (g C/(m<sup>2</sup>d.))
- AOC = gehalte gemakkelijk assimileerbare organische koolstof in water (µg acetaat-C eq/l)
- AOC<sub>b</sub> = AOC-belasting (mg C/(m<sup>2</sup>.h))
- ATP = Adenosine Trifosfaat (bestanddeel van levende cellen)
- b = minimale looptijd ( $T_{dP}$ ) voor het bereiken van dP
- dP = drukverschil (kPa)
- dP<sub>tot</sub> = drukverschil over totale filter (kPa)
- dP<sub>1</sub> = drukverschil over 1 cm filterbed (kPa)
- MFI = membraanfiltratie-index (s/l<sup>2</sup>)
- MLFI = meeloopfiltratie-index
- S<sub>ac</sub> = acetaat-concentratie (mg C/l)
- T<sub>lag</sub> = looptijd totdat het drukverschil meer dan 0,1-0,3 kPa toeneemt (dagen)
- T<sub>dP</sub> = looptijd voor het bereiken van een bepaald drukverschil (dagen)

## 7 LITERATUUR

- Baake, F. (1985). Biologische kolmation in Porenräumen. Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und raumplanung. Wassertechnisches Seminar: Biologische Verfahren in der wasseraufbereitung, 117-133.

- Ehrlich, G.G., Th.A. Ehlke, and J. Vecchioli (1973). Microbiological aspects of groundwater recharge injection of purified unchlorinated sewage effluent at Bay Park, Long Island, New York.  
J. Res. U.S. Geol. Survey, 1:341-344.
- Eren, J. and Y. Goldsmid (1970). Sanitary significance of coliform bacteria in recharge wells. Artificial groundwater recharge conference, Reading. September 21-24, 1970.
- Geesey, G.G., M.W. Mittelman and V.T. Lieu (1987). Evaluation of slime-producing bacteria in oil field core flood experiments. Appl. Environ. Microbiol. 53:278-283.
- Hijnen, W.A.M. en D. van der Kooij (1984). De rol van microbiologische processen bij het verstopping van persputten.  
KIWA mededeling no. 79.
- Hijnen, W.A.M., D. Koning, J.C. Kruithof and D. van der Kooij (1988). The effect of bacteriological nitrateremoval on the concentration of bacterial biomass and easily assimilable organic carbon compounds in ground water. Water Supply 6, 265-273.
- Olsthoorn, T.N. (1982). Verstopping van persputten. KIWA-mededeling nr. 71.
- Peters, J.H. (1984). Ervaringen met diepinfiltratie in Nederland. KIWA-mededeling nr. 79.
- Peters, J.H., M.A.A. Mulder en J. Jalink 1987. Flowmetingen in Nederlandse Infiltratieputten. KIWA-rapport SWE 87.015.
- Rebhun, M. and J. Schwartz (1968). Clogging and contamination processes in recharge wells. Wat. Res. 4:1207-1277.
- Rijk, J.S. (1989). Stand van zaken rapport over diepinfiltratie te Ouddorp, dit rapport.
- Schippers, J.C. and J. Verdouw (1979). De membraam-filtratie-index als kenmerk voor de infiltrerbaarheid van water. H<sub>2</sub>O 12:104-109.
- Schippers, J.C. en J. Verdouw (1984). Ontwikkeling en toepassing van de membraam-filtratie-index en de meeloopfiltratie-index. KIWA-mededeling 79:37-58.
- Schippers, J.C., J. Verdouw, en G.J. Zweere (1989). De voorspelling van de verstoppingssnelheid van infiltratieputten, dit rapport.



- Shaw, J.C., B. Bramhill, N.C. Wardlaw and J.W. Costerton (1985). Bacterial fouling in a Model Core System. Appl. Environ. Microbiol. 49:693-701.
- Webster, J.J., G.J. Hampton, J.T. Wilson, W.C. Ghiorse and F.R. Leach (1985). Determination of microbial cell numbers in subsurface samples. Ground Water 23:17-25.
- Van der Kooij, D. (1979). Ontwikkeling van een methode om de nagroeimogelijkheid van bacteriën in drinkwater te bepalen. H<sub>2</sub>O 12:164-166.
- Van der Kooij, D., A. Visser and W.A.M. Hijnen (1982). Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. J.Am. Water Works Assoc. 74:540-545.
- Van der Kooij, D. en W.A.M. Hijnen (1983). Verwijdering van organische stoffen door micro-organismen bij filtratie. H<sub>2</sub>O 13:306-311.
- Van der Kooij, D. and W.A.M. Hijnen (1984a). Substrate utilization by an Oxalate-consuming Spirillum species in relation to its growth in ozonated water. Appl. Environ. Microbiol. 47:551-559.
- Van der Kooij, D. (1984b). The growth of bacteria on organic compounds in drinking water. Dissertatie; Rijswijk, Z-H.

Nieuwegein  
Januari 1989

TEKST2000/KIWPC37-002

## DE GENORMEERDE VERSTOPPINGSSNELHEID BIJ INFILTRATIE

J.P. van der Eem  
KIWA N.V.

### 1 INLEIDING

Bij infiltratie met putten stroomt er veel water door een kleine oppervlakte. In vergelijking met open infiltratie ongeveer vijftig maal zo veel. Het is dan ook niet verwonderlijk dat infiltratieputten vaak snel verstoppem. Daardoor neemt het niveau in de put geleidelijk toe, ook als de volumestroom niet verandert. Probleem hierbij is dat het toelaatbare peil in de put beperkt is. Aan de ene kant omdat een hoog peil extra opvoerhoogte vereist (en dus extra energie) en aan de andere kant omdat het grondmechanisch evenwicht van de bodem verstoord kan worden. Als de infiltratiedruk namelijk te hoog oploopt, zal het infiltratiewater niet meer in de bodem infiltreren maar langs de stijgbuis omhoog stromen. We spreken van "onderloopsheid" of "opbarsten" van de infiltratieput. De put is dan verder onbruikbaar voor infiltratie.

Proeven met infiltratieputten dienen om de kwaliteit van het infiltratiewater en de verstoppingsgevoeligheid van de bodem te beoordelen. Dit gebeurt indirect door het meten van stijghoogten in het putfilter, de omstorting en de formatie. De toegepaste infiltratiesnelheid en de temperatuur tijdens de experimenten bepalen daarbij voor een deel de gemeten stijghoogten. Bij het definitieve diepinfiltratiesysteem kunnen de condities anders zijn. Toch willen we voor de nieuwe situatie gebruik kunnen maken van de resultaten van de infiltratieproeven. We introduceren daarvoor de genormeerde verstoppingssnelheid. Dit is de snelheid waarmee het peil in de put toeneemt bij een volumestroomdichtheid op de boorgatwand van 1 m/h en een temperatuur van 10°C. Om de verstoppingssnelheid te kunnen bepalen houden we een vaste (theoretische) relatie aan tussen het verloop van de stijghoogtetoename door verstopping en de infiltratiesnelheid. Op basis van dezelfde relatie kan in een later stadium het verloop van de stijghoogte berekend

worden bij verschillende ontwerp-infiltratiesnelheden.

In dit artikel wordt eerst ingegaan op het meten van de verstopping. Vervolgens komt de relatie met de volumestroomdichtheid aan de orde. Daaruit volgt de definitie van de genormeerde verstoppingssnelheid en hoe deze bepaald kan worden uit de metingen. Tot slot wordt het voorspellen van de stijghoogtetoeename in de put uitgewerkt.

Voor een uitgebreide beschrijving van de ontwerptechnische aspecten van verstopping wordt verwezen naar Olsthoorn (1982).

## 2 METEN VAN DE VERSTOPPING

Tijdens infiltratie zullen in het algemeen de spleten van het putfilter en de boorgatwand verstopt raken. Het afvangen van zwevende deeltjes, microbiologische activiteit, chemische reacties en luchtbelvorming kunnen daarvan de oorzaak zijn. Om het infiltratieproces te sturen is informatie over de mate van verstopping nodig. Hiervoor dienen stijghoogtemetingen in de put, in de omstorting en in de formatie (of vaak ook in de omstorting boven of onder een kleiprop; zie bijvoorbeeld Brandes, 1981). De metingen in de put en in de omstorting worden gebruikt voor het bepalen van de verstopping op de filterwand. Voor de verstopping op de boorgatwand worden de peilbuizen in de omstorting en in de formatie gebruikt. De totale verstopping volgt uit de waarnemingen in de put en in de formatie.

Het verschil in stijghoogten is geen directe maat voor de verstopping. Ook een schone put zal een stijghoogteverschil te zien geven. Verder is de weerstand die het water ondervindt bij stroming door de bodem evenredig met de stroomsnelheid. Een grotere infiltratievolumestroom resulteert daarom in een groter stijghoogteverschil, ook al blijft de mate van verstopping gelijk. Het is daarom handig het begrip "weerstand" in te voeren: weerstand is het gemeten stijghoogteverschil gedeeld door de momentane volumestroom. De verstoppingsweerstand kunnen we vervolgens definiëren als het verschil in weerstand tussen de verstopte en de schone put.

We hebben nu bijna een goede maat voor de verstopping gecreëerd. De enige complicatie die overblijft, is de invloed van de tempera-

tuur op de stijghoogtemetingen. Bij een hogere temperatuur neemt de viscositeit van het water af, waardoor ook de stromingsweerstand afneemt. Om metingen bij verschillende temperaturen te kunnen vergelijken, zullen we moeten corrigeren voor deze temperatuursinvloeden. We doen dit door weerstanden om te rekenen naar een referentietemperatuur van 10°C. Weerstanden worden daarom vermenigvuldigd met de verhouding tussen de viscositeiten bij 10°C en bij de temperatuur tijdens meting. Op deze wijze wordt een weerstandswaarde verkregen die een goede maat is voor de verstopping van de infiltratieput (onafhankelijk van de volumestroom en temperatuur tijdens meting).

Bij experimenten met proefputten moeten voor het vaststellen en lokaliseren van de verstopping een zestal metingen worden verricht, te weten:

- drie stijghoogtemetingen in respectievelijk de put, de omstorting en de formatie ( $\Phi_p$ ,  $\Phi_o$  en  $\Phi_f$ );
- de volumestroom tijdens meting (Q);
- de temperatuur tijdens meting (T);
- het totaal geïnfiltreerde volume (V; het gebruik van deze meting wordt in de volgende paragraaf toegelicht).

De correctiefactor voor de viscositeiten volgt uit het verloop van de viscositeit ( $\mu$ ) als functie van de temperatuur (T). Hiervoor geldt bij benadering:

$$\mu_T = \frac{30}{(T+20)} \cdot \mu_{10^\circ\text{C}}$$

zodat voor de correctiefactor ( $\gamma$ ) wordt gevonden:

$$\gamma = \frac{\mu_{10^\circ\text{C}}}{\mu_T} = \frac{(T+20)}{30}$$

De voor temperatuur gecorrigeerde weerstanden zijn dan:

$$W = \gamma \cdot \frac{\Delta\Phi}{Q}$$

waarbij  $\Delta\Phi$  afhankelijk is van de weerstand die bepaald wordt:

putfilter	$\Delta\Phi = \Phi_p - \Phi_o$
boorgatwand	$\Delta\Phi = \Phi_o - \Phi_f$
totaal	$\Delta\Phi = \Phi_p - \Phi_f$

De verandering van de weerstand tussen twee metingen is een maat voor de toe- of afname van de verstopping. Meestal treedt de verstopping op ter plaatse van de boorgatwand, op de overgang tussen omstorting en formatie. De stroomsnelheden op die plaats zullen in sterke mate het verstoppingsgedrag bepalen. Bij het uitwerken van experimenten zullen we daarom deze snelheid als referentie hanteeren (de volumestroomdichtheid op de boorgatwand). Voor de dimensionering van het diepinfiltratiesysteem is vooral de totale weerstand van belang, omdat deze het peil in de infiltratieput bepaalt. In het navolgende wordt met weerstand dan ook de totale weerstand bedoeld.

### 3 DE RELATIE TUSSEN STIJGHOOGTETOENAME EN INFILTRATIESNELHEID

Verstopping van een infiltratieput heeft een geleidelijke toename van de weerstand tot gevolg. De snelheid waarmee de weerstand toeneemt zal afhankelijk zijn van de volumestroom tijdens infiltratie. Immers hoe hoger de volumestroom des te meer verstoppend materiaal zal met het water worden aangevoerd. Bij verstopping door zwevende deeltjes kan een lineair verband tussen weerstandstoename en volumestroom worden afgeleid (bij diepbed- of koekfiltratie; zie bijvoorbeeld Olsthoorn, 1982). Bij andere vormen van verstopping zullen andere relaties gelden met een sterker of minder sterk verband tussen weerstandstoename en volumestroom. Vooralsnog is het niet gelukt de resultaten van alle experimenten met infiltratieputten aan de hand van filtratietheorieën te beschrijven. Bij benadering wordt daarom het lineaire verband tussen weerstandstoename en volumestroom aangebouden. De weerstandstoename  $\Delta W$  in een periode  $\Delta t$  is dan:

$$\Delta W = \alpha \cdot Q \Delta t$$

De term  $Q\Delta t$  beschrijft het volume water dat in de periode  $\Delta t$  is geïnfiltreerd. Het volgt eenvoudig uit de verrichte volumemetingen (paragraaf 2).  $\alpha$  kan uit de metingen worden vastgesteld door de weerstandstoename in een periode te delen door het in die periode geïnfiltreerde volume water:

$$\alpha = \frac{\Delta W}{\Delta V}$$

De evenredigheidsfactor  $\alpha$  is een maat voor de verstoppende eigenschappen van het infiltratiewater en van de bodem. Helaas is  $\alpha$  ook afhankelijk van de dimensionering van de infiltratieput. Het maakt namelijk nogal wat uit of we een bepaalde hoeveelheid water door een grote of kleine oppervlakte infiltreren. Om het effect van de putdimensionering te elimineren is het handig niet de volumestroom maar de volumestroomdichtheid (= infiltratiesnelheid) als uitgangspunt te hanteren. De volumestroomdichtheid ( $q$ ) wordt berekend op de overgang tussen omstorting en formatie (de boorgatwand). Zij volgt rechtstreeks uit de volumestroom  $Q$  en de oppervlakte van de boorgatwand  $A$  ( $q = Q/A$ ).

Op basis van de definitie van weerstand en de relatie tussen weerstandstoename en volume infiltratiewater, leiden we nu een verband af tussen de volumestroomdichtheid en de stijghoogtetoename in de put:

$$\Delta W = \Delta\left(\gamma\frac{\Delta\Phi}{Q}\right) = \Delta\left(\gamma\frac{\Delta\Phi}{Aq}\right) = \frac{1}{A}\cdot\Delta\left(\gamma\frac{\Delta\Phi}{q}\right) = \alpha\cdot Q\Delta t = \alpha\cdot Aq\Delta t$$

Als we bij het ontwerp uitgaan van een constante volumestroomdichtheid  $q$ , dan kunnen we schrijven:

$$\Delta(\gamma\Delta\Phi) = \alpha\cdot A^2\cdot q^2\Delta t = \beta\cdot q^2\Delta t$$

De factor  $\beta$  legt het verband tussen de stijghoogtetoename in de put en de volumestroomdichtheid op de boorgatwand.  $\beta$  kan uit  $\alpha$  verkregen worden door vermenigvuldiging met het kwadraat van de oppervlakte van de boorgatwand.

#### 4 DE GENORMEERDE VERSTOPPINGSSNELHEID

De factor  $\beta$  is een belangrijke parameter bij het ontwerpen van diepinfiltratiesystemen. Hij is een maat voor de snelheid waarmee infiltratieputten zullen verstoppem als de omstandigheden met betrekking tot kwaliteit infiltratiewater en bodemstructuur gelijk zijn aan die tijdens de proefnemingen. De dimensie van  $\beta$  is wat verwarrend: tijd per lengte. Daarom introduceren we het begrip "genormeerde verstoppingssnelheid" ( $c_n$ ). Dit is de stijging van het waterniveau in de put per tijdseenheid, die optreedt bij een constante volumestroomdichtheid van 1 m/h op de boorgatwand (=  $q_n$ ) en bij een temperatuur van 10°C ( $\gamma = 1$ ):

$$c_n = \frac{\Delta(\Delta\phi)}{\Delta t} = \beta \cdot q_n^2$$

De genormeerde verstoppingssnelheid heeft de dimensie lengte per tijd. Vanwege de getalwaarden die bij infiltratie gevonden worden is het handig om als eenheden "meters" en "jaren" te gebruiken. De genormeerde verstoppingssnelheid is dan in grootte gelijk aan de door Olsthoorn (1982) gedefinieerde standaard waterstandsstijging.

In de praktijk zullen de factoren  $\alpha$  en  $\beta$  niet constant zijn. Ook de genormeerde verstoppingssnelheid varieert daardoor. De factor  $\alpha$  kan dan per infiltratieperiode berekend worden, dus over een periode met ononderbroken infiltratie. Bij regelmatig schoonpompen van de put kan zo'n periode slechts één tot enkele dagen bedragen. Van de aldus bepaalde factoren  $\alpha$  kan het naar infiltratievolume gewogen gemiddelde bepaald worden. De gemiddelde genormeerde verstoppingssnelheid volgt daarna direct uit deze gemiddelde waarde van  $\alpha$  (en  $\beta$ ).

#### 5 VOORSPELLEN VAN DE STIJGING VAN HET WATERNIVEAU IN DE PUT

Aan de hand van de genormeerde verstoppingssnelheid kunnen we voorspellingen doen over de waterstandsstijging in de te ontwerpen infiltratieputten bij verschillende infiltratiesnelheden en bij

verschillende temperaturen.

Bij een ontwerp-volumestroomdichtheid  $q_0$  op de boorgatwand bedraagt de waterstandsstijging per tijdseenheid:

$$\frac{\Delta(\Delta\Phi)}{\Delta t} = c_n \cdot \frac{q_0^2}{q_n^2} \quad (\text{bij } T=10^\circ\text{C})$$

Hierbij is uitgegaan van een temperatuur van  $10^\circ\text{C}$ . Bij afwijkende temperaturen moet weer gecorrigeerd worden voor viscositeitsverschillen:

$$\frac{\Delta(\Delta\Phi)}{\Delta t} = \frac{1}{\gamma} c_n \cdot \frac{q_0^2}{q_n^2}$$

#### Voorbeeld

Uit infiltratieproeven met een goede kwaliteit infiltratiewater in een geschikte bodemlaag blijkt de genormeerde verstoppingsnelheid 1,2 m/a te bedragen. Omdat infiltratie op geringe diepte plaatsvindt mag het waterniveau in de put maximaal 4 meter stijgen. Infiltratie met een schone put geeft bij een volumestroomdichtheid van 1 m/h op de boorgatwand een niveaustijging in de put van 1,5 meter.

Reinigen van de put zal met de hand plaatsvinden. Verwacht wordt dat de verstopping daarmee bijna volledig kan worden weggenomen. Om geen grote verstoring in het veld te krijgen wordt echter gesteld dat de putten niet vaker dan eenmaal per vijf jaar gereinigd mogen worden. De gemiddelde temperatuur van het infiltratiewater bedraagt  $12^\circ\text{C}$ . Met welke volumestroomdichtheid mogen de putten maximaal worden ontworpen?

Uit de gegevens blijkt:

$$\begin{aligned} c_n &= 1,2 \text{ m/a} \\ q_n &= 1 \text{ m/h} \\ \text{en } \gamma &= (12+20)/30 = 1,067 \end{aligned}$$



Zonder verstopping zal het niveau in de put toenemen met:

$$\Delta\phi_{\text{schoon}} = \frac{1}{\gamma} \cdot 1,5 \cdot \frac{q_0}{q_n}$$

Door verstopping treedt een extra niveaustijging op die evenredig is met de duur van de infiltratie (t):

$$\Delta\phi_{\text{verstopping}} = \frac{1}{\gamma} \cdot c_n \cdot \frac{q_0^2}{q_n^2} \cdot t$$

Beide termen tezamen mogen niet meer dan 4 meter bedragen. Bij een infiltratieduur van 5 jaar en een correctiefactor voor viscositeiten ( $\gamma$ ) van 1,067 vinden we uiteindelijk een kwadratische vergelijking in de ontwerpsnelheid op de boorgatwand ( $q_0$  in m/h):

$$\frac{1}{1,067} \cdot 1,5 \cdot q_0 + \frac{1}{1,067} \cdot \frac{1,2}{365 \cdot 24} \cdot q_0^2 \cdot 5 \cdot 365 \cdot 24 = 4$$

Voor de ontwerpsnelheid op de boorgatwand vinden we een waarde van 0,73 m/h. Het aantal infiltratieputten en de putdimensies moeten nu zodanig gekozen worden dat deze volumestroomdichtheid niet overschreden wordt.

## 6 OPMERKINGEN

De bepaling van de genormeerde verstoppingssnelheid is gebaseerd op een lineair verband tussen weerstandstoename en volume geïnfiltreerd water. In praktijksituaties wordt dit lineaire verband niet altijd teruggevonden. Zo wordt vaak een sterk temperatuur afhankelijke verstopping waargenomen die mogelijk duidt op biologische en/of chemische processen. In een dergelijke situatie zal het verloop van de verstoppingssnelheid een relatie vertonen met de temperatuur (van der Eem & Peters, 1986).

Ook zal de verdeling van de volumestroom over het infiltratie-opervlak van de proefput niet gelijkmatig zijn (Peters e.a., 1987). Indien de variaties gering zijn is dit niet bezwaarlijk. Bij de

putten van het systeem op bedrijfsschaal zal de volumestroomdichtheid op de boorgatwand ook niet constant zijn over de lengte van het putfilter. De resultaten van de proefputten zijn dan overdraagbaar naar de situatie bij het definitieve systeem. Indien echter een zeer asymmetrische instroming wordt geconstateerd, bijvoorbeeld doordat tijdens het boren een deel van de boorgatwand afgepleisterd is door kleibestanddelen, dan moeten we oppassen bij het vertalen van de resultaten met de proefput naar het definitieve systeem. Bij de aanleg van dat systeem zal er, door een andere manier van boren, voor gezorgd kunnen worden dat het infiltratiewater beter over de lengte van het putfilter verdeeld wordt. In deze situatie moeten we bij het analyseren van de resultaten met de proefput rekening houden met het effectieve infiltratie-oppervlak van de put.

Ondanks de beperkingen die het gebruik van de verstoppingsnelheid kenmerken is deze parameter op dit moment een van de belangrijkste gegevens die uit de proefnemingen met infiltratieputten gedestilleerd kunnen worden. Niet alleen worden resultaten met proefputten onder verschillende condities met elkaar vergelijkbaar gemaakt, ook is de verstoppingsnelheid een essentiële parameter bij het vaststellen van het aantal benodigde infiltratieputten in een diepinfiltratiesysteem (van der Eem, 1989).

## 7 LITERATUUR

- Brandes, M.C., 1981; De plaats van waarnemingsfilters voor het signaleren van putverstopping. RID-mededeling '81-6, Leidschendam.
- Eem, J.P. van der en J.H. Peters, 1986; Evaluatie van een tweetal varianten voor het diepinfiltratieproject van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland, KIWA/PWN-uitgave.
- Eem, J.P. van der, 1989; Hoeveel infiltratieputten? KIWA mededeling nummer 106.
- Peters, J.H., M.A.A. Mulder en J. Jalink, 1987; Flowmetingen in Nederlandse infiltratieputten, KIWA SWE-87.015.
- Olsthoorn, T.N., 1982; Verstopping van persputten, KIWA mededeling nummer 71.



## FLOWMETINGEN IN INFILTRATIEPUTTEN EN DE DIAGNOSE VAN PUTVERSTOPPING

J.H. Peters, M.A.A. Mulder (\*), J.A. Meijer en J.Jalink (KIWA NV)  
(\* nu werkzaam bij NV Energie- en Watervoorziening Rijnland, EWR)

### SAMENVATTING

Een infiltratieput zal in vergelijking met een winput méér aandacht vragen. Zorgvuldigheid tijdens ontwerpen, boren, ontwikkelen en bedrijven van de put loont dan ook de moeite. Analyse van de mate waarin sprake is van putverstopping ('diagnose') kan niet zonder meetreeksen van stijghoogten in put, omstorting en waarnemingsfilter. Hiervoor moet de initiële ('schoonbed') weerstand bepaald zijn. De diagnose wordt echter pas volledig als na oplevering, voordat de put in gebruik wordt genomen, de verdeling van de volumestroom over de hoogte van het putfilter is bepaald. Met zo'n 'flowmeting' komen eventuele gebreken in de putconstructie aan het licht en kan zichtbaar gemaakt worden als over de hoogte van het filter verstopping niet in gelijke mate optreedt of regeneratie niet in gelijke mate effect sorteert. Om te kunnen discrimineren tussen verstopping en invloeden van heterogeniteit van bodemlagen (verschillen in doorlatendheid) is het noodzakelijk in elke nieuwe infiltratieput naast een meting van de initiële weerstand ook een flowmeting uit te voeren. De resultaten van een flowmeting daarná, in een put die verstopping vertoont, leiden tot de keuze van de therapie, hoe die verstopping aan te pakken.

### 1 INLEIDING EN PROBLEEMSTELLING

In Nederland wordt al gedurende een lange reeks van jaren onderzoek uitgevoerd naar de techniek van diepinfiltratie. Dit onderzoek is er op gericht om infiltratieputten in de toekomst te kunnen inzetten bij de aanvulling van grondwater, kunstmatige infiltratie. Het onderzoek is in grote lijnen verdeeld in twee projecten. Het ene betreft ontwerp- en verstopingsaspecten ('hoe snel verstoppen

de infiltratieputten, hoe schoon moet het water zijn'), het andere betreft hydrologische aspecten ('hoe stroomt het water'). Voor beide projecten is een detailstudie van de stroming in en bij infiltratieputten van belang. Naast de genoemde aspecten wordt de bestudering van de effecten van diepinfiltratie op natuurwaarden en op de milieuhygiëne van de diepere ondergrond meer en meer opgepakt.

Als de volumestroom in een infiltratieput ongelijk verdeeld is over de hoogte van het filter (waar in deze bijdrage gesproken wordt over een filter, wordt het putfilter bedoeld), heeft dit gevolgen voor het verstoppingsgedrag van de put. Immers, er is een directe relatie tussen de opbouw van weerstand (verstopping) en de volumestroomdichtheid (specifiek debiet) op deze plaats. Er zijn onderzoeken gestart om de verstopping van infiltratieputten bovengronds te simuleren en visualiseren in zogenaamde 'Mee-loopfilters'. In deze met omstortingsmateriaal en met fijner materiaal gevulde kolommen wordt de waterdoorstroming door omstorting, boorgatwand en begin van de formatie (watervoerend pakket) nagebootst. Voor deze proeven is inzicht in de werkelijk optredende volumestroomdichtheden in de omstorting en ter plaatse van de boorgatwand en de ruimtelijke variatie daarin (in de volumestroomdichtheden), van belang.

Verstopping van infiltratieputten is een proces dat weken, maanden en soms zelfs jaren duurt. Een en ander is afhankelijk van de waterkwaliteit en van de fijnheid van de bodem. Een proef waarbij dit proces wordt versneld door in bepaalde meeloopfilters een hogere volumestroom aan te houden, is dan ook aantrekkelijk om in relatief korte tijd een indruk te krijgen van de kwaliteit van infiltratiewater als voedingwater voor infiltratieputten. Zie hiervoor de bijdragen van Hijnen en van der Kooij (dit rapport) en Schippers et al (dit rapport). Opstellingen met verschillende meeloopfilters naast elkaar zijn ontwikkeld en zijn onder meer parallel aan putinfiltratieexperimenten geplaatst. In de afzonderlijke meeloopfilters worden verschillende volumestromen in stand gehouden. Ook om deze reden is een goed beeld van de relatieve instroming over de hoogte van een putfilter noodzakelijk. Verstopping kan op verschillende plaatsen optreden. Indien de

waterkwaliteit zodanig is dat verstoppend materiaal op de boorgatwand wordt afgevangen/afgefiltreerd, kan veelal de volumestroomdichtheid zoals die tijdens bedrijf van de put moet worden gehanteerd, als ontwerpcriterium worden aangemerkt (Eem, van der en Peters, 1986). Het bepaalt direct zowel putconstructie als putaan- tal (Van der Eem, dit rapport).

Doordat de omstandigheden gedurende de afzetting/vorming van de ondergrond (sedimenten) sterk varieerden, is vaak de ondergrond sterk gelaagd met sterk wisselende eigenschappen als bijvoorbeeld de hydraulische doorlatendheid. Een afwisseling van lagen opgebouwd uit grove en fijne sedimenten veroorzaakt dus een sterke variatie in waterverplaatsing en -stroomsnelheid. Deze variatie is hydrologisch interessant in verband met de daarmee samenhangende variatie in transportsnelheden van in het water aanwezige stoffen of micro-organismen. Dit laatste is van invloed op de minimum aan te houden afstanden tussen infiltratie- en winputten (minimum verblijftijden in de ondergrond in verband met hygiënische betrouwbaarheid).

Om inzicht te krijgen in de verdeling van de volumestroom over de hoogte van een infiltratiefilter is een aantal flowmetingen uitgevoerd (Peters et al, 1987). Naast 'flowmetingen' kunnen ook temperatuuronderzoek in waarnemingsputten (Peters et al, 1984), geohydrochemisch onderzoek of een onderzoek met zoutwachters ('geohmkabels') hiervan een indruk geven (zie bijvoorbeeld Schuurmans en Steinmetz, 1984).

## 2 FLOWMETING, HET PRINCIPE

Het principe van flowmetingen berust er op dat in de stijgbuis en in het filter -op verschillende diepten- een meting van de volumestroom plaatsvindt. Meting geschiedt met een 'flowmeter', meestal een vleugel die verticaal in de put hangt. Het aantal omwentelingen per tijdseenheid (maal de spoed en de oppervlakte van de doorsnede van buis of filter) bepaalt in principe de volumestroom. Deze kan ook worden bepaald door vóór de meter warmte of een tracer (chloride) te doseren. Uit het verschil in temperatuur of concentratie vóór en ná de meter, kan dan ook de

volumestroom worden berekend. Meestal echter wordt de waterverplaatsing 'mechanisch' gemeten. Ook in het onderzoek dat hier wordt beschreven. Meting kan plaatsvinden door de meter continu te laten neerdalen (dan wel op te halen) in een put. De waterstroming -stroomsnelheid- moet dan gecorrigeerd worden in verband met de verplaatsingssnelheid van de meter. De door het KIWA uitgevoerde metingen zijn 'discontinu', meting vindt dan plaats op diepten die onderling bijvoorbeeld 0,5 meter verschillen. Het verschil in volumestroom tussen twee opeenvolgende metingen is de bijdrage van het tussenliggende filtertraject in de totale volumestroom.

De opnemer bestaat uit een vleugel, waarvan de spoed 300 mm bedraagt. De vleugel is op een as gelagerd in roestvrijstalen kogellagers. Om de vleugel is een brede band aangebracht om zijdelings toestromen van water ter plaatse van de vleugel te voorkomen. Tot 1988 werd gedurende een bepaalde meettijd het aantal omwentelingen bepaald. Daarna is het apparaat zo gewijzigd dat direct de watersnelheid ter plaatse van de vleugel kan worden afgelezen in cm/sec. De diameter van de geleidingsribben van de opnemer is geschikt voor een buis met een diameter van 150 mm. De speling bedraagt dan circa 10 mm. Bij gebruik van de meter in putten met een grotere diameter kan men met behulp van centerpasstukken de diameter vergroten. De opnemer is voorzien van een tot 25 atm geschikte drukwaterdichte stekerverbinding. Een 'o'-ring zorgt voor de vereiste afdichting. Met behulp van een dieptemeetblok wordt de diepte van de opnemer in de put vastgesteld. Met een tellerkastje kan het aantal omwentelingen worden geregistreerd. Dit werd tot 1988 bepaald gedurende een bepaalde meettijd. Daarna is het apparaat zo gewijzigd dat direct de watersnelheid ter plaatse van de vleugel kan worden afgelezen in cm/sec.

De snelheidsverdeling is niet uniform over de doorsnede van een buis verdeeld. Zelfs bij de turbulente stroming zoals die bij elke stroming in een stijgbuis optreedt, is de watersnelheid langs de wand lager dan in het midden. Bij onttrekking geldt dit in versterkte mate in het filter door de horizontale waterinstroming door de filterspletten. Ter plaatse van het filter concentreert de

verticale waterstroming zich dus meer in het midden van de buis, de plaats waar de vleugel aanwezig is. Daar waar stijgbuis overgaat in filter, wordt bij de flowmetingen de grootste volumestroom gemeten. Daarboven lijkt de volumestroom vaak iets af te nemen. Vermoedelijk doordat de omstorting veelal wordt doorgezet tot boven de overgang stijgbuis/filter is de instroming aan de bovenzijde van het filter niet alleen groter, maar vindt eveneens een extra contractie plaats (in de zin van concentratie van het verticale watertransport in het centrum van filter). In de stijgbuis verdeelt het watertransport zich meer over de totale doorsnede. Met de flowmeting meten we dan een lagere watersnelheid. Bij infiltratie zal dit (concentratie van verticale stroming in het midden van de buis) naar verwachting minder optreden.

### 3 MISCELLANEA

#### 3.1 Nauwkeurigheid

Het spreekt voor zich dat gedurende de metingen de volumestroom in de put niet mag variëren. Bij alle flowmetingen dient dit dan ook gecontroleerd te worden, bijvoorbeeld door aflezing van een achtergeschakelde watermeter. Ook dient de volumestroom niet te klein zijn. Bij zeer lage watersnelheden is er een niet-lineair verband tussen werkelijke en gemeten watersnelheid. Onnauwkeurigheid kan ook ontstaan door een te korte meettijd. Als gedurende een meettijd van 100 sec slechts 10 pulsen ('hele of halve omwentelingen') worden geteld, kan in het resultaat een fout zitten ter grootte van 10%. Immers, de laatste puls valt wellicht juist wel of juist niet in de meettijd. Deze problemen traden niet meer op vanaf 1988. Nu wordt direct de watersnelheid afgelezen.

Opgemerkt moet worden dat 'lassen' tussen de afzonderlijke filterbuisstukken van invloed zijn op de volumestroomverdeling. Deze lassen hebben veelal een lengte van circa 30 cm. Indien een flowmeting, welke om de 0,5 m wordt uitgevoerd, juist boven en onder een dergelijke las plaatsvindt, kan het verschil in volumestroom tussen die beide punten gering zijn. Men zou een inter-



pretatiefout maken door dit kleine verschil te 'vertalen' in een geringe doorlatendheid van een op die diepte aanwezig bodemlaagje. Dit geldt natuurlijk eveneens bij een flowmeting welke continu wordt uitgevoerd. Ook moet worden gewezen op het afvlakkende effect van de omstorting. Bij ruime omstortingen zullen grote verschillen in waterstroming in bodemlaagjes in de dikte-orde van decimeters en minder niet zichtbaar worden in de flowmeting. Het is dan zinloos om met kleine intervallen te meten.

### 3.2 Laminaire en turbulente stroming

Bij het uitvoeren van een flowmeting hangt de meter gecentreerd in het midden van de buis en zal derhalve de watersnelheid op die plaats worden gemeten. Nu is echter de snelheidsverdeling over de doorsnede niet gelijk. Een en ander is afhankelijk van het karakter van de stroming, laminair dan wel turbulent. Altijd wordt in het centrum van de buis een grotere snelheid gemeten dan de gemiddelde. Bij laminaire stroming is deze snelheid zelfs bijna tweemaal zo groot als gemiddeld. Om te bepalen of een stroming laminair dan wel turbulent is, kan gebruik gemaakt van de formule van Reynolds (Huisman, 1969)

$$Re = v \cdot d / \mu$$

waarin  $Re$  = Reynoldsgetal [-]

$v$  = gemiddelde snelheid [L/T]

$\mu$  = kinematische viscositeit [L<sup>2</sup>/T]

$d$  = inwendige diameter [L]

Nu is  $v$  gelijk aan  $4Q/(\pi d^2)$ , waarin  $Q$  de volumestroom [L<sup>3</sup>/T] voorstelt. Empirisch is vastgesteld dat

$Re < 2300$  : laminaire stroming

$Re > 2300$  : turbulente stroming

Stellen we  $\mu$  op  $0,00131/10^3$  m<sup>2</sup>/s (bij 10°C),  $d$  op 0,20 m en  $Q$  gelijk aan 10 m<sup>3</sup>/uur dan volgt dat  $Re$  gelijk is aan 13500.

Turbulente stroming dus. Eenvoudig is in te zien dat laminaire stroming slechts zelden op zal treden. Wellicht wel plaatselijk aan de onderzijde van filters waar de volumestromen gering zijn.

Omdat de snelheidsverdeling over de doorsnede niet bekend is kan de precieze gemiddelde watersnelheid dan ook moeilijk met behulp van een flowmeter worden vastgesteld. De gemiddelde snelheid kan oplopen tot meer dan 7/8 van de maximale snelheid in het midden. Bij een zuiver laminaire stroming bedraagt de gemiddelde snelheid de helft van de maximale snelheid. Omdat, zoals al is opgemerkt, onderin het filter van een infiltratieput laminaire stroming kan optreden, bestaat de mogelijkheid dat de stroming onderin meer wordt overschat dan bovenin het filter. Omdat de interesse vooral uitgaat naar de verdeling van de volumestroom over de hoogte van het filter is het niet noodzakelijk dat de precieze grootte van de volumestroom op elk punt van het filter bekend is. Kennis omtrent de onderlinge verschillen is voldoende.

### 3.3 Stroming in het filter

In Zwitserland is met behulp van een zeer gevoelige flowmeter nog stroming in 'stilstaande' putten waargenomen (Hufschmied, 1983, 1986). In 90% van de niet in bedrijf zijnde putten bleek dat er desondanks stroming optrad in het filtergedeelte. Het betrof hier putten in "gravelly aquifers" met een gemiddelde horizontale hydraulische doorlatendheid van 520 m/dag. Dit is voor Nederlandse begrippen erg hoog. In enkele gevallen is zelfs geconstateerd dat bij onttrekking, een neerwaarts gerichte stroming optrad in het onderste deel van het filter. Hufschmied gaf in zijn artikel geen verklaring voor dit verschijnsel, doch uit zijn dissertatie bleek dat er in de betreffende bodemlagen van nature een grote verticale grondwaterstroming aanwezig is. Voor zover bekend is dit verschijnsel in Nederland nooit waargenomen. Wèl is bekend dat een put met filters in gescheiden pakketten deze lagen kan 'kortsluiten'.

#### 4 VOORBEELDEN

Binnen het KIWA-onderzoek is een aantal flowmetingen uitgevoerd. Hierbij was slechts bij enkele metingen sprake van infiltratie. Verder werd door een aantal waterleidingbedrijven een aantal door henzelf (PWN) of door DGV-TNO verrichte flowmetingen (DWL-den Haag, GW Amsterdam) beschikbaar gesteld. Deze zijn gebundeld in één rapport (Peters et al, 1987). Hieruit blijkt dat met flowmetingen een goede indruk verkregen kan worden van de verdeling van de instroming over het filter. Het verdient aanbeveling op elke nieuwe put zorgvuldig een meting uit te voeren. Niet alleen verkrijgt men op die manier inzicht in de staat waarin de put is opgeleverd, doch ook later, wanneer de put moet worden geregenereerd is het nuttig de uitgangssituatie te kennen. Zowel voor wat de keuze van de regeneratiemethode betreft als om gedetailleerd vast te kunnen stellen wat het effect van het regenereren is geweest. Met name kan het effect van regeneratieprocedures op de afzonderlijke gedeelten van het filter worden bepaald. Er dienen dan twee flowmetingen te worden uitgevoerd, één vóór en één ná de behandeling. Op basis van een flowmeting alleen kan men natuurlijk geen uitspraak doen over het stadium waarin het verstoppingsproces zich bevindt. Hiervoor is een aantal waarnemingsfilters, waarmee de drukopbouw in en rond de put aan het licht gebracht kan worden, noodzakelijk. Niet vergeten moet worden ook voor en na de opschoonprocedure de weerstand te meten van de putten.

Ook bij de lokatiekeuze en de filterstelling van de bij het infiltratiesysteem behorende winmiddelen kan kennis omtrent de verdeling van de verdeling over de hoogte van het infiltratiefilter nuttig zijn.

Uit analyse van de afzonderlijke flowmetingen blijkt dat het niet mogelijk is om uit de resultaten van een flowmeting de doorlatendheden van de afzonderlijke bodemlagen vast te stellen (verschillen in doorlatendheden worden soms wel zichtbaar). Dit wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van een omstorting tussen het filter en de formatie, waardoor de stroming juist buiten het filter niet meer zuiver horizontaal hoeft te zijn. Er kan een

zekere 'uitwaaiering' plaatsvinden. Het heeft geen zin de intervallen waarop gemeten wordt erg klein te maken, bijvoorbeeld kleiner dan de dikte van de omstorting. Echter ook moeten de intervallen tussen de metingen niet té groot zijn. Dit in verband met de gewenste nauwkeurigheid. Een interval van 0,5 m lijkt het compromis tussen voldoende nauwkeurigheid en snelheid van de meting.

Uit de resultaten van een meting, uitgevoerd vóór en ná een jutterproces, bleek dat het jutteren invloed heeft op de verdeling van de volumestroom over de lengte van het filter. Dit is in overeenstemming met de verwachtingen. Immers, door het jutteren wordt een deel van het materiaal, dat mede verantwoordelijk is voor een onregelmatige verdeling over de lengte van het filter, verwijderd.

Uit de uitgevoerde metingen bleek dat er een grote variatie is in de verdeling van de volumestroom over de hoogte van het filter. De grootste en kleinste volumestroomsnelheden kunnen wel een factor 10 verschillen van de gemiddelde snelheid. De variatie in de snelheden 'op de boorgatwand' is minstens zo groot. Dit is belangrijk voor het onderzoek naar verstopping door de aanvoer van 'deeltjes' of van voor bacterien assimileerbaar opgeloste organische stof. Een relevante constatering voor het 'Meeloop-filteronderzoek'.

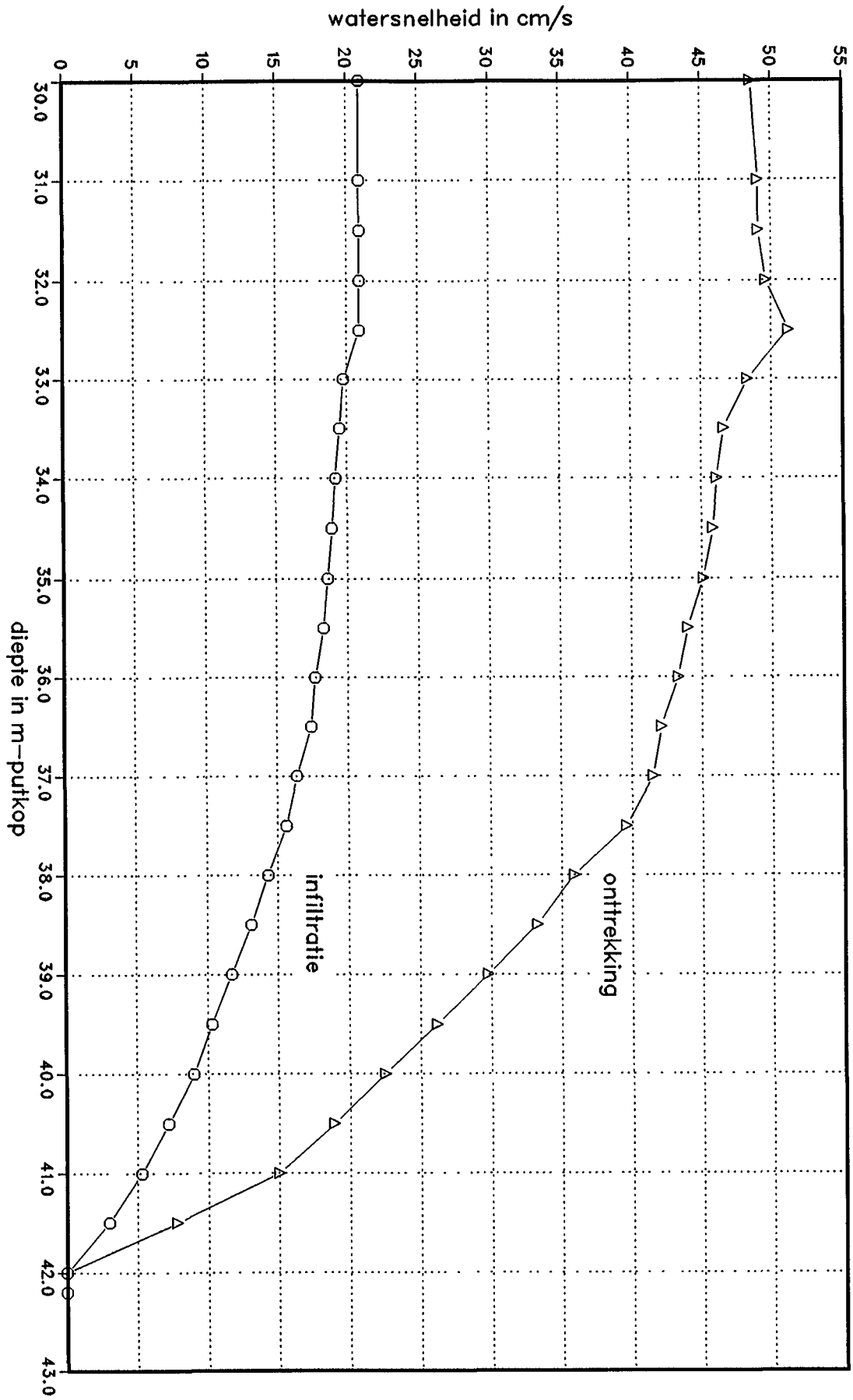
#### 4.1 DWL-ervaringen, afpleistering boorgatwand

In een aantal infiltratieputten van de Duinwaterleiding 's-Gravenhage zijn ook flowmetingen uitgevoerd. Dit is gebeurd door de boorfirma en soms ook later nog door de Dienst Grondwaterverkenning van TNO. Deze metingen zijn verzameld in het rapport Peters et al (1987). Ze worden besproken door De Jonge (1989). De verklaring wordt gevonden in het feit dat door het doorboren van bovenliggende kleilagen de boorspoeling verontreinigd is geweest met een kleisuspensie. Deze pleistert de boorgatwand af. Onduidelijk is nog waarom dit juist in het onderste gedeelte van de put het geval is. De les die hieruit kan worden getrokken is dat het dringend gewenst is verontreiniging van de boorspoeling

tegen te gaan. Dit kan door meer spoelbakken of -vijvers te gebruiken, dan wel door de spoeling te vervangen nadat kleilagen zijn doorboord.

#### 4.2 WLZK-ervaringen, wijze van regenereren

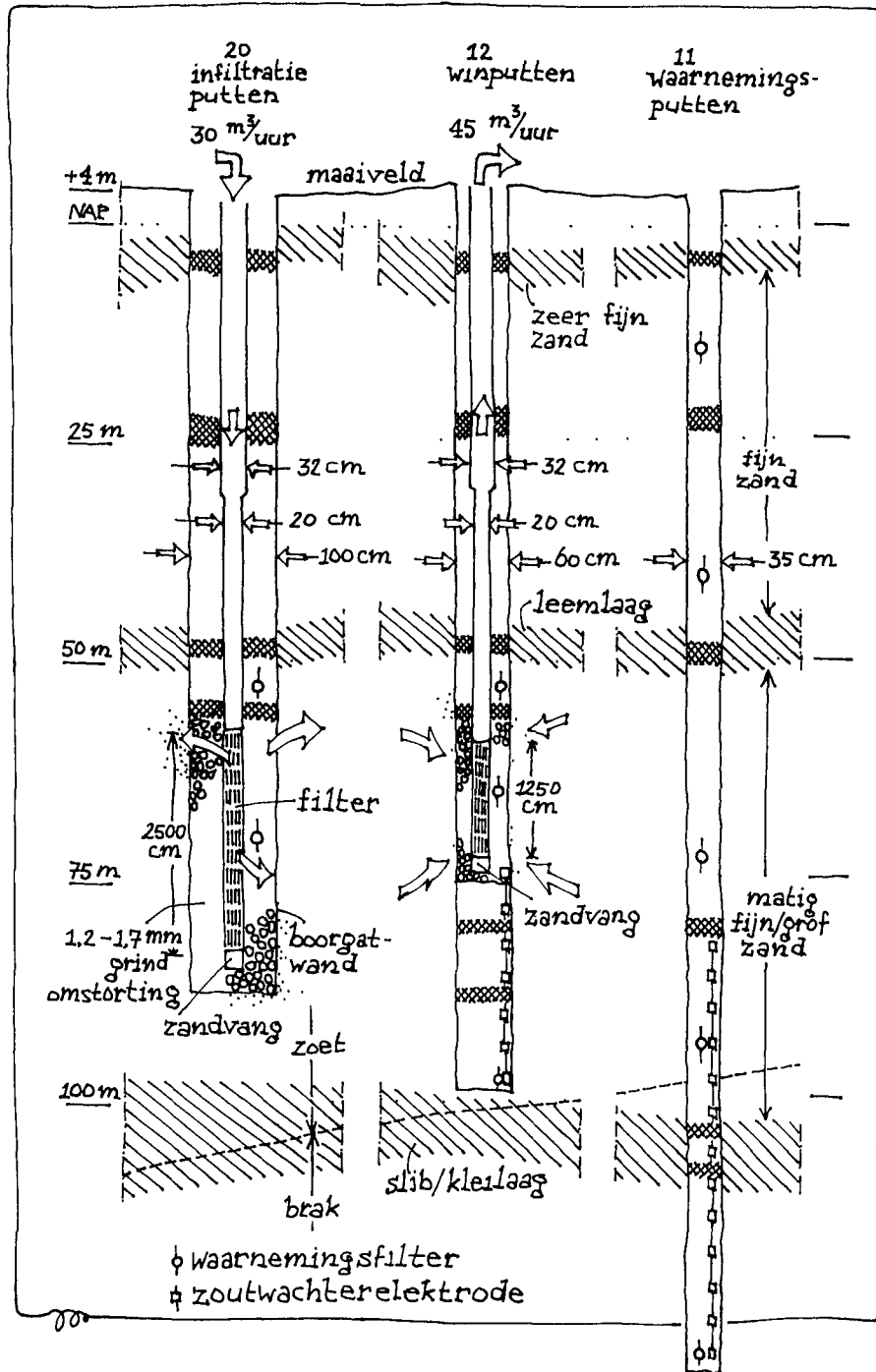
Uit flowmetingen uitgevoerd bij het Waterleidingbedrijf Zuid Kennemerland (WLZK) bleek dat in één put (de Pd, Put Noord) de verdeling van de volumestroom over de hoogte van het filter erg onregelmatig was en nog is, zie figuur 1. De metingen bij infiltratie en onttrekking die vlak na elkaar zijn uitgevoerd, zijn weergegeven. Hiervoor zijn de gegevens gebruikt uit Meijer et al (1988). Een en ander is ook besproken door de Bruin (1989). Het filter bevindt zich van ongeveer 32,3 m-putkop tot 41,9 m-putkop. Opvallend is de onregelmatige verdeling van de volumestroom. Ongeveer 75% van het water passeert de onderste helft van het filter, ongeveer 50% het onderste kwart. Aangezien in een naburige put (de Pc, Put Zuid) dit verschijnsel niet optreedt en er ook geen aanwijzingen zijn dat de ondergrond een andere opbouw vertoont, wijst dit in de richting van de gevolgde regeneratiemethode als oorzaak (Mulder et al, dit rapport). Door een veel lagere totale hoeveelheid chloorbleekloog gedoseerd in de put te brengen, kan eenzelfde effect op de afname van de verstopping gevonden worden (Meijer et al, 1988) Ook valt op dat bij onttrekking een piek vóórkomt in de watersnelheid aan de bovenzijde van het filter. Dit wijst op hydraulische verschillen tussen de stromingen zoals die bij infiltratie en onttrekking optreden. Dit is reeds gememoreerd, zie § 2.



Figuur 1 - Flowmetingen Pd, 5 oktober 1988.

### 4.3 PWN-ervaringen, effect van sectiegewijs afpompen

Voor het Diepinfiltratieproject in het Watervlak (DWAT) van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland zijn inmiddels 20 infiltratieputten, 12 winputten en 11 waarnemingsputten gemaakt, zie figuur 2.



Figuur 2 · Globale doorsnede van de DWAT-putten.

Opvallend is de zeer ruime omstorting. Het boorgat van de infiltratieputten heeft een diameter van 1,0 meter. Dit is zo gekozen om een groot boorgatoppervlak te realiseren. Om te onderzoeken of sectiegewijs (secties van 4 m, 60 m<sup>3</sup>/uur, overlap van 1m) schoonpompen van de putten na oplevering invloed heeft op de verdeling van de volumestroom over de hoogte van het 25 meter lange filter, is een tweetal flowmetingen uitgevoerd, één voor en één na het sectiegewijs schoonpompen van put IM-810 (Peters en Jalink, 1988). De resultaten zijn weergegeven in figuur 3. Het filter bevindt zich van ongeveer 62,7 tot 87,7 m-putkop. Geconcludeerd kan worden dat het sectiegewijs schoonpompen geen invloed heeft op de verdeling van de waterhoeveelheden over het filter. Wel zal er weerstand -en dan met name uit de gemiddeld 40 cm dikke omstorting- zijn weggenomen. Dit gebeurt door de rondstroming in de ruime omstorting. Alle putten kunnen -nu ze gereed zijn- onderling worden vergeleken voor wat betreft 'beginweerstand'. Het effect (van het sectiegewijs schoonpompen na oplevering) op die beginweerstand kan dan worden bepaald.

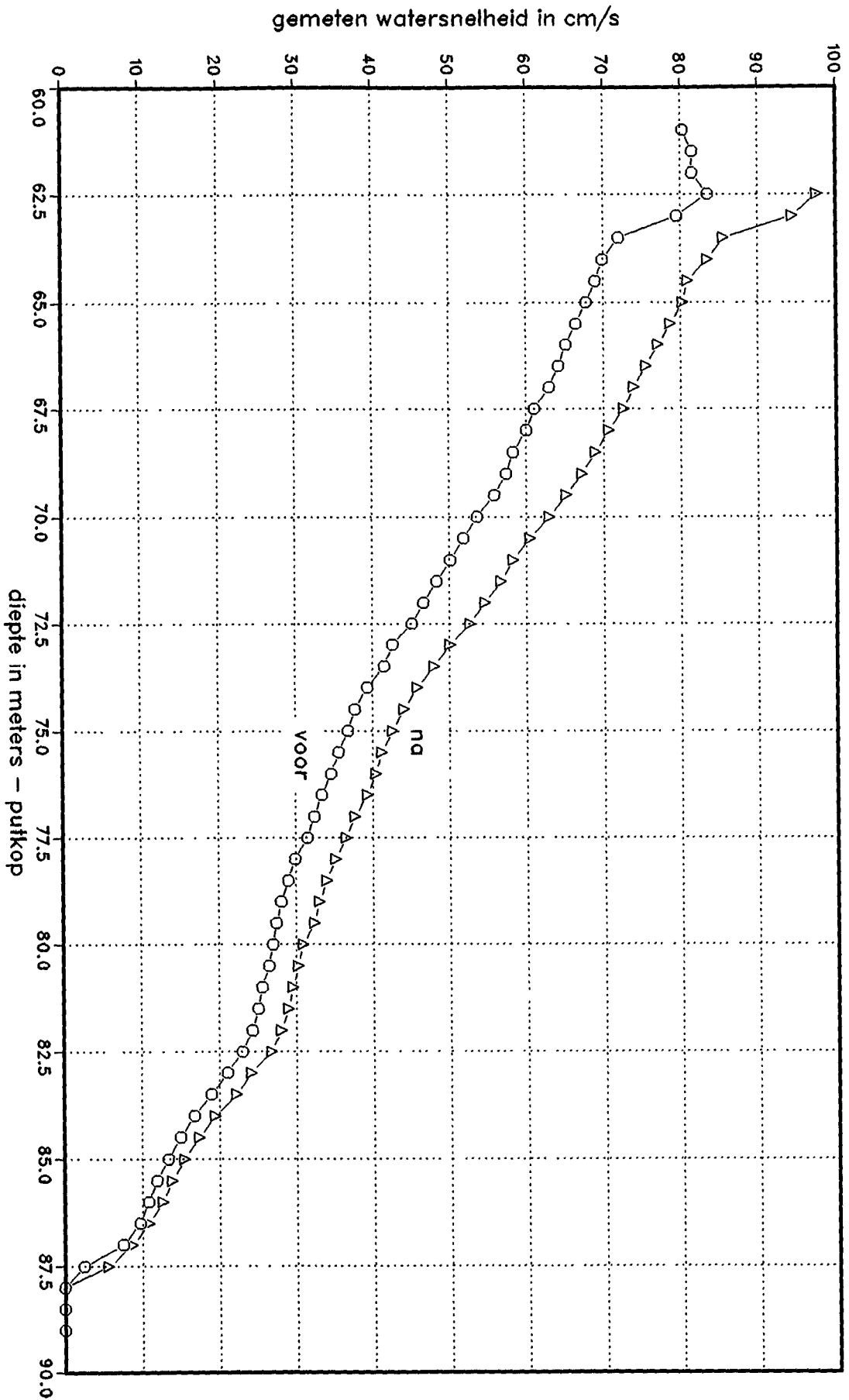
## 5 CONCLUSIES

Bij de diagnose van putverstopping en de bepaling van het effect van opschonen (regeneratie, 'therapie') is informatie van de verdeling van de volumestroom over de hoogte van het filter noodzakelijk. Het verdient aanbeveling van elke put alle opleveringsinformatie te verzamelen in een 'opleveringsrapport'.

Dit moet bevatten

- Beginweerstand
- Flowmeting
- Boorbeschrijving
- Informatie over de wijze van boren en ontwikkelen, een logboek





Figuur 3 - Flowmetingen op 4 en 6 oktober 1988. Voor en na sectiegewijs schoonpompen.

Bijkomende voordelen van flowmetingen zijn

- Feitelijke filterstelling kan worden gecheckt. De exacte diepte van het filter kan worden bepaald door ter plaatse van de boven- en onderkant over een traject van ongeveer 1 meter met intervallen te meten ter grootte van 0,1 m.
- Soms blijkt uit een flowmeting dat de zandvang voor een gedeelte gevuld is met sediment. Dat wordt niet verwijderd door schoonpompen, wel door 'stofzuigen'. De diepte van de put kan natuurlijk ook worden bepaald door een dieptemeting.
- Door de flowmeting te leggen naast de boorbeschrijving worden tal van dingen verklaard. Afpleistering van een boorgat wordt al na oplevering zichtbaar. Minder goed doorlatende lagen (met een dikte in de grootte-orde van enkele meters) die zijn waargenomen tijdens de boring, vindt men terug in de flowmeting.

## 6 LITERATUUR

- Bruin, J.B. de (1989) Persputproeven in de Kennemerduinen, bijdrage aan KIWA-mededeling 105.
- Eem, J.P. van der en J.H. Peters (1986) Evaluatie van een tweetal varianten van het diepinfiltratieproject van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland, PWN-KIWA rapport, 3 bijlagen, 88 p
- Hufschmied, P. (1983) Modellstudie zur Bestimmung des Grundwasserangebotes im Testgebiet Emmental, diss. ETH-Zurich Nr.7397
- Hufschmied, P. (1986) Estimation of three-dimensional statistically anisotropic hydraulic conductivity field by means of single well pumping tests combined with flowmeter measurements, pp 163 - 174 in Hydrogéologie, nr.2, 1986
- Huisman, L. (1969) Stromingsweerstand in leidingen, KIWA-mededeling 14
- Jonge, H.G. de (1989) Het FLIP-FLOP-project van de DWL den Haag, KIWA-mededeling 105.

- Meijer, J.A., J.H. Peters en J. Jalink (1988) Regeneraties en flowmetingen in infiltratieputten in de Kennemerduinen in 1988, KIWA-rapport SWI 88.122, 25 pagina's, 10 bijlagen.
- Peters, J.H., W. van Dalfsen en J.J. Steinmetz (1984) Temperatuurmetingen bruikbaar bij onderzoek naar verbreiding van infiltratiewater uit persputten, H2O (17) nr 4, p 68-72
- Peters, J.H., M.A.A. Mulder en J. Jalink (1987) Flowmetingen uitgevoerd in Nederlandse infiltratieputten ter bepaling van de volumestroom over de filterhoogte, KIWA-rapport SWE 87.015
- Peters J.H. en J. Jalink (1988) Flowmetingen in infiltratieput IM-810, KIWA-rapport SWO 88.302, 13 p, 6 bijl.
- Schuurmans, R.A. en J.J. Steinmetz (1984) Diepinfiltratie in de duinwaterwinplaats van Gemeentewaterleidingen, p 183-206 in KIWA-mededeling 79

## REGENERATIE VAN INFILTRATIEPUTTEN ALS THERAPIE BIJ PUTVERSTOPPING

J.H. Peters en M.A.A. Mulder (\*), KIWA N.V.

(\* ) nu werkzaam bij N.V. Energie- en Watervoorziening Rijnland

### 1 SAMENVATTING

Regeneratie -al wat gedaan wordt naast 'gewoon' terugpompen- is een therapie bij putverstopping. Met regeneratie dient nooit een aanvang genomen te worden vooraleer duidelijk is wat de verstopping veroorzaakt en waar deze is gelocaliseerd. Dit kan met meetreeksen van stijghoogten (in put, omstorting en waarnemingsfilter). Automatische gegevensregistratie en -interpretatie wordt dan zeer verstandig. Ook reeksen van de temperatuur, volumestroom en parameters die de waterkwaliteit aangeven, zijn nodig. Informatie over de verdeling van de volumestroom over de hoogte van het filter ('flowmeting') is noodzakelijk. Aangevuld met TV-inspecties (soms is de verstopping in putfilter en filterspletten zichtbaar) kan een duidelijke diagnose worden gesteld. Dit leidt dan tot een voorstel voor aanpak van die verstopping. Bij een juiste keuze en een juiste wijze van uitvoeren kan enorm bespaard worden op de hoeveelheid toe te voegen regeneratiemiddelen, zo die nog nodig zijn.

### 2 INLEIDING

In Nederland zijn reeds meer dan 10 jaren infiltratieputten in gebruik om water in de grond te infiltreren. Zelfs indien hiervoor drinkwater wordt gebruikt, kunnen deze putten na verloop van tijd verstoppingsverschijnselen vertonen. Deze verstoppingen kunnen, afhankelijk van de soort en de plaats waar ze optreden, geheel of gedeeltelijk worden weggenomen. Hiervoor staan methoden en technieken ter beschikking, welke (in combinatie) kunnen worden toegepast. Het verwijderen van verstoppingsmateriaal op een andere manier dan door terugpompen wordt regenereren genoemd.

Nu er in Nederland de laatste jaren enkele putten zijn geregeneerd, leek het een goede gedachte de verschillende ervaringen die hierbij zijn opgedaan bij elkaar te brengen en te evalueren. De weinige (regeneratie is gelukkig geen routine) Nederlandse ervaringen tot en met 1987 zijn beschreven door Mulder en Peters (1987).

Allereerst worden verstoppingsoorzaken beschreven, waarna de ter beschikking staande regeneratiemethoden en -technieken kort worden behandeld. Dit is voor een groot deel ontleend aan het uitgebreide theoretische overzicht gegeven door Olsthoorn (1982). Recente ervaringen -alle ook beschreven in mededeling 105- zijn toegevoegd. Nog dient te worden opgemerkt dat putten die in gebruik zijn bij warmteopslag(experimenten) niet zijn beschouwd.

### 3 HET HOE EN WAAROM VAN REGENEREREN

#### 3.1 Noodzaak

Infiltratieputten kunnen door verschillende oorzaken verstopt raken. Voor een uitgebreide beschrijving van de verstoppingsoorzaken wordt verwezen naar Olsthoorn (1982). Hier zal slechts een kort overzicht worden gegeven. Voor zover bekend is het volgende van belang

- zwevende stof
- gasbellen in het water
- bacterieontwikkeling in en rond de put
- chemische neerslagvorming in de put en in het infiltratiewater
- chemische neerslagvorming in de bodem
- zwellen en dispersie van kleideeltjes in de bodem
- aantasting van de korrelstructuur van de bodem

De meeste oorzaken kunnen van te voren worden aangepakt. Gevolgen worden dus weggenomen of gereduceerd tot een acceptabel niveau. Dit pleit voor goed onderzoek, goed ontwerp en een goede constructie zodat eenvoudige, verantwoorde bedrijfsvoering mogelijk is.

Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen 'tijdelijke' en 'blijvende' verstopping. De weerstand die door alleen kortstondig

terugpompen wordt weggenomen, noemen we 'tijdelijke verstopping'. Onder 'blijvende verstopping' wordt hier verstaan de weerstand die nog resteert en die kan worden aangepakt met een 'regeneratie'.

### 3.1.1 Zwevende stof

Door in het infiltratiewater aanwezige zwevende stof en door de snelheid waarmee het water ter plaatse van de boorgatwand de formatie binnendringt, is het risico van verstopping van de put vrij groot. Waar bij open infiltratie een infiltratiepand pas na enkele maanden of zelfs jaren verstopt raakt, kan dit bij een infiltratieput al binnen enkele weken of zelfs dagen het geval zijn. De hoeveelheid zwevende stof in het infiltratiewater is dus een belangrijke factor in de snelheid en de mate van verstopt raken van een infiltratieput. Ook het oppervlak van de boorgatwand speelt een rol. Immers, de zwevende deeltjes in het infiltratiewater worden op de boorgatwand of in het eerste deel van de formatie afgevangen. Een bepaalde hoeveelheid zwevende stof zal derhalve een put met een relatief klein boorgatwandoppervlak eerder doen verstoppingen dan wanneer het oppervlak groter is.

### 3.1.2 Gasbellen

Gasbellen kunnen een infiltratieput volledig verstoppingen. Ze kunnen in het infiltratiewater terecht komen door de vrije val van het water in de put, lekken op plaatsen in de leiding waar onderdruk heerst en door oververzadiging van een bepaald gas. Door de nodige maatregelen te treffen zijn gasbellen in het infiltratiewater echter te voorkomen. Zo kan de vorming van gasbellen door de vrije val van het water in de put worden tegengegaan door een voldoende nauwe valbuis toe te passen en de uitmonding van deze buis voldoende diep onder de vrije waterspiegel in de put te plaatsen (zie de bijdrage van Krabbendam, mededeling 105). Schuurmans & Steinmetz en Rijk (mededeling 105) beschrijven regelbare uitstroomopeningen aan het eind van de infiltratieleiding onder in de putten. Bij het knijpen van de aanvoer met behulp van een afsluiter dient men er op bedacht te zijn dat achter de afsluiter

relatief lage drukken kunnen ontstaan. Indien de druk lager wordt dan de atmosferische kan lucht worden aangezogen. Daarnaast kan door onderdruk opgelost gas uit het infiltratiewater vrijkomen (ontgassing). Kieft (mededeling 105) beschrijft een interessante proef waarin met troebelheidsmetingen optredende ontgassing wordt gesignaleerd.

### 3.1.3 Bacteriën

Bacteriën kunnen een verstopping van de put veroorzaken indien zij de kans krijgen zich in de put sterk te vermenigvuldigen. De verstopping ontstaat door een slijmlaag welke zich afzet in filterspletten, omstorting of op de boorgatwand. Deze slijmlaag kan in het water aanwezige zwevende stof afvangen en zo bijdragen tot de verstopping. Bacteriegroei werkt dan als het ware als een katalysator.

De mate waarin bacteriën zich kunnen vermenigvuldigen hangt nauw samen met de temperatuur en het aanbod van voedsel in het infiltratiewater. In de praktijk is het niet mogelijk de temperatuur van het infiltratiewater te kiezen, zie ook § 5.2. De hoeveelheid organische stof is van belang voor de ontwikkeling van bacteriën (Hijnen en van der Kooij, mededeling 106). Rijk (mededeling 105) beschrijft dat met een geringe chloordosering (0,6 mg vrij chloor per liter) het verstopping door bacteriegroei te voorkomen is. Een dosering van 2,5 mg/l bij doorstroming van een meeloopfilter gaf een vergelijkbaar resultaat (De Jonge, mededeling 105).

### 3.1.4 Chemische neerslag in de put

Chemische neerslag veroorzaakt zwevende bestanddelen in het water. Deze neerslag kan gevormd worden zowel in de toevoerleiding als in de put. Er is geen reden waarom in de put reacties zouden optreden, die in de toevoerleiding uitblijven. Echter, indien de samenstelling van het water juist voor de infiltratie wordt veranderd, dient men op chemische neerslag bedacht te zijn. Een dergelijk probleem treedt onder meer op bij een wijze van

'conditioneren' door pandbodempassage als beschreven door Schuurmans & Steinmetz (mededeling 105) en Lebouille (mededeling 79). Ook de put in de proef beschreven door Hebbink (mededeling 105) verstopt in filter en filterspletten, door menging in de put van water met verschillende kwaliteiten.

### 3.1.5 Chemische neerslag in de bodem

Vermenging van zuurstofloos, ijzerhoudend grondwater met zuurstofrijk infiltratiewater kan neerslagen van ijzerhydroxiden tot gevolg hebben. Voorzover deze neerslagen al gevormd worden, vindt dit op afstand van de put in de formatie plaats en dan nog vooral in de mengzone tussen het verdrongen grondwater en het verdringende infiltratiewater. Onderzoek dat in het kader van ondergrondse ontijzering is uitgevoerd, wijst uit dat hiervoor niet hoeft worden gevreesd. Verstopping van deze soort komt meer voor bij winningsputten waar zich rondom en in de put neerslagen vormen. Hamlin (1987) daarentegen maakt melding van het uitspoelen van 'calcite' uit de formatie bij de verdringing van zout door zoet water, met als gevolg een iets grotere doorlatendheid.

### 3.1.6 Zwelling en dispersie

De interactie tussen het infiltratiewater en de bodem kan zwelling en dispersie van kleimineralen veroorzaken. Vooral bij verdringing van zout grondwater door zoet water dient men hierop bedacht te zijn. Met behulp van doorstroomproeven op een grondmonster in een laboratoriumopstelling kan men nagaan of de weerstand na verloop van tijd toeneemt. Mocht uit het onderzoek blijken dat de kans op zwelling en dispersie aanwezig is dan zou men (volgens beschrijvingen) verstopping kunnen voorkomen met een vóór-infiltratie van enkele kubieke meters water met een hoge concentratie  $\text{CaCl}_2$ . In Nederland is voor zover bekend nooit deze vorm van putverstopping waargenomen.



### 3.1.7 Wijziging korrelstructuur

Door herhaald infiltreren en onttrekken en door uitloging van de bodem met zuur, kan deze zich enigszins zetten, wat rond de put een doorlatendheidsdaling kan veroorzaken. Deze daling is meestal echter gering en veroorzaakt dan nauwelijks extra weerstand.

### 3.2 Plaats van de verstopping

Theoretisch zijn er vijf plaatsen waar de verstopping op kan treden: aan de binnenkant van het filter, in de filterspleten, in het omstortingsmateriaal, op de overgang omstortingsmateriaal/formatie en tenslotte in de formatie zelf. Combinaties van deze plaatsen zijn uiteraard ook mogelijk.

- Een verstopping aan de binnenzijde van het filter en in de filterspleten (de overgang filter/omstortingsmateriaal) wordt veelal veroorzaakt door een chemische neerslag of bacteriegroei, welke verslijming van het filter tot gevolg heeft. Lijmklodders bij de 'lassen' tussen de filter- en buisdelen, of andere oneffenheden in stijgbuis of filter vormen dan vaak een aanhechtingsplaats. Zichtbaar met video-inspectie. Ook blad en andere grote delen die in het infiltratiewater zitten, worden natuurlijk op het filter afgevangen. Relatief makkelijk te verwijderen.
- Een verstopping in het omstortingsmateriaal kan worden veroorzaakt door bacteriegroei en chemische neerslagvorming. Zwevende stof en gasbellen passeren het omstortingsmateriaal veelal wel. Met terugpompen (bij voorkeur sectiegewijs) eventueel voorafgegaan door een chemische behandeling kan deze verstopping voor het grootste deel worden voorkomen of opgeheven.
- Op de overgang van omstorting/formatie kunnen zwevende deeltjes en gasbellen worden afgevangen. Ook een chemische neerslag en bacteriegroei kan hier tot verstopping leiden.
- Verstopping in de formatie is veelal het gevolg van chemische neerslag maar kan eveneens veroorzaakt zijn door zwevende stof, gasbellen, zwelling en dispersie van kleideeltjes of een

aantasting van de korrelstructuur van de bodem.

### 3.3 Methoden en technieken van regeneratie

De methoden en technieken om een verstopte put te regenereren zijn in drie categorien in te delen

- mechanische regeneratiemethoden
- chemische regeneratiemethoden
- een combinatie van de twee

In volgorde van belang voor de watervoorziening en de waterleiding-bedrijven kunnen de volgende opschoningsmethoden worden genoemd:

- schoonpompen
- jutteren met perslucht
- sectiegewijs schoonpompen
- schoonspuiten onder hoge druk
- surgen en bailen
- borstelen
- chloor
- zuur
- polyfosfaten

In de olieindustrie wordt ook wel gebruik gemaakt van technieken als hoogfrequent trillen, explosieven en formatiesplijting. Boven- genoemde methoden zullen hieronder kort worden beschreven.

#### 3.3.1 Schoonpompen

De meest gebruikte reinigingstechniek is het schoonpompen. Met schoonpompen van infiltratieputten in fijne, ongeconsolideerde formaties kan men doorgaans 75% á 95% van de verstoppingsweerstand, die zich heeft opgebouwd sinds de vorige opschoning, verwijderen. Kieft beschrijft een regeneratie van een infiltratieput door korte tijd afwisselend te pompen en te infiltreren (mededeling 105). De reiniging wordt voornamelijk veroorzaakt door de omkering van de stroomrichting. De duur van het schoonpompen en de terugpomp- volumestroom blijken van weinig invloed op de mate van reiniging. Het gaat er om dat in ieder geval het water dat zich ter plaatse van de verstopping (bijvoorbeeld de boorgatwand) bevindt, wordt

teruggepompt. Liefst mét die verstopping. Er moet gewezen worden op het feit dat tpv de opgebouwde weerstand moeilijk stroming kan woden gecreëerd. Er moet dan ook een voldoende hoeveelheid water worden teruggepompt. Ook intermitterend terugpompen blijkt geen extra verwijdering van verstoppend materiaal op te leveren. Dit kan worden verklaard omdat een deel van de zwevende stof ook bij omkering van de stroomrichting wordt vastgehouden door de formatie en derhalve op deze wijze nauwelijks zal worden verwijderd.

### 3.3.2 Jutteren

Jutteren is het een aantal malen omkeren van de stroomrichting door afwisselend pompen en infiltreren. Bij deze methode wordt allereerst met behulp van perslucht de vrije waterspiegel in de put sterk verlaagd (10 à 20 m), waardoor het in de buis aanwezige water in de omstorting en de formatie wordt gedrongen. Opent men daarna een snelafsluiter dan komt de vrije waterspiegel snel omhoog met als gevolg een zeer grote volumestroom gedurende enkele seconden. Door dit een aantal malen te herhalen kan een hoge reinigingsgraad worden bereikt. Het blijkt een zeer goede mechanische reinigingsmethode, die de opgebouwde weerstand tot lage waarden kan terugbrengen. Men kan zich deze reiniging als volgt voorstellen. Tijdens de injectiefase wordt een deel van het verstoppingmateriaal losgewoeld. Door de zeer grote onttrekkingsvolumestroom wordt dit materiaal gedeeltelijk afgevoerd. Echter, een deel van het verstoppingsmateriaal zal weer worden afgevangen. Door nu de procedure een aantal malen te herhalen kan ook dit materiaal worden verwijderd. Het is belangrijk niet te lang te wachten met jutteren aangezien het effect voor een deel afhankelijk is van de mate waarin de put verstopt is. Bij sterk verontreinigde putten is de volumestroom na het openen van de afsluiter niet groot. Krabbendam (mededeling 105) beschrijft een volledig geautomatiseerd (zelfs tweemaal per dag) jutter- en schoonpompprocedure (met perslucht).

### 3.3.3 Sectiegewijs schoonpompen

Met een zogenaamd sectieapparaat kan men plaatselijk een hoge watersnelheid in de omstorting teweeg brengen. Een nadeel van deze methode is dat door kortsluitstromen door de omstorting de watersnelheid ter plaatse van de boorgatwand klein blijft, waardoor er daar ter plekke maar weinig verstoppingsmateriaal verwijderd zal worden. Het is derhalve een goede methode als de weerstand zich voornamelijk in het omstortingsmateriaal of in de filterspletten bevindt (Het lijkt hiermee ook een prima methode om putten met een zeer ruime omstorting te 'ontwikkelen'). Ook kan de methode gebruikt worden voor het nauwkeurig inbrengen van chemicaliën. Een nadeel van deze methode is dat zij nogal bewerkelijk en derhalve kostbaar is. De Jonge (mededeling 105) beschrijft bij het FLIP/FLOP experiment een onderzoek naar het met een sectieapparaat uit de FLIP2 gepompte materiaal. Peters (dit rapport) beschrijft het effect van sectiegewijs ontwikkelen van een opgeleverde infiltratieput.

### 3.3.4 Jetting

'Jetting' is het met een krachtige waterstraal lossputten van vuil. Het losgewoelde materiaal wordt door gelijktijdig pompen meteen afgevoerd. Ondanks de hoge druk, tot 80 atm, reikt de straal niet dieper dan enkele cm in de omstorting. Deze methode leent zich dus het best indien de put inwendig, of in de filterspletten is verstopt, hetgeen echter meer bij onttrekkingsputten voorkomt. Genoemd kan nog worden een methode waarbij door middel van twee ronddraaiende spuitstukken water onder zeer hoge druk (enkele honderden atm) tegen de filterwand wordt gespoten (Dit is onder meer beschreven door Schuurmans & Steinmetz en Hebbink, mededeling 105). Soms wordt met behulp van een spuitlans, welke in de omstorting wordt gebracht, zelfs de filteromstorting gereinigd. In Nederland zijn met dit laatste nog nauwelijks ervaringen opgedaan. Enige skepsis lijkt op zijn plaats.

### 3.3.5 Surgen en bailen

'Surgen' is het heen en weer bewegen van het water in de formatie door middel van een op en neer gaande zuiger in de stijgbuis of in de filterbuis. Wordt de zuiger vervangen door een puls ('bail') met voetklep dan veroorzaakt de op en neer gaande beweging eveneens een pompeffect, waarmee losgemaakt materiaal kan worden afgevoerd. Voor zover bekend zijn er in Nederland geen ervaringen opgedaan met deze wijze van reinigen van infiltratieputten.

### 3.3.6 Borstelen

Borstelen is uitsluitend geschikt voor het inwendig reinigen van de stijg- en filterbuis. Hebbink (mededeling 105) beschrijft dit bij de RIJP-put. Bij infiltratieputten moet het nut van borstelen sterk worden betwijfeld, aangezien het zelden voor zal komen dat de verstopping uitsluitend in het inwendige van de put gelokaliseerd is. De methode kan goed in combinatie met een andere reinigings-techniek bijvoorbeeld schoonpompen toegepast worden. Het verdient aanbeveling om te borstelen evenwijdig aan de filterspletten (op en neer dus) en tegelijkertijd te pompen.

### 3.3.7 Chloor

Soms is de verstopping zo hardnekkig dat ze met een mechanische reiniging alleen niet is te verwijderen. In een dergelijk geval kan men -na een terugpompomg doch voorafgaand aan de mechanische reiniging- chemicaliën in de put brengen. Een van de gebruikte chemicaliën is chloor of een chloorbevattend middel.

Chloor en chloorbevattende middelen als chloorbleekloog en calciumhypochloriet kunnen worden gebruikt om organische afzettingen weg te branden en in stukken te breken. Bovendien probeert men op die manier aanwezige bacteriën te doden. De toegepaste concentraties bedragen enkele honderden tot soms duizenden milligrammen vrij chloor per liter. Rijk en De Bruin (beide in mededeling 105) beschrijven regeneraties met chloorbleekloog.

### 3.3.8 Zuur

Is er naast een organische eveneens een anorganische verstopping (bijvoorbeeld afzettingen van ijzer- en aluminiumhydroxyden) dan zou wel een zuur (sulfamine- of zoutzuur) ingezet kunnen worden om dit en ander oplosbaar verstoppingsmateriaal te verwijderen. De zuurconcentratie is bij voorkeur zo hoog, dat de pH van het ingebrachte water ongeveer gelijk is aan nul. De ingebrachte hoeveelheid en de wijze van inbrengen dienen net als bij gebruik van chloor voldoende en zodanig te zijn om 20 tot 50 cm in de formatie te kunnen dringen. En dat is nu net het probleem als de boorgatwand verstopt is.

In kalkhoudende formaties kan het gebruik van zuur een enorme ontwikkeling van koolzuurgas tot gevolg hebben waardoor het opgepompte water enorm kan bruisen dan wel 'als vanzelf' naar boven komt ('gaslift'). Bevat de formatie zwavel, dan kan door zuur in te brengen het giftige waterstofsulfide vrij komen. Wellicht ten overvloede wordt er daarom hier nogmaals op gewezen dat het regenereren van putten met chemicaliën onder deskundige leiding dient te geschieden, dan wel dat medewerkers geïnstrueerd zijn over hoe te handelen en welke maatregelen moeten worden getroffen.

### 3.3.9 Eerst chloor, dan zuur

Indien de verstopping grotendeels door bacteriegroei wordt veroorzaakt dan heeft de behandeling met zuur alleen, geen al te groot succes. De oorzaak is, dat het zuur het organische materiaal maar ten dele aantast. Aangezien met chloor niet het anorganische residu wordt aangetast, kan een zuurbehandeling achteraf nuttig zijn. Het chloor verwijdert het organische slijm, welke een afdekkend en inkapselend effect heeft op het anorganische materiaal. Pas nadat dit slijm is verwijderd, kan de zuurbehandeling volledig tot zijn recht komen.

### 3.3.10 Polyfosfaten

Polyfosfaten worden ingezet om kleideeltjes, slib, silt en luchtbellen te verwijderen. Om voldoende agitatie van het water te krijgen combineert men dit wel met de juttertechniek. Aangezien klei- en slibdeeltjes door hun negatieve lading dieper in de formatie doordringen, dient de behandelingsdiepte groter te zijn dan bij chloor en zuur. Een diepte van 50 tot 100 cm zal in de meeste gevallen wel voldoende zijn. Vrijwel altijd wordt aan het polyfosfaat calciumhypochloriet of chloorbleekloog toegevoegd om gelijktijdig eventueel aanwezig organisch materiaal te kunnen verwijderen.

## 4 ENKELE ERVARINGEN MET HET REGENEREREN VAN INFILTRATIEPUTTEN

In dit hoofdstuk zullen enkele (regenereren is nog geen routine) ervaringen met het regenereren van infiltratieputten kort de revue passeren. Getracht zal worden uit de diverse ervaringen tot een aantal aanbevelingen te komen.

### 4.1 WLZK-Pd

De infiltratieput Pd van het WLZK is een aantal malen zowel chemisch als mechanisch gereinigd. Uit de terugval van de weerstand welke hierbij optrad, valt op te maken dat met de toegepaste regeneratiemethode vrij goede resultaten zijn geboekt. Toch is er een aantal kanttekeningen te maken. Uit een uitgevoerde flowmeting bleek dat de volumestroom voornamelijk door het onderste deel van het filter plaatsvindt. Dit geldt zowel voor infiltratie als voor onttrekking. Ook bij regeneratie, zowel chemisch als mechanisch, zal dit optreden. Kortom, bij regeneratie zullen de grootste volumestromen optreden op die plaatsen die het minst aan verstopping onderhevig zijn ('Je maakt schoon wat al schoon is'). Het is dan ook geen goede zaak om terugpompen uit te stellen.

Bij de chemische regeneratie werd de volgende procedure gevolgd. Met behulp van een injectieleiding werd per m' filter, te beginnen onder in de put, 20 liter chloorbleekloog ingebracht. Werd de

bovenzijde van het filter bereikt, dan werd nog 1 m<sup>3</sup> water toegevoegd. Nadat men dit 24 uur had laten staan werd gedurende 2 à 4 uur teruggepompt met een volumestroom van 60 m<sup>3</sup>/uur. Nadere analyse van deze methode doet echter vermoeden dat, door het volumegewicht van ongeveer 1,25 van het chloorbleekloog, alles onder in de put is gezakt en zich daar heeft verspreid, daar is geïnfiltreerd. Bijgevolg is het effect op het bovenste 2/3e deel van het filter waarschijnlijk gering geweest. Dit zou tevens verklaren waarom er zo'n groot deel van de volumestroom door het onderste deel van het filter plaatsvindt. Zie ook de bijdrage over flowmetingen aan dit rapport (Peters et al, mededeling 106) en de bijdrage van De Bruin (mededeling 105).

Gezien het bovenstaande is overwogen de putten sectiegewijs schoon te pompen of een chemische regeneratie uit te voeren, waarbij chloorbleekloog of zoutzuur met behulp van een sectieapparaat onder druk in de omstorting wordt gedrongen. Gezien het feit dat de put vooral bovenin verstopt is zou men dan aan de bovenkant van het filter dienen te beginnen.

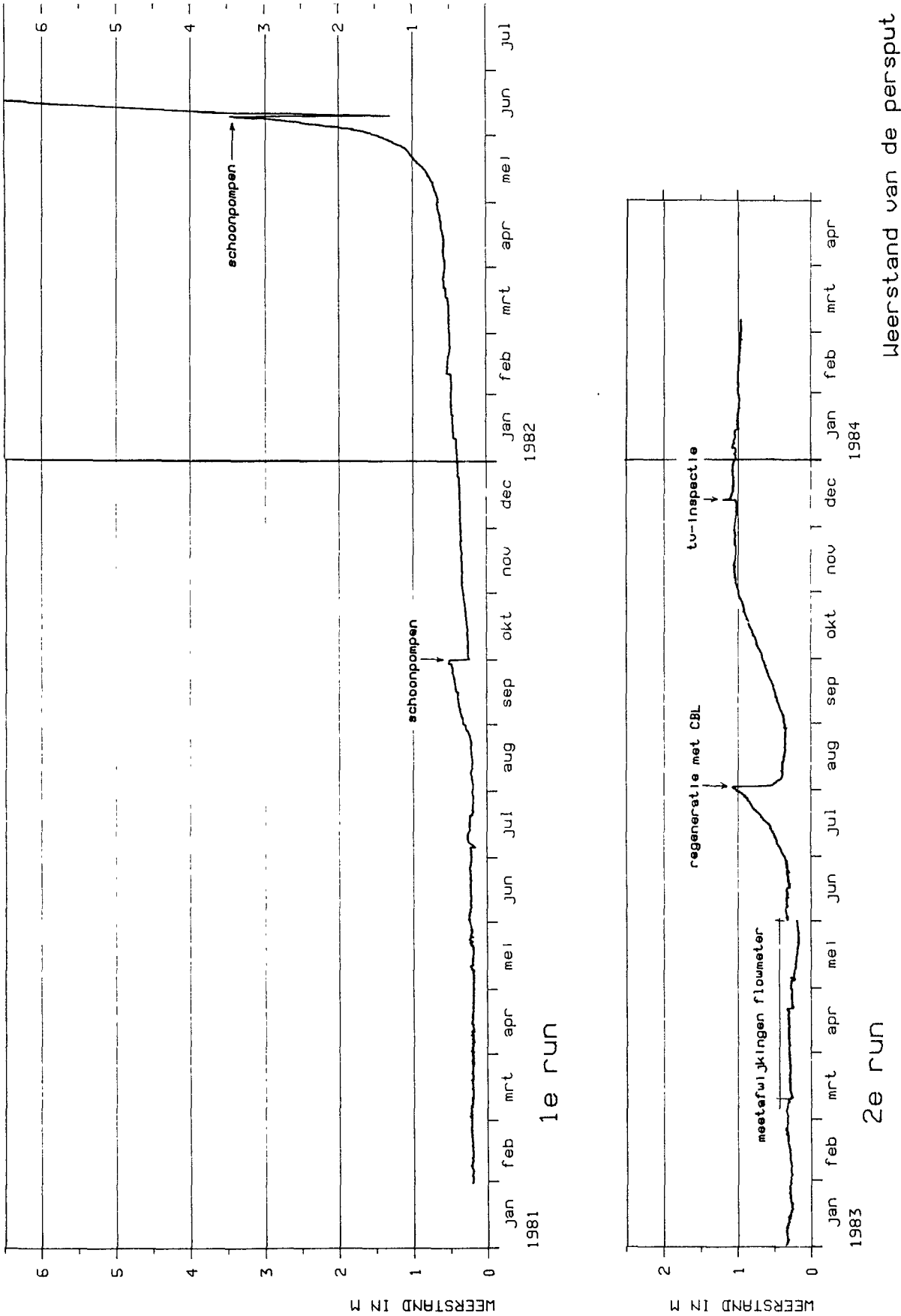
Een andere mogelijkheid is het te gebruiken chemische middel eerst voldoende te verdunnen, zodat het soortelijk gewicht niet belangrijk afwijkt van dat van water. Er dient per m' dan zoveel ingebracht te worden dat de boorgatwand tenminste wordt bereikt. Daarnaast kan het rendement van een chemische regeneratie nog worden verhoogd door voorafgaand terug te pompen. Een deel van het verstoppend materiaal is dan al verwijderd voordat de chemicaliën worden toegevoegd. Dit laatste is uitgevoerd (Meijer et al, 1988). Er kon sterk (80%) worden bespaard op de hoeveelheid chloorbleekloog met eenzelfde effect.

#### 4.2 GW-put

Schuurmans en Steinmetz (mededeling 105) en Steinmetz (1986) beschrijven dat enkel door het in de put brengen van chloorbleekloog de weerstand afneemt. De infiltratie is gestart op 26 januari 1981. Bij inspectie van de put met behulp van een onderwatercamera bleek dat zich in de filterspletten, maar ook in de stijgbuis veel vlokvormig materiaal had afgezet. Labora-



toriumonderzoek wees uit dat ijzerbacteriën hiervoor verantwoordelijk gesteld konden worden. Nadat de put door middel van jetting en sectiegewijs schoonpompen grondig was gereinigd werd op 22 december 1982 de infiltratie hervat. De gemeten weerstand bleef onveranderd tot juli 1983, toen een lichte aangroei in de filterspletten werd geconstateerd en de weerstand snel toenam totdat in augustus van dat jaar door een snelle injectie van 20 liter chloorbleekloog de opgebouwde weerstand voor het grootste deel werd weggenomen en de weerstand op het oude niveau terugkeerde (figuur 1). Het chloorbleekloog werd toegediend door het eenvoudigweg boven in de put te brengen. Verwacht mag worden dat het zich op de weg naar beneden met het infiltratiewater heeft vermengd, zodat het over de volle lengte van het filter heeft gewerkt. In september trad weer een toename in, welke in november plotseling tot stilstand kwam. Uit eerder ervaringen was gebleken dat krachtig terugpompen en jutteren met perslucht goede mechanische regeneratiemethoden zijn. Om deze redenen werd de putkop luchtdicht uitgevoerd en de put van een terugpompinstallatie voorzien, waardoor jutteren eenvoudig kon worden toegepast. Tijdens de eerste proeven is 4 maal teruggepompt. In eerste instantie het min of meer experimenteel schoonpompen om een geringe verstopping te verwijderen. Op 30 september 1981 werd gedurende 1,5 uur teruggepompt met een volumestroom van ca 80 m<sup>3</sup>/uur. Hierdoor werd de weerstand, welke sinds het begin van de infiltratie met ca 30 cm was toegenomen, vrijwel geheel op het initiële niveau teruggebracht. Ook in juni 1982 werd teruggepompt, doch dit bleek nauwelijks effect te hebben op de weerstand. Dit kon worden verklaard uit de op gang gekomen bacteriële verstopping. Enige dagen later werd de put stilgezet teneinde een algehele regeneratie te kunnen uitvoeren. Door middel van 'jetting' werden stijgbuis en filter schoongespoten en vervolgens schoongepompt. Vervolgens werd het filter sectiegewijs gereinigd. Deze combinatie van mechanische regeneratiemethoden bleek voldoende om de weerstand op het oorspronkelijke niveau terug te brengen.



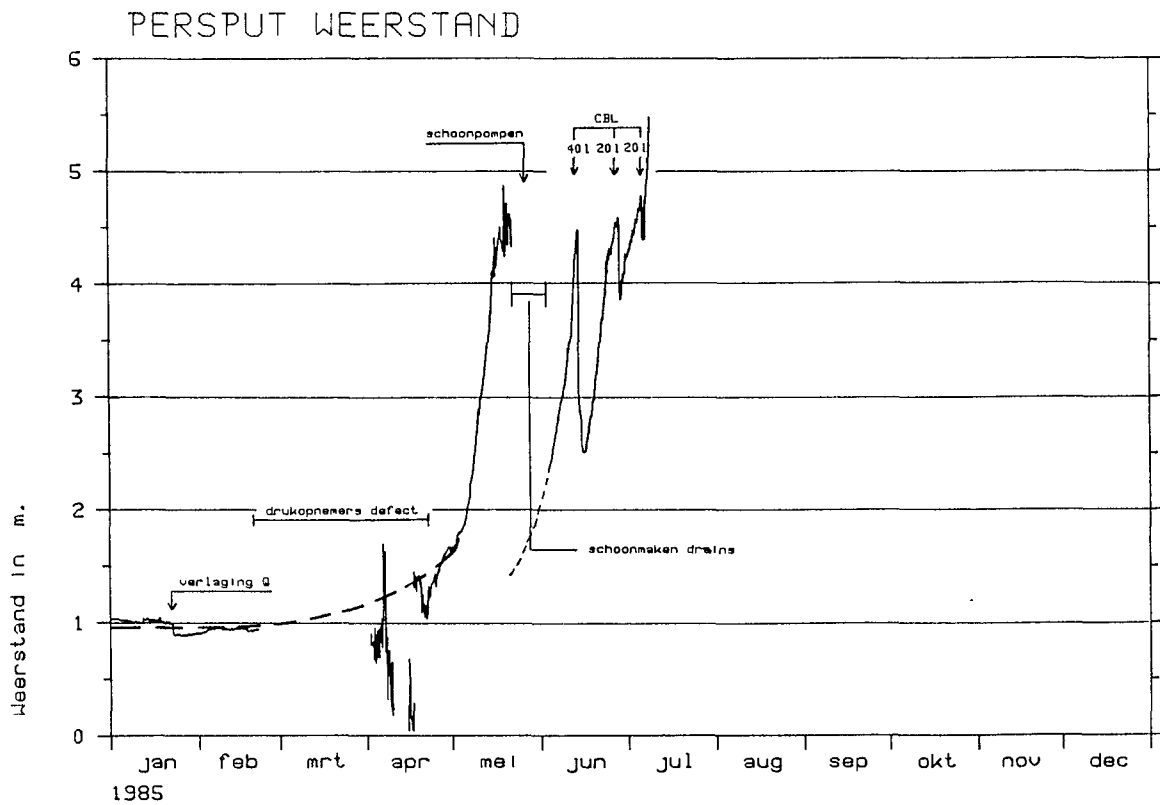
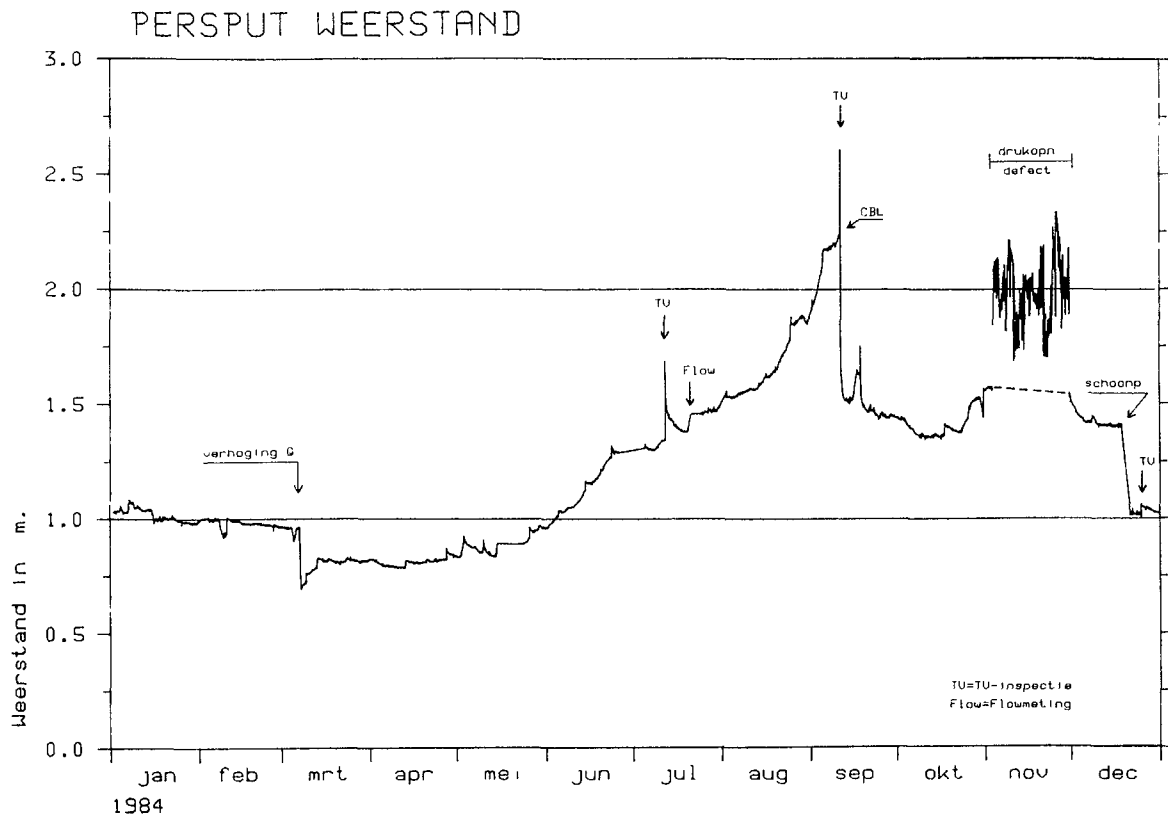
Figuur 1 - Verloop weerstand (Schuurmans en Steinmetz, 1984)

Weerstand van de persput

In de zomer van 1983 is dus een relatief geringe hoeveelheid chloorbleekloog (20 liter met een 10% oplossing) in de put gebracht. Hierdoor zakte de weerstand tot het oude niveau terug. De ingebrachte chemicaliën werden niet verwijderd. Een maand na deze regeneratie nam de weerstand weer toe om tot stilstand te komen op het moment dat de temperatuur van het infiltratiewater daalde. Op 10 september 1984 vond een regeneratie met behulp van chloorbleekloog plaats, waardoor de weerstand onmiddellijk met ruim 1 m afnam (figuur 2). Met behulp van een onderwatercamera bleek echter dat de filterspletten nog even vervuild waren als voor de behandeling met chloorbleekloog. Op 13 en 14 december werd de put schoongepompt en wederom een tv-inspectie uitgevoerd. Geconstateerd werd dat de filterspletten nog steeds flink vervuild waren. In de loop van 1985 werd de put wederom geregenereerd door middel van schoonpompen, waardoor de gemeten weerstand terugliep van ca 5 m tot ca 1,5 m. Echter, binnen enkele dagen liep de weerstand weer op. Regeneratie met chloorbleekloog hielp niet meer en op 10 juli 1985 werd de infiltratieproef gestaakt.

Het inbrengen van chloorbleekloog ging als volgt. Vanuit de jerrycan werd het van boven langs de valbuis in de put gebracht. Hierdoor kreeg het de kans zich met het infiltratiewater te vermengen voor het het filter bereikte (De stijgbuis heeft een lengte van ca 100 m) De verdeling van het chloorbleekloog over het filter is waarschijnlijk dan ook gelijkmatiger geweest dan bij de regeneraties van de put Pd van het WLZK.

Het verloop van de weerstand tijdens de twee infiltratieruns en de diverse regeneraties zijn grafisch weergegeven in de figuren 1 en 2. Deze figuren zijn ontleend aan rapportages van Steinmetz en Schuurmans.



Figuur 2 - Verloop weerstand (Steinmetz, 1986)

## 5 OPMERKINGEN

### 5.1 Regeneratie met andere chemicaliën

Bij regeneratie met chloorbleekloog kunnen gechloreerde koolwaterstoffen worden gevormd, hetgeen een belasting van het milieu betekent. Omdat waterstofperoxide minder schadelijke ontledingsproducten geeft, namelijk water en zuurstof, is in 1983 door het KIWA een regeneratieproef met dit middel uitgevoerd op een winput te Alphen aan de Rijn. Voor zover kon worden nagegaan is waterstofperoxide nog niet gebruikt voor het regenereren van infiltratieputten. Hoewel er enige voorzorgsmaatregelen nodig zijn bij het gebruik van dit middel bleek dat het bij putregeneratie goede resultaten geeft. Organisch en anorganisch materiaal werd geoxideerd en kon door terugspoelen worden verwijderd. Na toepassing van deze methode, in combinatie met luchtlichten en langdurig schoonpompen, bleek de specifieke volumestroom (volumestroom per m' afpompings) 117% ten opzichte van die bij oplevering te bedragen. Dit hoge regeneratierendement doet vermoeden dat de betreffende put voor oplevering niet voldoende ontwikkeld is.

Hoewel het te overwegen valt eens een infiltratieput met behulp van waterstofperoxide te regenereren, dient toch een aantal kanttekeningen gemaakt te worden. Bij de ontleding van H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> komen, naast water, gas (zuurstof) en warmte vrij. Bij een regeneratie van een winput in Deventer in 1977 spotten ca 20 minuten na het inbrengen enige kubieke meters water uit de put met een temperatuur van 60 °C. Om dit soort gebeurtenissen te voorkomen, dient de concentratie H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> niet te hoog te zijn. Een 6 à 7 % oplossing lijkt voldoende. Daarnaast verdient het aanbeveling het peroxide in gedeelten toe te voegen met tussendoor enige m<sup>3</sup> water.

Uit de literatuur kan worden afgeleid dat H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> vooralsnog niet kan worden toegepast bij diepten groter dan circa 50 m. Waarschijnlijk hangt dit samen met de snelle ontleding ervan.

Membranen van hyperfiltratie-installaties worden wel met succes geregenereerd met Natron-loog (Schipper, persoonlijke mededeling). Het valt te overwegen het effect bij infiltratieputten te

onderzoeken.

## 5.2 De temperatuur

Omdat bacteriegroei zich vooral lijkt te manifesteren als de watertemperatuur boven 10 °C komt zou onderzocht kunnen worden of de temperatuur niet met behulp van een warmtepomp teruggebracht kan worden. Hiermee kan warmte-energie aan lucht of water worden onttrokken en in een andere vorm worden omgezet, waarbij het rendement hoog is. Een voordeel van dual-purpose toepassing ('seizoensopslag') is dat veelal in de winter -met lage temperaturen- wordt geïnfiltreerd. In de zomer is de onttrekkingsperiode. Feitelijk ook een langdurige opschoning door terugpompen.

## 5.3 Afvoer van het water

Het verdient aanbeveling (voor zover mogelijk) reeds in het ontwerpstadium van een infiltratiesysteem rekening te houden met het regenereren. Door ook de kwaliteit van het infiltratiewater als het ware te 'ontwerpen' dan wel andere maatregelen te treffen, kan de regeneratiefrequentie op een acceptabel niveau worden gebracht. Zowel het voorbehandelen van infiltratiewater als het regenereren kan, na enige aannamen, economisch worden gekwantificeerd. Uit het daarna te formuleren optimalisatievraagstuk kan dan onder andere de waterkwaliteit worden opgelost.

Hierbij dient eveneens aandacht geschonken te worden aan het eventueel chemisch regenereren. Gezien de milieubelasting die dit met zich meebrengt ('wat blijft er in de put achter en waar moet het teruggepompte water naar toe?') verdient het de voorkeur zoveel mogelijk mechanisch te regenereren. Noodzakelijk is voor de afvoer van het water aparte leidingen te hebben. Bij de Hoogovens-put wordt het regeneratiewater (jutteren en schoonpompen) op het bedrijfsriool gebracht (Krabbendam, mededeling 105).

#### 5.4 Dosereren versus tijdelijk toevoegen

Rijk beschrijft dat met een dosering van 0,6 mg/l verstopping door bacteriegroei kan worden onderdrukt. Schuurmans en Steinmetz hebben gevonden dat tijdelijke dosering van chloorbleekloog alleen tijdelijk verlichting geeft. Een voorzichtige conclusie is dat het van belang is blijvend omstandigheden te creëren (voor bacteriën) waaronder ze niet gedijen. Tijdelijk kan dat door een dosering of het wegnemen van het voedselaanbod voor de bacteriën. Een reden waarom het regenereren door de infiltratie tijdelijk te onderbreken, onderzocht zou kunnen worden. Het werkt wel, zo zijn de ervaringen.

#### 5.5 Gegevensregistratie

Voor een goede diagnose van putverstopping zijn meetreeksen van stijghoogten noodzakelijk. Het verdient daarom aanbeveling de metingen grafisch weer te geven zodat snelle interpretatie mogelijk is. Door automatisering van de metingen (zoals beschreven door Krabbendam; Schuurmans & Steinmetz; Rijk) kan met terminal-instructies de put worden bestuurd. Ook is het mogelijk allerlei checks in te bouwen. Een te hoog peil in een put kan zo tijdig worden gesignaleerd.

### 6 LITERATUUR

- Buijinck, P.L. en H.G. de Jonge, Het FLIP-FLOP project: diepinfiltratie van voorgezuiverd Maaswater bij de Duinwaterleiding, Deelrapport 3; "Putverstopping en regeneratie", sept. 1987 (concept)
- Hamlin, S.N., Hydraulic/chemical changes during ground-water recharge by injection, Ground Water, Vol. 25, No. 3, 1987
- Kieft, J.W. (1984) Het infiltratieproject bij het pompstation Haren, pp 93 - 122, KIWA-mededeling 79
- Kraa, H.J.L. de, Experiment putinfiltratie op Goerree-Overflakke, KIWA-mededeling nr.79, pp.299-306

- Mulder, M.A.A. en J.H. Peters, Ervaringen met regeneratie van infiltratieputten in Nederland, KIWA-rapport SWE 87.016, november 1987.
- Olsthoorn, T.N. Verstopping van persputten, KIWA mededeling nr. 71, 1982
- Peters, J.H., M.A.A. Mulder en J. Jalink, Flowmetingen uitgevoerd in Nederlandse infiltratieputten ter bepaling van de verdeling van de volumestroom over de filterhoogte, KIWA SWE 87.015, november 1987
- Steenwijk, J.M. van (1986) Putregeneratie met waterstofperoxide, KIWA-rapport SWE 86-009
- Steinmetz, J.J., Appendix A: metingen van de jaren 1984 en 1985, feb. 1986 (behorende bij Diepinfiltratie in de duinwaterwinplaats van gemeentewaterleidingen, mei 1984)
- Vakgroep Analytische Chemie en Vakgroep Hydrologie, Chemisch-fysische eigenschappen van waterstofperoxide en de beschrijving van een regeneratie van een waterwinput met dit reagens, KIWA SWI-83.124, sept. 1983





## ONTWERP VAN EEN DIEPINFILTRATIESYSTEEM PROJECTMATIGE AANPAK MET KENGETALLEN

J.H. Peters  
KIWA NV, Nieuwegein

### 1 SAMENVATTING

Diepinfiltratie bevindt zich op de drempel van proeven met enkele putten naar projecten op bedrijfs- of praktijkschaal. Hiermee zal in hoofdzaak oppervlaktewater worden omgevormd -via bodempassage- naar een uit oogpunt van zowel kwaliteit als kwantiteit betrouwbare bron voor drinkwater. In het proces van gedachtenvorming tot daadwerkelijke realisatie kristalleert het een en ander zich uit. Hoe moeten of kunnen de projecten er uitzien en welke aspecten zijn daarbij -bij ontwerp en effectenstudies- belangrijk. Het is niet de bedoeling om een blauwdruk voor een ontwerp te geven, zo dat al mogelijk zou zijn. Een pleidooi voor een projectmatige aanpak bij het ontwerp van een diepinfiltratiesysteem (DIS).

### 2 EEN BEETJE INLEIDING

In het algemeen ziet men infiltratie met putten als 'het veelbelovende alternatief' voor uitbreidingen van open infiltratie, de infiltratie van voorgezuiverd oppervlaktewater met bekkens, geulen, pannen of panden. Op dit moment wordt in Nederland ongeveer 160 miljoen m<sup>3</sup> per jaar geproduceerd uit oppervlaktewater via open infiltratie. Dit is 15% van het totale drinkwaterverbruik. Diepinfiltratie heeft de voorkeur boven open infiltratie omdat hierbij de invloeden op de natuurwaarden van de omgeving verondersteld worden geringer te zijn dan bij open infiltratie. Concrete diepinfiltratieprojecten zijn opgenomen in het Derde Tienjarenplan 1989 van de VEWIN. Hierin beschrijft de bedrijfstak de benodigde realisering van produktie-middelen om voor de middellange termijn - de nieuwe planperiode loopt tot het jaar 2000- in de vraag naar

drinkwater te kunnen voorzien. Een overzicht van de veranderingen van de productiecapaciteiten met betrekking tot infiltratie is weergegeven in tabel 1 (in miljoen m<sup>3</sup> per jaar).

Tabel 1 - Verandering van productiecapaciteit (in miljoen m<sup>3</sup>/jaar) mbt infiltratie en winning, zoals voorzien in 3e Tienjarenplan VEWIN, 1989; PWN, Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland; WLZK, Waterleidingbedrijf Zuid Kennemerland; LDM, NV Leidsche Duinwater Maatschappij nu EWR; DWL-dH, Duinwaterleiding van 's-Gravenhage

Project	Cap 1988	Cap 2000	Uitbreiding	
			Open	Diep
Hooge Berg (PWN)	0,2	-	-	-0,2
Watervlak-1 (PWN)	-	5,0	-	5,0
Watervlak-2 (PWN)	-	5,0	-	5,0
Diepinfiltratie (PWN)	-	16,0	-	16,0
Overveen (WLZK)	1,1	-	-1,1	-
Overveen-diep (WLZK)	-	8,9		8,9
Katwijk (LDM)	14,2	21,0	6,8	-
Katwijk-diep (LDM)	-	8,6	-	8,6
Scheveningen (DWL-dH)	-	12,0	-	12,0
			5,7	55,3

In het Derde Tienjarenplan zijn dus voor het jaar 2000 uitbreidingen voorzien in infiltratieprojecten met een totale capaciteit van 61 miljoen m<sup>3</sup> per jaar. Bijna 91% van deze uitbreiding betreft diepinfiltratie. De diepinfiltratie-projecten zullen gefaseerd worden uitgevoerd. Voor 13 miljoen m<sup>3</sup> per jaar is reeds vergunning verleend. Hiervan is 5 miljoen m<sup>3</sup> per jaar tijdelijk. Naast de in het Derde Tienjarenplan genoemde projecten, moet ook het diepinfiltratieproject van Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GW) worden gememoreerd. Door GW worden ook studies uitgevoerd, gericht op diepinfiltratie op praktijkschaal.

Alle projecten dragen het karakter van zowel proef als praktijk. Bij sommige overheerst het proefkarakter. Bij andere zal het diep-infiltratieproject al snel in een groot deel van de produktie moeten voorzien. Mede hierdoor zullen de te maken projecten verschillen zoals ook de open infiltratiesystemen verschillen.

### 3 AFBAKENING

Onder een diepinfiltratiesysteem (DIS) wordt verstaan een aantal infiltratie- én winputten met daarbij het totaal aan leidingen. Deze worden aangelegd voor de aan- en afvoer van water (én terugpomp- én regeneratiewater) en stroomvoorziening maar ook voor meet- en regeltechniek of bijvoorbeeld voor perslucht (ten behoeve van het terugpompen met luchtlift of het regenereren met jutteren). Deze bijdrage beperkt zich tot DIS ten behoeve van de watervoorziening.

### 4 KENGETALLEN VAN HET PROJECT

Het ontwikkelen van een project dient altijd te gebeuren binnen randvoorwaarden als termijn, lokatie en kosten. Kosten als een randvoorwaarde houdt direct budgettering in. Vooral de randvoorwaarde 'termijn' vraagt een duidelijk projectmatige aanpak; een plan, een planning en een projectleider. Het is zaak het project te definiëren en te beschrijven in een projectplan, dat intern -bij het waterleidingbedrijf- en extern -bijvoorbeeld met de vergunningverlener- kan worden besproken. Waar moet in zo'n plan aandacht aan worden gegeven (naast aspecten van planning, overleg en voortgangsbewaking)? Ik noem dit de kengetallen van het project

- grootte, fasering
- lokatie
- diepte
- proef of praktijk
- doelstellingen (programma van eisen)
- relatie met andere produktiemiddelen

- kwaliteit van het water dat wordt geïnfiltreerd
- milieu-effecten

Duidelijk mag zijn dat een antwoord moet komen op de vragen

- Wordt het een proef- of praktijkproject. Wordt er vergunning aangevraagd voor een proef (tijdelijke vergunning) of voor praktijk (definitief). Wordt er na een bepaalde periode geëvalueerd en wat kan het resultaat van zo'n evaluatie inhouden.
- Hoe zijn de relaties met overige produktiemiddelen. Is er op den duur afbouw, inwisseling, inpassing of vervanging. Dit hangt nauw samen met fasering.
- Welk water wordt aangevoerd, hoe is de kwaliteit daarvan nu en in de toekomst.

Het is zaak ook de overige kengetallen te beschrijven in een projectplan. Pas als de kengetallen vastliggen, heeft het project een vaste koers. Immers, het vroegtijdige overleg tussen alle disciplines (technische maar bijvoorbeeld ook ecologische) is dan al in een beginstadium gevoerd. Getracht zal worden dit te illustreren met beschouwingen over de volgende kengetallen

- grootte en fasering
- doelstellingen
- lokatie

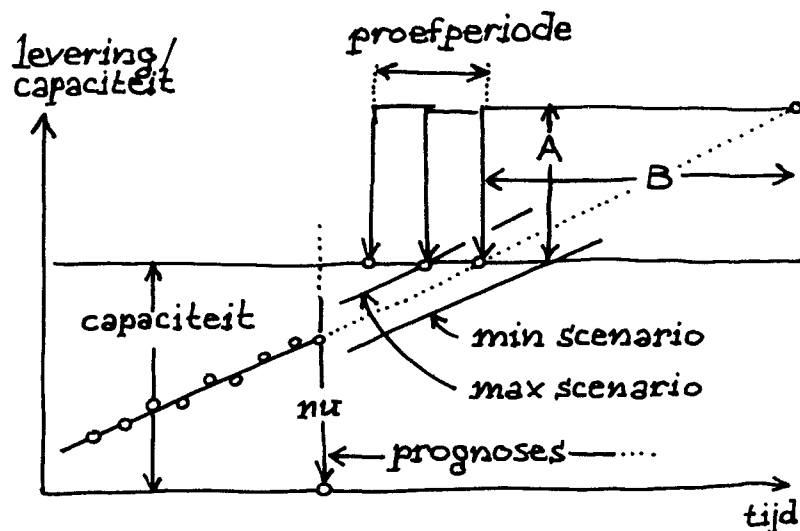
## 5 GROOTTE, OMVANG, FASERING

Vragen met betrekking tot omvang, fasering en ingebruikname (inschakeling) zijn treffend te illustreren met 'behoefte-dekkingsgrafieken', diagrammen (zie figuur 1) inzake capaciteitsplanning waarin wordt weergegeven

- op de horizontale as de tijd (in jaren) en
- op de verticale as de leveringen en de capaciteit (technisch (gezien de kwaliteit en kwantiteit van de produktiemiddelen) of voor wat betreft vergunning).

De 'ingebruikname' is afhankelijk van

- de mogelijkheid om tijdelijk in een grotere vraag te kunnen voorzien door rek in de technische middelen, uitgaand boven de vergunningscapaciteit
- de wil om vooruitlopend op de eigenlijke start al een aantal jaren ervaring op te kunnen doen, om te kunnen proefdraaien terwijl de capaciteit nog niet nodig is. Deze wil of zelfs noodzaak wordt natuurlijk bepaald door de grootte van het project in relatie tot de bestaande capaciteit. Een project van 10 miljoen m<sup>3</sup> op een totaalcapaciteit van 50 miljoen m<sup>3</sup> per jaar noopt minder daartoe dan een project van 10 miljoen m<sup>3</sup> per jaar op een totaal van 15 miljoen m<sup>3</sup> per jaar.



Figuur 1 - 'Wanneer klaar en hoe groot?'

Het mag duidelijk zijn dat een periode van bijvoorbeeld 5 jaar van 'nu' tot aan het tijdstip van noodzakelijke capaciteitsuitbreiding, gering is om een project tot ontwikkeling te brengen. Vooronderzoek, proeven, rapportage, ontwerp en bouw ('alleen buiten de broedseizoenen?') kosten tijd. Veel tijd.

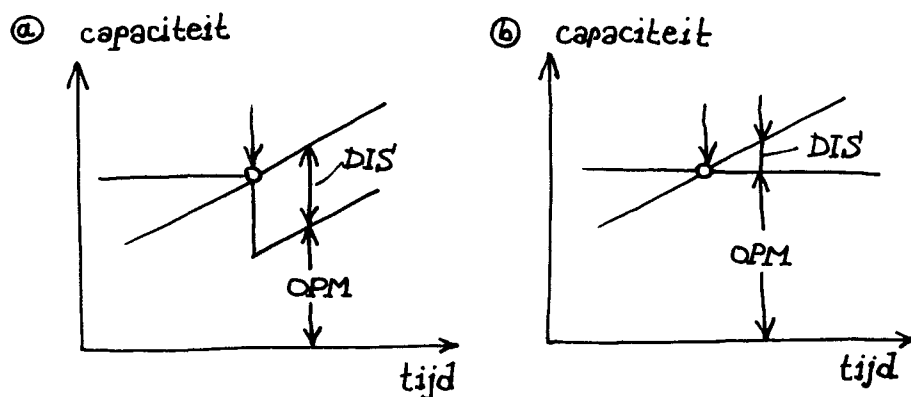
Bepaling van de omvang van het project (de uitbreiding in productiecapaciteit) is gecompliceerd. Dit wordt bepaald door

- overeenkomsten over (en gros-) leveringen tussen bedrijven

- reorganisaties op het gebied van de watervoorziening
- lange termijnbeleid met betrekking tot andere, reeds bestaande produktiemiddelen
- groeiverwachtingen en
- mogelijkheden of wensen met betrekking tot fasering (bijvoorbeeld in verband met financiering of een hernieuwde aanslag op natuurwaarden)

Het is dus zaak om antwoord te hebben op de vraag waarom een uitbreiding in capaciteit ter grootte van A wordt gerealiseerd die dus (naar verwachting) voldoende is voor B jaar.

Van belang voor het ontwerp is ook de vraag hoe na de start van het project in een dan nog stijgende vraag zal worden voorzien. Het DIS kan momentaan en maximaal in gebruik worden genomen, zie figuur 2a.



Figuur 2 - Verdeling van produktie over DIS en overige produktiemiddelen (OPM)

De overige produktiemiddelen moeten dan instantaan worden teruggeschroefd. Een groei in de vraag kan men hiermee weer opvangen. Met het bedrijven van deze middelen bestaat immers al lange tijd ervaring. Een andere optie is een 'vollopend' of groeiend DIS. Hierbij wordt DIS geleidelijk belast cq in produktie genomen. De overige produktiemiddelen worden dan constant bedreven, zie figuur

2b. Er zou een voorkeur kunnen bestaan voor de eerste mogelijkheid.  
Immers

- het verleden heeft bewezen dat een groei en fluctuatie in de vraag met bestaande middelen kan worden opgevangen; daarmee is ervaring
- een DIS is nieuw. Met het bedrijven daarvan is weinig of geen ervaring. Dit pleit ervoor het DIS op een constant niveau in te schakelen en
- evaluatie van DIS (bijvoorbeeld in opdracht van de vergunningverlener) is naar verwachting eenvoudiger als het instantaan wordt 'bijgeschakeld' en constant wordt bedreven.

## 6 LOKATIEKEUZE

Een keuzeprocés dat nogal wat structurering vraagt is de keuze van de lokatie. Feitelijk moet worden vastgelegd wie kiest (op basis waarvan) en wanneer. Niet te vroeg maar zeker ook niet te laat om te voorkomen dat voor 10 lokaties en 20 scenario's 30 varianten moeten worden doorgerekend. Uitgangspunt zou naar mijn mening moeten zijn de constatering dat naar alle waarschijnlijkheid niet één lokatie door alle betrokkenen en belanghebbenden als de meest geschikte lokatie kan worden aangemerkt. De les hieruit is dat niet de beste lokatie moet worden gezocht maar de minst slechte. Of zoals het met betrekking tot 'Decision-making' wel geformuleerd is

A decision-maker won't say 'tell me what to do'. He should only be interested in 'what not to do'. Since decision-making is 'to avoid bad decisions'.

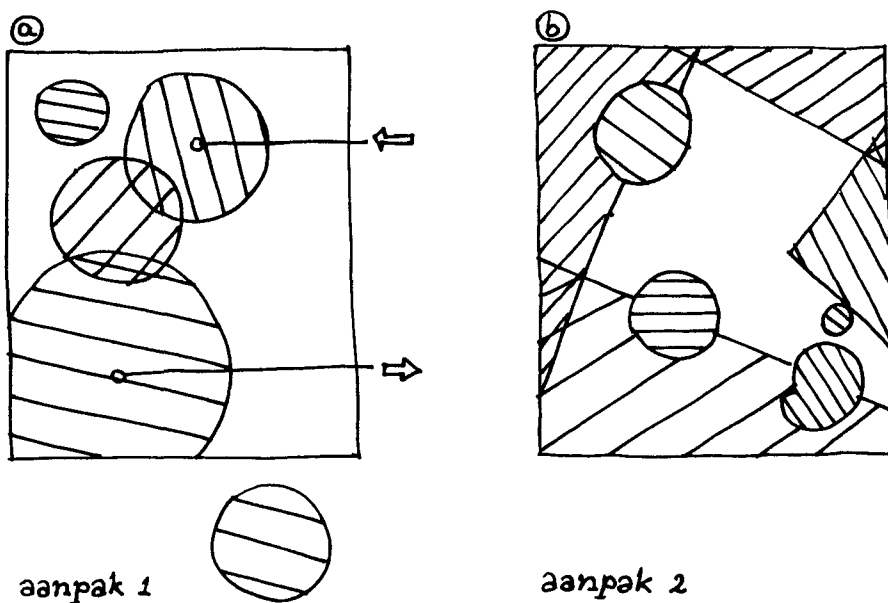
Met betrekking tot het proces van keuze van de lokatie is dit als volgt te illustreren. Hierbij wordt gesproken over twee aanpakken die nogal tegenstrijdig lijken.

Aanpak 1 - Op zoek naar de beste

Alle belanghebbenden en betrokkenen (technici, terreinbeheerders, vergunningverleners) zou men kunnen benaderen met de vraag binnen een groot nader omschreven gebied deelgebieden aan te wijzen naar



welke de voorkeur uitgaat. Iedereen moet bijvoorbeeld minstens 25% aanwijzen als geschikt of acceptabel. Die zou men kunnen aangeven op een kaartje als in figuur 3a. De afstand van het DIS tot een bestaand en vast aanvoerpunt van het infiltratiewater moet bijvoorbeeld niet te groot zijn. De afstand tot de zuivering van het opgepompte water ook niet. Er zijn wellicht lokaties aan te wijzen waar al veel vooronderzoek is gedaan, waar de ondergrond geschikt is (in verband met doorlaatvermogen) of waar natuurwaarden als gering worden beoordeeld. Het risico (bij deze aanpak) dat dit leidt tot een niet door elke partij gedragen keuze is niet gering. Er is wellicht geen overlap van alle deelverzamelingen. In zo'n geval is een andere aanpak te overwegen.



Figuur 3 - Structurering van het proces van keuze van de lokatie; fig a symboliseert aanpak 1 ('op zoek naar de meest geschikte lokatie', gearceerd gebied is geschikt), fig b aanpak 2 ('op zoek naar de minst slechte lokatie', gearceerd gebied is ongeschikt)

Aanpak 2 - Op zoek naar de minst slechte

Om te voorkomen dat er slechte keuzes worden gemaakt, is het een andere optie om belanghebbenden en betrokkenen te benaderen met de

vraag welke lokaties absoluut onverstandig zijn. Om welke reden dan ook. Bijvoorbeeld omdat daar afscheidende kleilagen ontbreken, brak water in het watervoerende pakket aanwezig is, er sprake is van kwetsbare en waardevolle vegetaties of erg veel leidingaanleg noodzakelijk is. Deze variant maakt het mogelijk om sneller in te zoomen op geschikte lokaties, op een wijze zodat meer steun van betrokkenen kan worden verwacht. Binnen die mogelijkheden kan dan alsnog naar de meest geschikte worden gezocht.

## 7 DOELSTELLINGEN

Open infiltratie (OI) is in Nederland eerst in de 50-er jaren goed van de grond gekomen. Echter, het onderzoek naar OI kwam eigenlijk pas in de jaren 60 en 70 op gang. Op dit moment is er veel kennis van OI. Het is geen boude bewering te stellen dat de huidige kennis van diepinfiltratie uitgebreider is dan die van OI toen men daarmee op grote schaal begon. Toen hadden we slechts gegronde redenen om aan te nemen dat OI 'werkte' en goed vertrouwen in de natuurlijke processen bij de bodempassage.

Er zit een ontwikkeling in de redenen, doelstellingen van kunstmatige infiltratie. Vroeger was dat een mix van kwaliteitsverbetering en voorraadvorming. Mede door de sterke verbetering van de kwaliteit van het infiltratiewater, is het eerste minder belangrijk geworden.

Beide doelstellingen zijn te kwantificeren en dat is ook nodig voor het ontwerp van een infiltratiesysteem. Is kwaliteitsafvlakking (door spreiding in verblijftijden) belangrijk? Zo ja, hoeveel. Is voorraadvorming in verband met seizoensopslag dan wel om redenen van kwantiteit of calamiteit, belangrijk? Zo ja, hoeveel. Het zal nodig zijn het begrip 'calamiteit' (leidingbreuk, verontreiniging van de innamebron) nader te definiëren in termen van ernst en duur. Wat wordt hieronder verstaan? Ook moet worden nagedacht over de wijze waarop het project zal worden bedreven. Wellicht bestaat zelfs de mogelijkheid om -als de infiltratie moet worden gestopt-

tijdelijk ook de winning te staken en op een andere wijze in de produktie te voorzien. Ook zal aan de orde komen de vraag 'waarom (nog) diepinfiltratie?'

In ontwerp- en bouwfase zal er sprake zijn van randvoorwaarden en beperkingen. Deze hebben bijvoorbeeld te maken met ruimtebeslag, wanneer mag worden gebouwd, wijze van uitvoering, chemicaliën-gebruik (voor het opschonen van de putten) en afvoer van het teruggepompte water. Het is zaak daarover al in een vroeg stadium duidelijkheid te hebben.

## 8 CONCLUSIES

Het ontwerp -maar ook de bouw- van een DIS, vertoont alle kenmerken van een project. Zo'n project kan alleen succesvol worden als in het beginstadium ('definitiefase') duidelijk wordt wat wordt beoogd (programma van eisen) en hoe men het systeem wil bedrijven. Doelstellingen, randvoorwaarden en beperkingen leiden 'als vanzelf' tot het ontwerp.

## HOEVEEL INFILTRATIEPUTTEN?

J.P. van der Eem  
KIWA N.V.

### 1 INLEIDING

"Hoeveel infiltratieputten heb ik nodig?" Een vraag die de ontwerper van een diepinfiltratiesysteem zal moeten beantwoorden. Kiest hij er te weinig dan zullen de putten snel verstopten, moeten ze vaak gereinigd worden en zullen ze snel afgeschreven zijn. Kiest hij er te veel dan zal de verstopping geen al te grote problemen opleveren. De kosten kunnen echter danig uit de hand lopen.

Hoe kunnen we nu op een verantwoorde wijze het aantal infiltratieputten vaststellen? Olsthoorn (1982) heeft hier ruim aandacht aan besteed. Hij zoekt naar een economisch optimum. Voordeel hiervan is dat de kosten voor het afwijken van het optimum becijferd kunnen worden. Weloverwogen beslissingen zijn daardoor mogelijk. De beschouwingen van Olsthoorn zijn, door het ontbreken van een bestaand praktijkvoorbeeld, abstract. Van der Eem en Peters (1986) hebben voor het diepinfiltratieproject Watervlak van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland de door Olsthoorn aangegeven ontwerpmethodiek praktisch uitgewerkt.

In dit artikel wordt voor twee extreme situaties aangegeven op welke wijze het aantal infiltratieputten vastgesteld kan worden. In eerste instantie wordt uitgegaan van een zeer goede kwaliteit infiltratiewater. De infiltratieputten verstopten daardoor langzaam. Aangenomen wordt dat de putten niet gereinigd worden. Vervolgens wordt een situatie geanalyseerd waarbij een relatief snelle verstopping optreedt. De kosten voor het reinigen van de putten hebben dan invloed op het aantal te plaatsen infiltratieputten.

Voor beide situaties wordt aangegeven hoe men de optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand kan bepalen. Op basis van deze volumestroomdichtheid kan eenvoudig het aantal infiltratieputten worden vastgesteld. De methode resulteert in rekenregels waarmee de invloed van bijvoorbeeld het verbeteren van de voorzuivering

snel kan worden beoordeeld.

## 2 ONTWERPCRITERIA

De technische levensduur van een infiltratieput wordt door drie factoren bepaald:

1. de snelheid waarmee de put verstopt,
2. het effect van putreiniging en
3. de mate waarin de put mag verstopten.

De snelheid waarmee de put verstopt wordt gekarakteriseerd door de genormeerde verstoppingssnelheid. Dit is de toename van het stijghoogteniveau in de put per tijdseenheid als infiltratie plaatsvindt met een volumestroomdichtheid van 1 m/h op de boorgatwand en bij een temperatuur van 10°C. Deze verstoppingssnelheid kan uit de meetresultaten van een infiltratieproef worden bepaald (Van der Eem, 1989). Bij veel proefputten wordt een relatief snelle toename van de verstoppingsweerstand geconstateerd. Daarom vindt een tussentijdse reiniging van de putten plaats. Indien door tijdelijk te onttrekken de stromingsrichting wordt omgekeerd, spreken we van schoonpompen. Bij een meer intensieve reiniging, zoals jutteren met perslucht of een chemische reiniging, spreken we van regeneratie van de infiltratieput. De verstoppingssnelheid en het effect van schoonpompen en regenereren bepalen tezamen de mate waarin de weerstand van de put ten gevolge van (blijvende) verstopping toeneemt.

De weerstand in een infiltratieput mag niet onbegrensd toenemen. Alleen al uit energetisch oogpunt is het verstandig de totale putweerstand te limiteren. Daarnaast dienen de waterspanningen beperkt te blijven om de stabiliteit van de bodem niet te verstoren. Indien met te grote druk geïnfiltreerd wordt, zal het infiltratiewater de makkelijkste uitweg zoeken: langs de stijgbuis omhoog! We noemen dit "onderloopsheid" of "opbarsten" van de put. Van der Eem en Peters (1986) geven een criterium voor de maximaal toelaatbare stijghoogte in de infiltratieput. Dit criterium kan in enkele gevallen lager uitvallen dan een eerder door Olsthoorn (1982) aangegeven grenswaarde.

De verstoppingsnelheid, het effect van schoonpompen en regenereren en de maximaal toelaatbare waterspanningen in de put worden beïnvloed door de wijze van voorzuivering, de bedrijfsvoering en de lokatiekeuze (plaats en diepte). Tezamen met de gegevens over kosten van voorzuivering, reiniging en putaanleg is het mogelijk de economisch meest gunstige volumestroomdichtheid (snelheid) op de boorgatwand uit te rekenen en daarmee ook het aantal benodigde infiltratieputten. Alvorens deze berekening te demonstreren zullen de uitgangspunten worden beschreven.

### 3 UITGANGSPUNTEN

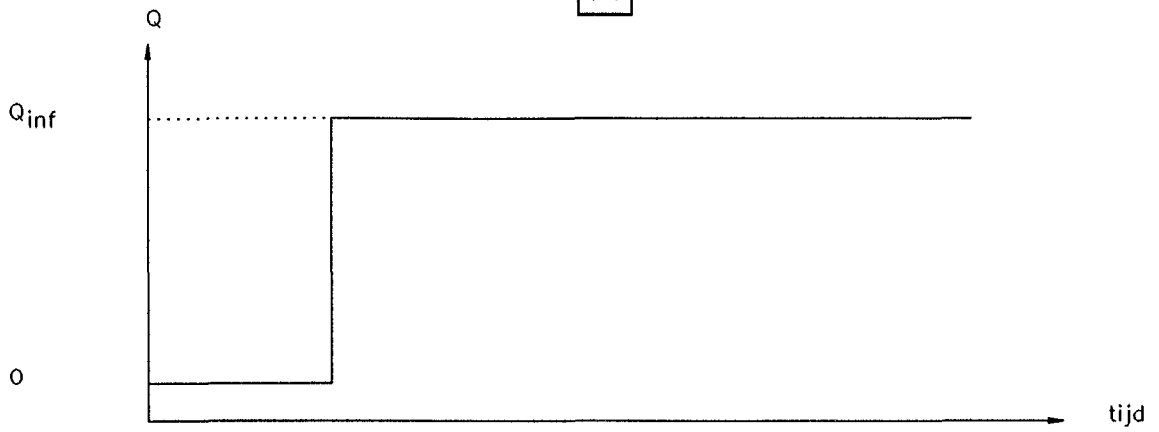
Infiltratie vindt plaats met een constante (ontwerp-)volumestroom. Door een geleidelijke toename van de verstopping stijgt het water-niveau in de put met een snelheid  $c_o$  (figuur 1b;  $c_o = \tan \alpha$ ). Indien er sprake is van een hoge verstoppingsnelheid zal een tussentijdse reiniging van de put noodzakelijk zijn. Schoonpompen neemt een deel van de verstopping weg, waardoor het peil in de put daalt. Deze daling is een vast deel van de niveaustijging die sinds de laatste reiniging is opgetreden (fractie  $eff_s$ ). Na schoonpompen blijft een restverstopping over, die weer geleidelijk toeneemt. Daarom vindt regelmatig een putregeneratie plaats. Deze heeft tot doel de restverstopping weg te nemen. Regeneratie elimineert een vast percentage van de verstopping (en niveaustijging) die na de voorgaande intensieve reiniging is opgetreden (fractie  $eff_r$ ). Na regeneratie zal daarom een blijvende verstopping overblijven, die niet weggenomen kan worden en die geleidelijk toeneemt. Het niveau in de put zal door de regelmatige reinigingsbeurten een zaagtandvormig verloop te zien geven (figuur 1c).

De snelheid waarmee de stijghoogte toeneemt als gevolg van blijvende verstopping na regeneratie ( $c_b$ ) is een fractie van de directe verstoppingsnelheid:

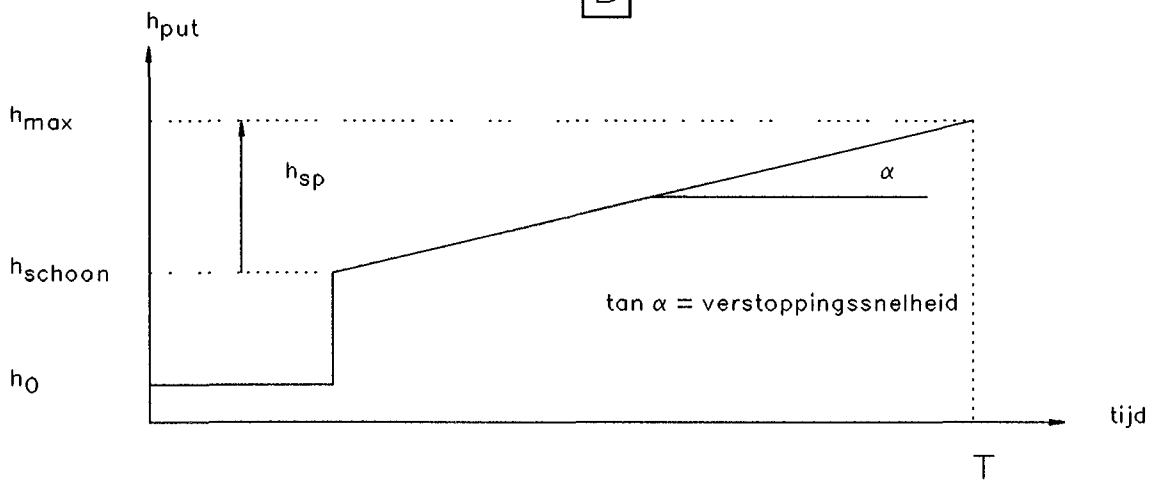
$$c_b = (1 - eff_r) \cdot (1 - eff_s) \cdot c_o$$

Schoonpompen van de put vindt plaats als het niveau in de put na de voorgaande reiniging met een waarde  $h_{cs}$  is gestegen ("schoon-

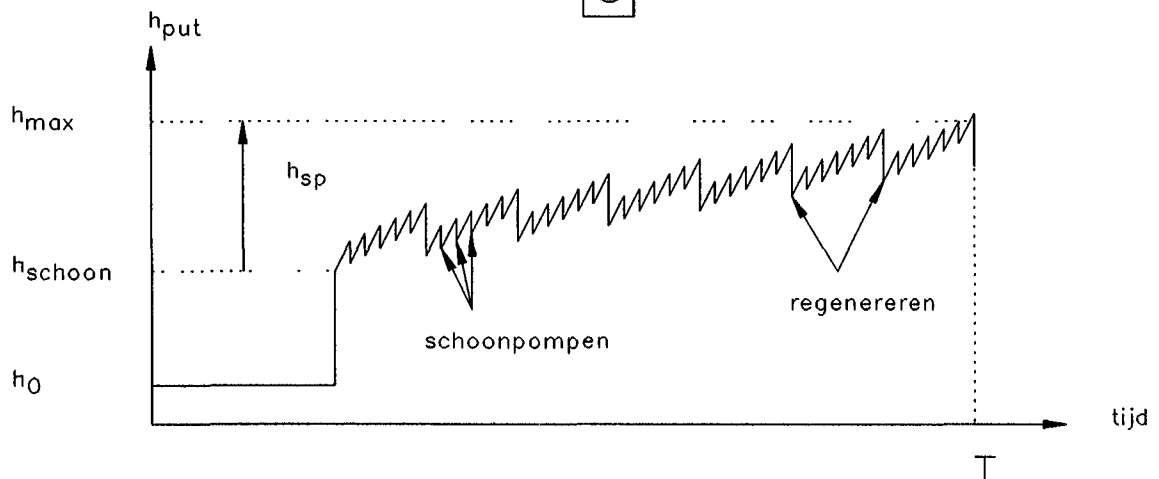
A



B



C



Figuur 1. Schematisch verloop van de infiltratievolumestroom (A) en van de stijghoogtetoename in de put als functie van de tijd. Onderscheid wordt gemaakt tussen een situatie met een lage verstoppingsnelheid zonder putreiniging (B) en een situatie met een hoge verstoppingsnelheid en regelmatige putreiniging (C).

pomp criterium"; zie figuur 2). Voor regeneratie wordt een gelijksoortig criterium aangehouden, met als referentie de toename van de stijghoogte na schoonpompen sinds de voorgaande regeneratie (regeneratiecriterium  $h_{cr}$ ; figuur 2).

Aangenomen wordt dat de verstoppingssnelheid constant is in de tijd. In werkelijkheid kan de verstoppingssnelheid om verschillende redenen variëren. Zo zal microbiologische activiteit aanleiding kunnen geven tot een snellere toename van de putweerstand bij hogere temperaturen. Van der Eem en Peters (1986) laten zien dat voor het berekenen van het aantal infiltratieputten uitgegaan kan worden van de gemiddelde verstoppingssnelheid. De uiteindelijke ontwerp-volumestroomdichtheid op de boorgatwand mag dan echter niet veel verschillen van de waarde tijdens de experimenten met de proefput.

De maximaal toelaatbare niveaustijging in de put ten gevolge van verstopping noemen we  $h_{sp}$  (sp = speelruimte). We beschouwen de put als afgeschreven als de niveaustijging door verstopping op enig moment de waarde  $h_{sp}$  bereikt. (In werkelijkheid zou de levensduur van de put gerekt kunnen worden door de frequentie van schoonpompen en regenereren op te voeren.)

De kosten voor infiltratie, na voorzuivering, bestaan uit twee componenten:

1. putkosten ( $k_p$  per put) en
2. regeneratiekosten ( $k_r$  per regeneratie).

De exploitatiekosten (anders dan putreiniging) worden onafhankelijk verondersteld van het te kiezen aantal infiltratieputten.

De putkosten bestaan uit het boren en afwerken van de put inclusief meet- en regelapparatuur, pompen, leidingen en afsluiters. De regeneratiekosten worden gemaakt indien een put intensief gereinigd wordt. Een dergelijke operatie kan enkele mandagen vergen plus de eventuele kosten voor chemicaliën. Het automatisch schoonpompen vraagt naast investeringskosten, die bij  $k_p$  kunnen worden opgeteld, alleen energiekosten. Daar deze gering zijn, worden de variabele kosten niet expliciet meegenomen (eventueel kunnen zij bij  $k_r$  worden opgeteld).



#### 4 THEORIE BIJ LANGZAME VERSTOPPING VAN DE INFILTRATIEPUTTEN

Als er sprake is van een vergaande voorzuivering van het infiltratiewater zullen de infiltratieputten niet snel verstoppem. De putten kunnen dan, zonder dat er tussentijds gereinigd wordt, lange tijd in bedrijf blijven voordat de maximale weerstandsopbouw bereikt is. Als extreme situatie gaan we er in deze paragraaf van uit dat de putten helemaal niet schoongepompt of geregenereerd zullen worden (zie figuur 1b).

##### 4.1 De afschrijvingstermijn

Indien het benodigde kapitaal voor het aanleggen van de infiltratieputten wordt geleend op annuïtaire basis dan bedragen de jaarlijkse kapitaalslasten:

$$k_j = n \cdot k_p \cdot re \cdot \left( \frac{e^{re \cdot T}}{e^{re \cdot T} - 1} \right)$$

waarin

$k_j$	= jaarlijkse lasten	[K/T]
$n$	= aantal infiltratieputten	[-]
$k_p$	= aanlegkosten per put	[K]
$re$	= rentevoet (uitgedrukt als fractie)	[1/T]
$T$	= afschrijvingstermijn	[T]

Aangenomen wordt dat de aflossingstermijn gelijk is aan de afschrijvingstermijn. De economisch optimale afschrijvingstermijn wordt gevonden door de jaarlijkse lasten te minimaliseren voor  $T$ :

$$\frac{dk_j}{dT} = 0 \quad \text{of} \quad \frac{\partial k_j}{\partial T} + \frac{\partial k_j}{\partial n} \cdot \frac{dn}{dT} = 0$$

Partieel differentiëren is nodig omdat naast de jaarlijkse lasten ook het puttenaantal afhankelijk is van de afschrijvingstermijn. (De volumestroomdichtheid op de boorgatwand is evenredig met het aantal putten  $n$ ; de directe verstoppingssnelheid  $c_0$  (paragraaf 3)

is evenredig met het kwadraat van de volumestroomdichtheid op de boorgatwand (Van der Eem, 1989); de afschrijvingstermijn  $T$  is weer evenredig met  $c_o$ , zodat gesteld kan worden dat het aantal putten  $n$  evenredig is met de wortel van  $T$  ( $\rightarrow dn/dT = \frac{1}{2}n/T$ ).

Na uitwerken van de bovenstaande minimaliseringsvergelijking vinden we voor  $T$ :

$$e^{re \cdot T} - 1 = 2 \cdot re \cdot T \quad \text{of} \quad re \cdot T = 1,256$$

De optimale afschrijvingstermijn is uitsluitend een functie van de rentevoet waartegen het benodigde kapitaal wordt geleend.

#### 4.2 De volumestroomdichtheid op de boorgatwand

De gewenste verstoppingssnelheid  $c_o$  kan direct berekend worden als de maximale speelruimte  $h_{sp}$  en de optimale afschrijvingstermijn  $T$  bekend zijn (zie figuur 1b):

$$c_o = \frac{h_{sp}}{T}$$

Gebruik makend van de uit metingen aan proefputten bepaalde genormeerde verstoppingssnelheid  $c_n$  (Van der Eem, 1989) zal gelden:

$$c_o = \frac{1}{\gamma} \cdot c_n \cdot \frac{q_o^2}{q_n^2}$$

$q_n$  is de genormeerde volumestroomdichtheid op de boorgatwand (1 m/h) en  $\gamma$  is de correctiefactor voor temperatuursinvloeden (Van der Eem, 1989);  $q_o$  is de benodigde volumestroomdichtheid om de gewenste verstoppingssnelheid  $c_o$  te verkrijgen. Voor deze optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand vinden we dus:

$$q_o^2 = \gamma \cdot \frac{c_o}{c_n} \cdot q_n^2 = \gamma \cdot \frac{h_{sp}}{c_n \cdot T} \cdot q_n^2 = \gamma \cdot \frac{h_{sp} \cdot re}{1,256 \cdot c_n} \cdot q_n^2$$

De speelruimte  $h_{sp}$  is vooral afhankelijk van de diepte waarop infiltratie plaatsvindt. Voor een deel is zij echter ook een functie van de volumestroomdichtheid op de boorgatwand. De stijghoogtetoeename bij infiltratie met een schone put zal immers evenredig zijn met deze volumestroomdichtheid. Er geldt (zie figuur 1b):

$$h_{sp} = h_{max} - h_{schoon} \quad \text{met} \quad h_{schoon} = h_o + \frac{1}{\gamma} \cdot a \cdot q_o$$

Voor de optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand resulteert dan de volgende kwadratische vergelijking:

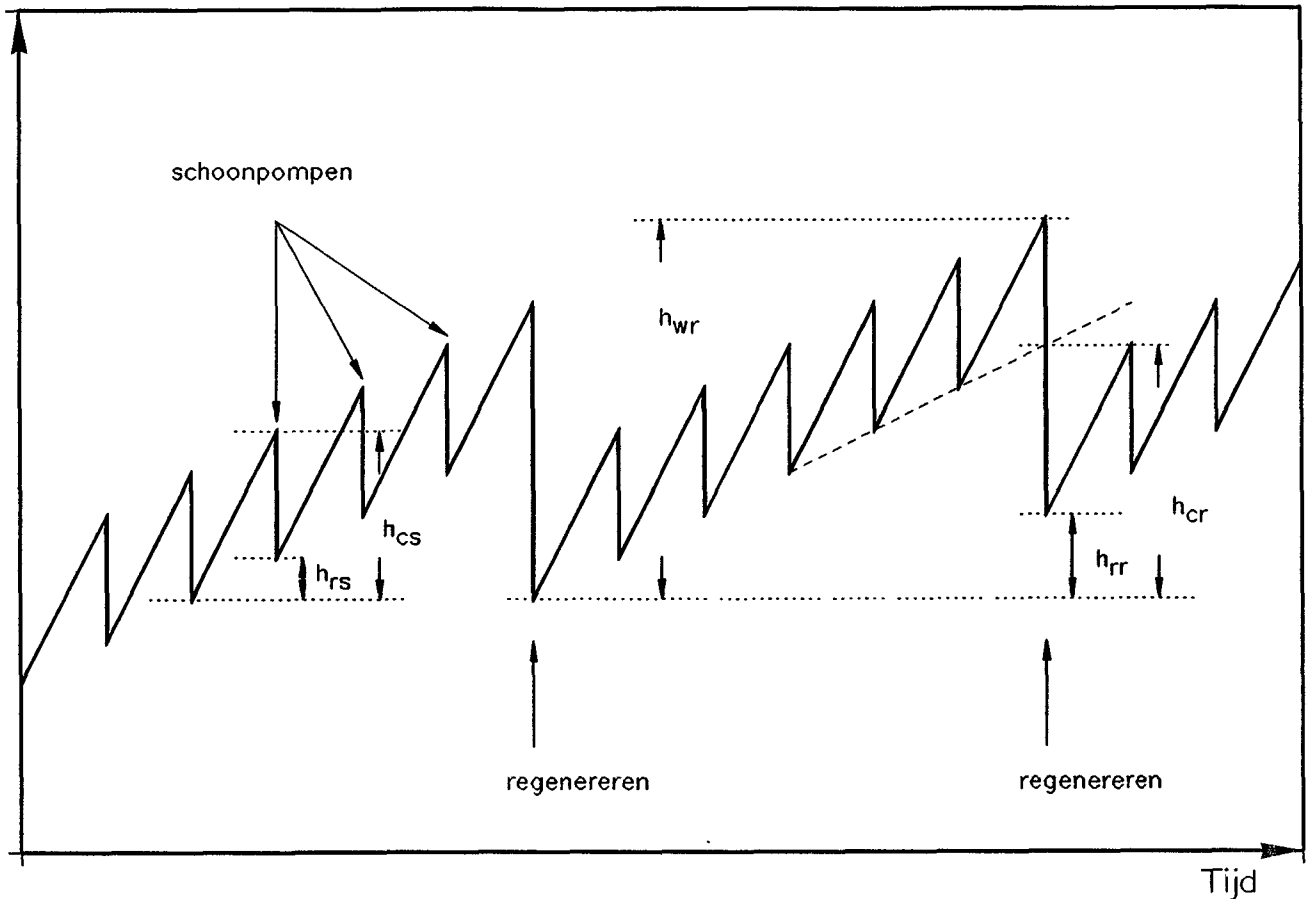
$$q_o^2 = (\gamma \cdot h_{max} - \gamma \cdot h_o - a \cdot q_o) \cdot \frac{re}{1,256 \cdot c_n} \cdot q_n^2$$

$h_{max}$  en  $h_o$  volgen uit de gegevens van de gekozen loktie voor diepinfiltratie;  $q_n$  en  $re$  zijn gegeven en  $c_n$  volgt uit experimenten met proefputten. De evenredigheidsfactor  $a$  is onder meer afhankelijk van de puttenconfiguratie en zal daarom geschat moeten worden op basis van oriënterende berekeningen. Als enige onbekende blijft de optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand over.

## 5 THEORIE BIJ SNELLE VERSTOPPING VAN DE INFILTRATIEPUTTEN

Indien er sprake is van een infiltratiewater met snel verstoppende eigenschappen, dan zullen de infiltratieputten regelmatig gereinigd en/of geregenereerd moeten worden (zie figuren 1c en 2). Deze onderhoudskosten beïnvloeden de optimale afschrijvingstermijn van het puttenstelsel. De optimale termijn blijkt af te hangen van de verhouding tussen de totale onderhoudskosten en de investeringskosten.

Stijghoogte



Figuur 2. Schematische weergave van het stijghoogteverloop als functie van de tijd bij een hoge verstoppingsnelheid en regelmatige putreiniging (detail van figuur 1c).

### 5.1 De afschrijvingstermijn

De jaarlijkse lasten voor het aanleggen en regenereren van de infiltratieputten bedragen:

$$k_j = n \cdot k_p \cdot re \cdot \left( \frac{e^{re \cdot T}}{e^{re \cdot T} - 1} \right) + \frac{n \cdot k_r}{T_r}$$

waarin

$k_j$	= jaarlijkse lasten	[K/T]
$n$	= aantal infiltratieputten	[-]
$k_p$	= aanlegkosten per put	[K]
$re$	= rentevoet (uitgedrukt als fractie)	[1/T]
$T$	= afschrijvingstermijn	[T]
$k_r$	= kosten per regeneratie	[K]
$T_r$	= tijd tussen twee regeneraties	[T]

Wederom wordt aangenomen dat het benodigde kapitaal op annuïtaire basis geleend wordt en dat de aflossingstermijn gelijk is aan de afschrijvingstermijn. Het aantal regeneraties (N) legt het verband tussen de afschrijvingstermijn en de regeneratietijd (N is beperkt, zie figuur 1c):

$$T = N \cdot T_r$$

Voor de meest economische afschrijvingstermijn T kan dan worden afgeleid (zie ook Olsthoorn, 1982):

$$\frac{k_r \cdot N}{k_p} = - \frac{u \cdot e^u}{1 - e^u} \cdot \left( 1 + \frac{2u}{1 - e^u} \right)$$

waarin

$$u = re \cdot T$$

Afhankelijk van de verhouding tussen de totale regeneratiekosten van een put gedurende de afschrijvingstermijn en de investeringskosten wordt met deze relatie een economisch optimale afschrijvingstermijn gevonden. Wel moet daarvoor het totaal aantal regeneratiecycli bekend zijn.

## 5.2 Het aantal regeneratiecycli

Het aantal regeneratiecycli N is vooral afhankelijk van de speelruimte  $h_{sp}$  en van de effectiviteit waarmee de putten gereinigd kunnen worden ( $eff_s$  en  $eff_r$ ). In mindere mate spelen het schoonpomp- en regeneratiecriterium een rol. Het aantal cycli kan als volgt worden bepaald (figuur 2):

- Per schoonpompcyclus neemt de stijghoogte in de put door restverstopping toe met een waarde:

$$h_{rs} = (1 - eff_s) \cdot h_{cs}$$

- Het aantal malen schoonpompen (s) per regeneratiecyclus wordt gevonden door het regeneratiecriterium te delen door de reste-

rende stijghoogtetoeename per schoonpompcyclus:

$$s = \frac{h_{cr}}{h_{rs}} \quad (s \text{ wordt naar boven afgerond})$$

- De werkelijke stijghoogtetoeename per regeneratiecyclus is gelijk aan de totale toename van de stijghoogte in deze cyclus verminderd met de door schoonpompen weggenomen stijghoogteverandering:

$$h_{wr} = s \cdot h_{cs} - (s-1) \cdot \text{eff}_s \cdot h_{cs}$$

- Per regeneratiecyclus is de toename van de stijghoogte door blijvende verstopping gelijk aan de totale toename van de stijghoogte na schoonpompen, verminderd met het effect van regeneratie:

$$h_{rr} = (1 - \text{eff}_r) \cdot s \cdot h_{rs}$$

- Het maximaal aantal feitelijke regeneraties ( $r$ ) kan worden gevonden door te bedenken dat na de laatste regeneratie het verschil tussen de speelruimte  $h_{sp}$  en de opgebouwde stijghoogtetoeename door blijvende verstopping kleiner zal zijn dan de werkelijke stijghoogtetoeename die binnen één regeneratiecyclus wordt opgebouwd:

$$h_{sp} - r \cdot h_{rr} = h_{wr} \quad (r \text{ afronden naar boven})$$

- Het aantal keren dat nog schoongepompt kan worden na de laatste regeneratie ( $s_r$ ) wordt berekend uit:

$$h_{sp} - r \cdot h_{rr} = h_{cs} + s_r \cdot h_{rs} \quad (s_r \text{ naar beneden afronden})$$

- Het totaal aantal regeneratiecycli bedraagt tenslotte:

$$N = r + \frac{s_r}{s}$$

### 5.3 De volumestroomdichtheid op de boorgatwand

Aan de hand van de theorie uit de voorgaande paragrafen kan de optimale afschrijvingstermijn en het aantal regeneratiecycli berekend worden. Daarmee is ook de duur van een regeneratiecyclus bekend ( $T_r = T/N$ ). Nu geldt dat de totale stijghoogtetoeename gedurende

een regeneratiecyclus gelijk is aan het aantal schoonpompingen per cyclus maal het schoonpompcriterium:

$$c_o \cdot T_r = s \cdot h_{cs}$$

Op gelijke wijze als voor de situatie met langzaam verstoppende putten kan nu voor de optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand worden geschreven:

$$q_o^2 = \gamma \cdot \frac{c_o}{c_n} \cdot q_n^2 = \gamma \cdot \frac{N \cdot s \cdot h_{cs}}{c_n \cdot T} \cdot q_n^2$$

waarin

$q_o$	= optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand	[L/T]
$\gamma$	= temperatuur-correctiefactor $(Temp+20)/30$	[-]
$N$	= totaal aantal regeneratiecycli	[-]
$s$	= aantal malen schoonpompen per regeneratiecyclus	[-]
$h_{cs}$	= schoonpompcriterium	[L]
$c_n$	= genormeerde verstoppingssnelheid	[L/T]
$T$	= optimale afschrijvingstermijn	[T]
$q_n$	= genormeerde volumestroomdichtheid op de boorgatwand = 1 m/h	[L/T]

#### 5.4 Benadering van de optimale volumestroomdichtheid

De optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand bij een snelle toename van de verstopping kan benaderd worden door het zaagtandvormige verloop uit figuur 1c te schematiseren tot het lineaire verloop uit figuur 1b. Als verstoppingssnelheid moet dan niet  $c_o$  maar  $c_b$  aangehouden worden (paragraaf 3). Voor het totaal aantal regeneraties  $N$  maken we vervolgens een goede schatting. Om geen al te ernstige verstoring in het terrein te krijgen zal de frequentie van regenereren laag moeten blijven. Een redelijke schatting zou 5 à 10 kunnen zijn. De optimale afschrijvingstermijn volgt dan uit:

$$\frac{1}{re.T} = 0,79 - 0,42 \cdot \frac{k_r \cdot N}{k_p}$$

Voor waarden van  $(k_r N)/k_p$  tussen de 0 en 0,5 is dit een goede benadering van de in paragraaf 5.1 afgeleide relatie. Met de theorie uit paragraaf 4.2 kan nu een schatting gegeven worden van de optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand.

## 6 HET AANTAL INFILTRATIEPUTTEN

Met behulp van de optimale volumestroomdichtheid op de boorgatwand ( $q_0$ ) kan het aantal benodigde infiltratieputten worden vastgesteld. Uit een kostenoptimalisatie voor de put of om technische redenen wordt gekozen voor een boorgatdiameter D en een lengte van het putfilter L. Er wordt verwacht dat de put voor een fractie p van de tijd inzetbaar is (overige tijd gaat verloren aan reiniging en onderhoud). Bij een totale infiltratievolumestroom Q wordt dan voor het aantal infiltratieputten n gevonden:

$$n = \frac{Q}{p \cdot \pi D \cdot L \cdot q_0}$$

Indien er sprake is van een geringe verstoppingsnelheid kan het aantal infiltratieputten worden bepaald door het invullen van de uitdrukking voor  $q_0$  in bovenstaande vergelijking:

$$n = \frac{Q}{p \cdot \pi D \cdot L} \cdot \sqrt{\frac{1,256 \cdot c_n}{\gamma \cdot re \cdot h_{sp} \cdot q_n^2}}$$

Deze uitdrukking geeft goed weer welke invloed de verschillende factoren hebben op het aantal infiltratieputten.

Voor de situatie met snel verstoppende putten is het berekenen van het aantal infiltratieputten iets omslachtiger, omdat de optimale afschrijvingstermijn afhangt van het maximaal aantal regeneraties. Voor deze situatie is een computerprogramma geschreven dat de be-



rekening van het aantal infiltratieputten uitvoert aan de hand van de gekozen bedrijfsvoering (schoonpomp- en regeneratiecriterium), de effectiviteit van de reinigingen ( $eff_s$  en  $eff_r$ ), de maximaal toelaatbare stijghoogtetoename door verstopping ( $h_{sp}$ ), de gemiddelde temperatuur van het infiltratiewater ( $T_{gem}$ ) en de genormeerde verstoppingsnelheid ( $c_n$ ). Een listing van het programma HIP (Hoeveel Infiltratie Putten?) is bijgevoegd. Een getallenvoorbeeld is uitgewerkt in tabel 1.

Tabel 1: Bepalen van het aantal infiltratieputten aan de hand van gegevens over infiltreerbaarheid van het water, maximale weerstand, bedrijfsvoering, kosten, etc.

Invoer:

genormeerde verstoppingsnelheid	:	0,05	m/d
gemiddelde temperatuur inf. water	:	12,00	°C
speelruimte	:	4,00	m
schoonpompcriterium	:	0,25	m
regeneratiecriterium	:	1,00	m
effectiviteit schoonpompen	:	0,90	
effectiviteit regenereren	:	0,70	
kosten per put	:	125.000,00	gulden
kosten per regeneratie	:	2.500,00	gulden
rentevoet	:	0,07	1/a
boorgatdiameter	:	1,00	m
lengte infiltratiefilter	:	15,00	m
inzetbaarheid putten	:	0,95	<sup>3</sup>
infiltratiedebiet	:	5.000.000,00	m <sup>3</sup> /a

Resultaten:

aantal infiltratieputten	:	23	
volumestroomdichtheid op de boorgatwand	:	0,55	m/h
afschrijvingstermijn	:	20,76	a
jaarlijkse lasten	:	292.366,00	gulden
aantal regeneraties	:	10,73	
duur regeneratiecyclus	:	1,94	a
regeneratiefrequentie	:	0,52	1/a
duur schoonpompcyclus	:	17,68	d
schoonpompfrequentie	:	0,06	1/d

## 7 TOTALE KOSTENOPTIMALISATIE

In het voorafgaande is het aantal infiltratieputten berekend uitgaande van een gegeven (gemeten) genormeerde verstoppingssnelheid. Deze verstoppingssnelheid is evenwel te beïnvloeden door de mate van voorzuivering. Ook voorzuiveren kost geld. Op dit punt kan er dus een kostenoptimalisatie plaatsvinden tussen vergaande voorzuivering en een gering aantal putten of een minder vergaande voorzuivering en een groot aantal putten. In de praktijk blijkt deze kostenoptimalisatie echter niet makkelijk realiseerbaar. Het testen van verschillende voorzuiveringstechnieken kost veel geld en tijd. De wijze van voorzuivering wordt daarom veelal bepaald door de bedrijfsfilosofie of door de beschikbaarheid van reeds voorgezuiverd water. Wel kan aan een kostenoptimalisatie worden gedacht voor wat betreft bijvoorbeeld de dosering van vlokvormingsmiddelen.

## 8 CONCLUSIES

In dit artikel is aangegeven dat het bepalen van het aantal infiltratieputten plaats kan vinden aan de hand van objectieve criteria. Als uitgangspunt daarbij is gekozen voor minimalisering van kosten. Toch kunnen er goede redenen zijn om af te wijken van het economisch optimum. Zo zouden de berekeningen kunnen resulteren in een zeer korte afschrijvingstermijn. Dit zou betekenen dat er regelmatig boringen en vergravingen verricht moeten worden in vaak kwetsbare gebieden. Het is dan wenselijk om een langere afschrijvingstermijn te bewerkstelligen (minder snelle verstopping door het vergroten van het aantal infiltratieputten). De kosten voor deze aanpassing kunnen becijferd worden zodat het nemen van beslissingen plaats kan vinden aan de hand van objectief cijfermateriaal.

Om het optimale aantal infiltratieputten vast te kunnen stellen moeten alle invoergegevens die in tabel 1 zijn opgenomen bekend zijn. Gegevens over de genormeerde verstoppingssnelheid en de effectiviteiten van schoonpompen en regenereren kunnen alleen ver-

kregen worden uit experimenten met infiltratieputten. Het vaststellen van de genoemde parameters zou tot de doelstellingen van diepinfiltratieproeven moeten behoren.

## 9 LITERATUUR

- Eem, J.P. van der en J.H. Peters, 1986; Evaluatie van een tweetal varianten voor het diepinfiltratieproject van het Provinciaal Waterleidingbedrijf van Noord-Holland, KIWA/PWN-uitgave.
- Eem, J.P. van der, 1988; De genormeerde verstoppingsnelheid bij infiltratie, KIWA, mededeling nummer 106.
- Olsthoorn, T.N., 1982; Verstopping van persputten, KIWA mededeling nummer 71.

TEKST2000/KIWPC064/003

## PROGRAM HIP

```

C   Programma HIP berekent het aantal infiltratieputten
C   in een diepinfiltratiesysteem aan de hand van interactieve
C   invoer van gegevens over het systeem en van resultaten van
C   proefnemingen. De theorie die ten grondslag ligt aan HIP
C   (Hoeveel Infiltratie Putten?) staat beschreven in:
C
C   Hoeveel infiltratieputten?
C   J.P. van der Eem, 1989,
C   Uit: Ervaringen met Diepinfiltratie II (KIWA).
C
C   HIP is geschreven in overeenstemming met de norm FORTRAN
C   ANSI X3.9-1978. Echter, om de schermbesturing te verbeteren
C   is gebruik gemaakt van ANSI besturingscodes die op de
C   meeste systemen beschikbaar zijn (in ieder geval Digital-VAX
C   en micro-computers indien de driver ANSI.SYS geladen is).
C   Verder is de $-edit-descriptor gebruikt bij de interactieve
C   invoer (hierdoor blijft de cursor achter de vraag 'staan').
C
C   ir. J.P. van der Eem
C   KIWA N.V.
C   Afdeling Winingen en Bodem
C   Nieuwegein, 15 januari 1988
C
C --- Declaraties + initialisatie
CHARACTER*1  ESC
CHARACTER*4  CLS,INVID,RESET
CHARACTER*6  HOME
INTEGER R,S,SR
REAL KJ,KP,KR,L,N

ESC=CHAR(27)
WRITE(CLS,'(A1,''[2J''') ESC
WRITE(HOME,'(A1,''[1;1H''') ESC
WRITE(INVID,'(A1,''[7m''') ESC
WRITE(RESET,'(A1,''[0m''') ESC

C --- Wis scherm
100 WRITE(*,'(1X,A4,A6,A4,4X,' 'HIP' ',
#      ' -- Hoeveel Infiltratie Putten? -',14X,
#      'Hans van der Eem, 1988',4X,A4//')
#      CLS,HOME,INVID,RESET

C --- Interactieve invoer gegevens
WRITE(*,'(1X)')
WRITE(*,'('' Genormeerde verstopingsnelheid      [m/d] : '',$)')
READ(*,*) CN
WRITE(*,'('' Gemiddelde temperatuur inf.water    [°C] : '',$)')
READ(*,*) TGEM
WRITE(*,'('' Speelruimte                          [m] : '',$)')
READ(*,*) HSP
WRITE(*,'(1X)')
WRITE(*,'('' Schoonpompcriterium                  [m] : '',$)')
READ(*,*) HCS
WRITE(*,'('' Regeneratiecriterium                 [m] : '',$)')
READ(*,*) HCR
WRITE(*,'('' Effectiviteit schoonpompen (fractie) [-] : '',$)')
READ(*,*) ES
WRITE(*,'('' Effectiviteit regenereren (fractie) [-] : '',$)')
READ(*,*) ER
WRITE(*,'(1X)')
WRITE(*,'('' Kosten per put                        [fl] : '',$)')
READ(*,*) KP
WRITE(*,'('' Kosten per regeneratie              [fl] : '',$)')
READ(*,*) KR
WRITE(*,'('' Rentevoet (fractie)                  [1/a] : '',$)')
READ(*,*) RE
WRITE(*,'(1X)')
WRITE(*,'('' Boorgatdiameter                       [m] : '',$)')
READ(*,*) D

```

```

WRITE(*,('' Lengte infiltratiefilter           [m] : ',,$))
READ(*,*) L
WRITE(*,('' Draaiuren (fractie totale tijd)   [-] : ',,$))
READ(*,*) P
WRITE(*,('' Infiltratiedebiet                 [m3/a]: ',,$))
READ(*,*) Q

C --- Bepaal het aantal regeneratiecycli

DHRS=(1.0-ES)*HCS
S=INT(HCR/DHRS+0.9999999)
DHTR=REAL(S)*HCS-REAL(S-1)*ES*HCS
DHRR=(1-ER)*REAL(S)*DHRS
R=INT((HSP-DHTR)/DHRR+0.9999999)
SR=INT((HSP-R*DHRR-HCS)/DHRS)
N=REAL(R)+REAL(SR)/REAL(S)

C --- Bepaal optimale afschrijvingstermijn (in jaren)

B=N*KR/KP
UL=1.256
UR=10.0
200 UM=0.5*(UL+UR)
RL=FU(UL)
RM=FU(UM)
IF (RL.LE.B.AND.B.LE.RM) THEN
    UR=UM
ELSE
    UL=UM
ENDIF
IF (ABS((UR-UL)/UL).GT.0.0001) GOTO 200
U=0.5*(UL+UR)
T=U/RE

C --- Correctiefactor voor temperatuur

GAMMA=(TGEM+20.)/30.

C --- Bepaal snelheid op de boorgatwand (in m/h)

TR=T/N
RF=1.0/TR
C0=REAL(S)*HCS/(TR*365.25)
Q0=SQRT(GAMMA*C0/CN)

C --- Bepaal schoonpompfrequentie (in dagen)

TS=HCS/C0
SF=1.0/TS

C --- Bepaal aantal infiltratieputten

NIP = INT((Q/365.25)/(P*3.14*D*L*Q0*24.))+0.5)

C --- Bepaal jaarlijkse lasten

KJ=REAL(NIP)*(KR*RF+KP*RE*(1.-1./(1.-EXP(RE*T))))

C --- Uitvoer naar het het scherm

WRITE(*,('1X,A4,A6,A4,4X,''HIP'',
#          '' - Resultaten -'',31X,
#          ''Hans van der Eem, 1988'',4X,A4/))
#          CLS,HOME,INVID,RESET

WRITE(*,('
# '' Genorm. verst. snelheid :'',E12.4,4X,
# '' Kosten per put          :'',E12.4,
#/' ' Gemiddelde temperatuur :'',E12.4,4X
# '' Kosten per regeneratie :'',E12.4,
#/' ' Speelruimte            :'',E12.4,4X,
# '' Rentevoet               :'',E12.4,
#/' ' Schoonpompcriterium    :'',E12.4,4X,
# '' Boorgatdiameter         :'',E12.4,
#/' ' Regeneratiecriterium   :'',E12.4,4X,

```

```

# '' Lengte infiltratiefilter:'' ,E12.4,
#/'' Effectiviteit schoonp. :'' ,E12.4,4X,
# '' Draaiuren putten :'' ,E12.4,
#/'' Effectiviteit regen. :'' ,E12.4,4X,
# '' Infiltratiegebied :'' ,E12.4//'' )
# CN,KP,TGEM,KR,HSP,RE,HCS,D,HCR,L,ES,P,ER,Q

WRITE(*,'(
# '' Aantal infiltratieputten [-] : '' ,I9,
#/'' Snelheid op de boorgatwand [m/h] : '' ,F13.3,
#/'' Afschrijvingstermijn [a] : '' ,F12.2,
#/'' Jaarlijkse lasten [fl/a]: '' ,F12.2,
#/'' Aantal regeneraties [-] : '' ,F13.3,
#/'' Duur regeneratiecyclus [a] : '' ,F13.3,
#/'' Regeneratiefrequentie [1/a] : '' ,F13.3,
#/'' Duur schoonpompcyclus [d] : '' ,F13.3,
#/'' Schoonpompfrequentie [1/d] : '' ,F13.3)'' )
# NIP,QO,T,KJ,N,TR,RF,TS,SF

```

C --- Doorgaan/stoppen?

```

WRITE(*,'('' Andere variant doorrekenen (j/n): '' ,)$')
READ(*,'(A1)') JANE
IF (JANE.EQ.'N'.OR.JANE.EQ.'n') GOTO 900
GOTO 100

```

C --- Beeindig programma

```

900 CLOSE(6)
END

```

C --- Minimaliseringsfunctie

```

FUNCTION FU(U)
EU=EXP(U)
FU=(U*EU)/(1.-EU)*(1.+(2*U/(1-EU)))
END

```



## HET ECOSYSTEEM KUSTDUINEN ALS PLAATS VOOR DIEPINFILTRATIE

M.A. den Hoed (KIWA) en F.W. van der Vegte (PWN)

### 1 INLEIDING

"Weet je" zo verzuchtte onlangs een technisch ontwerper van een duin-waterleidingbedrijf "ik waardeer het zeer hoor, die aandacht voor de ecologische aspecten van waterwinning, maar alles hangt met alles samen en echt kwantificeren is er bij jullie ecologen niet bij. Heus ik geloof wel wat je zegt, maar ik snap er vaak zo weinig van.....Neem nou die diepinfiltratie, is al die moeite nu allemaal wel nodig? En als jullie aangeven dat uit oogpunt van natuurbehoud de grondwaterstand omhoog zou moeten, weten jullie dan eigenlijk wel hoe hoog die moet worden?"

In deze tijd waarin alles maakbaar lijkt is het voor velen maar moeilijk te verteren dat de natuur zich niet zomaar laat maken binnen de randvoorwaarden die economische groei en industrialisatie stellen. Vaak worden beperkingen vanuit natuur- en milieubeleid ervaren als "zacht", terwijl de eigen ontwerpen en rendementsberekeningen als veel "harder" over komen.

In het geval van waterwinning in de duinen is het dan aan de eco- loog om uit te leggen wat de feiten en achtergronden van bepaalde richtlijnen en beperkingen zijn. Daar gaat dit artikel over. Over de duinen, over de bestaansvoorwaarden van plant en dier in de duinen, over de vraag welke processen aan de bijzondere waarden van de duinen ten grondslag liggen en over de vraag hoe, als je tot bijvoorbeeld een diepinfiltratieproject besluit, je rekening kunt houden met die bestaansvoorwaarden.

Tevergeefs zult u zoeken naar uitlatingen over de vraag of "na- tuurbescherming en -behoud in de duinen moet". Wij gaan er vanuit dat de bestemming "natuurgebied" een maatschappelijk geaccepteerd gegeven is. Wel zal u duidelijk worden waarom wij menen dat dat, naast enige andere functies een logische keuze is geweest.

Het feit dat een gebied meer functies vervult, brengt met zich mee dat die onderling op elkaar dienen te worden afgestemd.



Dat kan alleen als betrokkenen bij activiteiten die voortvloeien uit de ene functie (bijvoorbeeld waterwinning), op de hoogte zijn van de achtergronden van randvoorwaarden die vanuit een andere functie (bijvoorbeeld natuurbehoud) worden gesteld.

Diepinfiltratie is zo'n activiteit. Als er besloten is dat er een diepinfiltratieproject in de duinen dient te komen, zullen bij lokatiekeuze en ontwerp de ecologische randvoorwaarden een belangrijke rol spelen. Daarom in deze bundel een bijdrage die aandacht schenkt aan die achtergronden en randvoorwaarden.

Allereerst zal worden ingegaan op enige biotische en abiotische karakteristieken van de kustduinen (hfst. 2). Een apart hoofdstuk wordt gewijd aan de hydrologie en de hydrologische effectbeschrijving (hfst. 3). Natuurbehoud en diepinfiltratie is het onderwerp van het daarop volgende hoofdstuk. In dit hoofdstuk worden, nadat kort het overheidsbeleid geschetst is, de inzichten uit de voorgaande hoofdstukken toegepast op de diepinfiltratie-problematiek. Er worden ecologische spelregels gegeven voor ontwerp en lokatiekeuze en er wordt stilgestaan bij het beleid op de lange termijn.

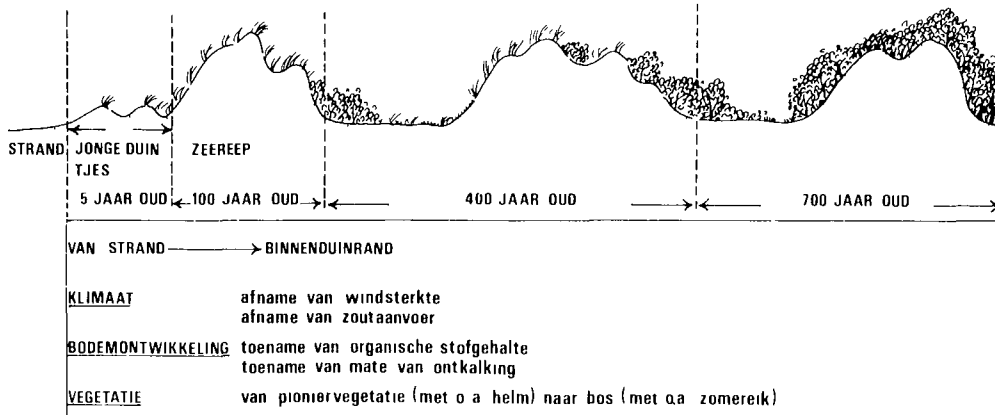
## 2 HET DUINECOSYSTEEM

### 2.1 De ecologische waarde

Algemeen kan worden gesteld dat de duinen grote natuurwaarden vertegenwoordigen. Ze vormen een van de weinige grotendeels natuurlijke landschappen in Nederland, waarvan de vegetatie zich relatief ongestoord heeft kunnen ontwikkelen in een duidelijke samenhang tussen klimaat, geomorfologie, grondwater en bodem. Deze samenhang brengt met zich mee dat de ligging en aard van vegetatiecomplexen in het duin overwegend wordt bepaald door natuurlijke processen.

Dit heeft ertoe geleid dat men de duinvegetatie praktisch als uniek beschouwt. Naast de relatief weinig gestoorde ontwikkeling ('relatief', immers van bijvoorbeeld het grondwater kunnen we met name in de vastelandsduinen niet zeggen dat er sprake van een ongestoorde situatie is) zijn de grote afwisseling in reliëf, expo-

sitie, etc. en de grote verscheidenheid aan typen milieu's er de oorzaak van dat de duinen een groot aantal zeldzame en karakteristieke soorten herbergen. Alvorens daar nader op in te gaan eerste enige voorbeelden.



Figuur 1 - Globaal overzicht van de zonerings in de duinen van strand tot binnenduinerand (Bakker e.a. 1979)

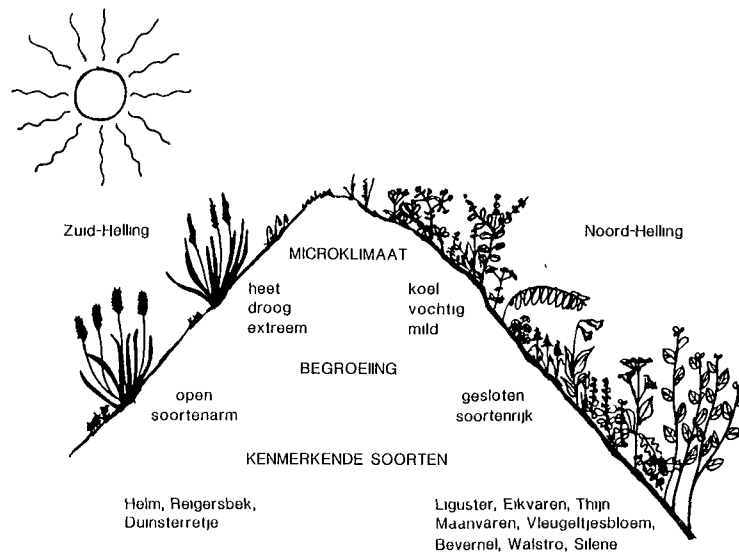
Lopend van het strand tot de binnenduinerand is er een aantal voorplant en dier belangrijke abiotische factoren die geleidelijk veranderen van intensiteit. Figuur 1 geeft hier enkele voorbeelden van. De geleidelijke overgangen zullen aanleiding geven tot het ontstaan van in samenstelling geleidelijk verschuivende vegetatietypen.

Vegetatiekaarten van de verschillende duinterreinen laten dit mooi zien.

Een ander voorbeeld van een grote milieudiversiteit is op vaak kleine afstand in het duin te zien. Vergelijken we namelijk een noord- en een zuid-helling met elkaar dan zien we grote verschillen. Als gevolg van grote verschillen in microklimaat - denk bijvoorbeeld aan zoninstraling, luchtvochtigheid etc. - ontwikkelen zich op de noord- en zuidzijde van een helling duidelijk verschillende vegetatietypen.

Op de noordzijde een dichtere begroeiing, vaak soortenrijk met soorten die duidelijk gebonden zijn aan een hoge vochtigheid (bijvoorbeeld levermossen). In de bodem zien we humus-ontwikkeling. Op een zuidhelling daarentegen is meestal sprake van een spaarzame vegetatie, gevormd door soorten die goed bestand zijn tegen

droogte en hoge temperaturen. Ook zien we hier meer open zand (een goed kenmerk voor de noord/zuid-oriëntatie bij een wandeling!).



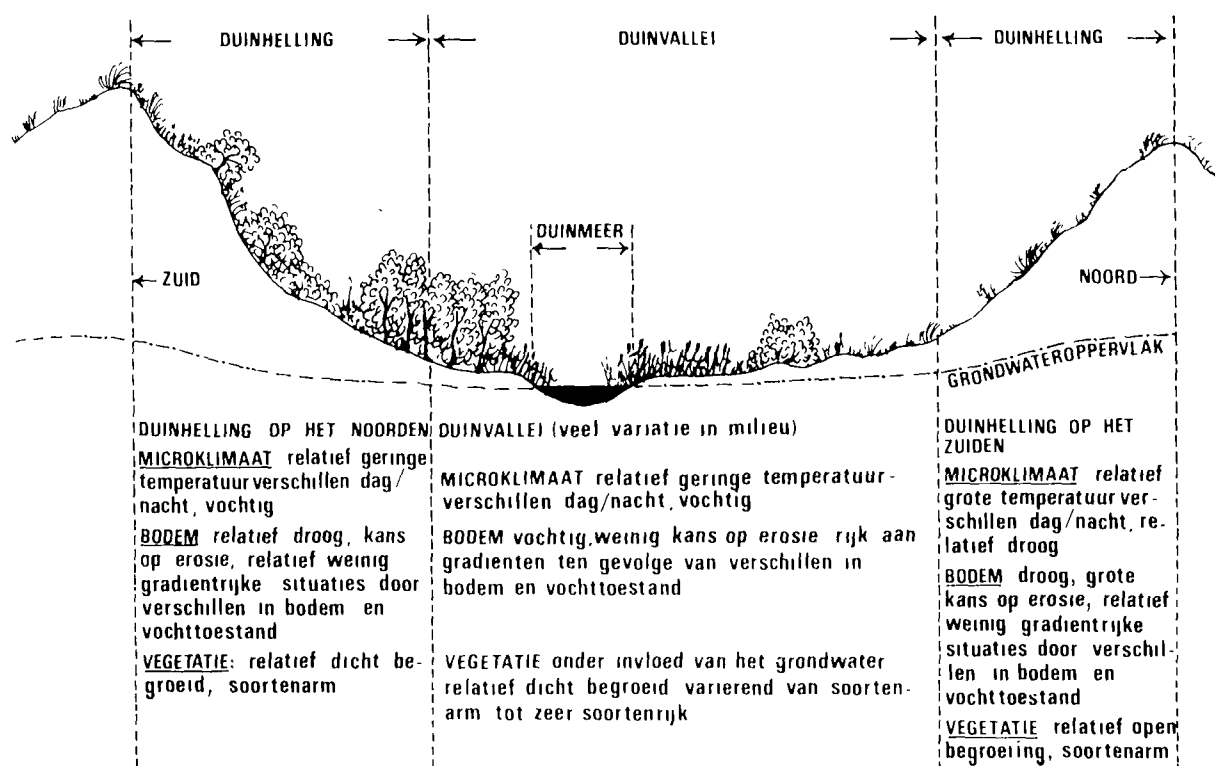
Figuur 2 - Een noord- en een zuidhelling in de duinen

Een derde illustratie vormt de vochtige duinvallei, waar gaande van het centrum naar de zijkant een nat-droog gradiënt bestaat. Op die gradiënt is vaak ook weer sprake van heterogeniteit als gevolg van kleine reliëf-verschillen. Dit verschil in standplaatsen in de uitgangssituatie wordt gedurende de vegetatie-ontwikkeling weer-spiegeld in de vegetatie. Door die verschillen in begroeiing van verschillende delen en de daarmee samenhangende microklimatologische verschillen zal de bodemopbouw langs de gradiënt ook gaan verschillen. Immers in natte situaties zal er meer humus accumuleren dan in droge. Hoe meer humus aanwezig, des te meer vocht kan er in de bovenkant van het bodemprofiel worden vastgehouden. Extreme droogte kan zo voor de plant worden gedempt. Samengevat ziet u dan in figuur 3.

Zoals gezegd zal de vegetatie ontwikkeling voor een belangrijk deel afhangen van de waterhuishouding.

Londo (1966) heeft afzonderlijke ontwikkelingslijnen aangegeven voor vegetaties in het water (hydroserie), op natte standplaatsen (hygroserie), vochtige standplaatsen (mesoserie) en droge standplaatsen (xeroserie). In een natuurlijke vochtige duinvallei treffen we dit allemaal naast elkaar aan, vaak met mooie geleidelijke overgangen.

Beoordelen we dergelijke duinvalleien op hun natuurwaarden dan moeten we vaststellen dat er sprake is van een enorme soortenrijkdom en dat voor een aantal soorten de duinvalleien de enige dan wel de belangrijkste groeiplaats vormt. Vooral de eerste successtadia worden gekenmerkt door de aanwezigheid van relatief zeldzame soorten geboden aan voedselarme, vochtige, open situaties. Bekende soorten zijn Strand duizendguldenkruid, Krielparnassia en Parnassia. Ook voor orchideeën vormen duinvalleien een belangrijke standplaats.



Figuur 3 - Globaal overzicht van microklimaat, bodem en vegetatie in een vochtige duinvallei inclusief de omringende hellingen (Uit: Bakker e.a. 1979)



Foto 1- Een vegetatie met o.m. Parnassia in een primaire duinvallei

Uit alle drie de voorbeelden blijkt dat de aard en opbouw van het duinlandschap enerzijds en de afstand tot de zee anderzijds, bepalen welke plantesoorten - en indirect geldt dit ook voor de dieren - er op een lokatie voorkomen. Daarom nu eerst aandacht voor de abiotische opbouw van het duinlandschap.

## 2.2 De abiotische factoren in het duinlandschap

Het huidige duinlandschap is in de loop van de afgelopen tien eeuwen ontstaan en opgebouwd. De processen die daarbij een rol speelden bepalen thans ook nog in hoge mate het uiterlijk en het functioneren van het duinecosysteem. Sinds het begin van de vorige eeuw is de invloed van de mens op de natuurlijke processen in het duinlandschap echter geleidelijk toegenomen. Het duinlandschap is als het ware ontstaan en geordend volgens een hiërarchie van processen (figuur 4).

	Natuurlijke veranderingprocessen in het landschap	Landschapscomponenten incl dynamische evenwichten	Invloeden van de mens
		→ ←	
	Klimaatveranderingen (b.v. neerslag, temperatuur en wind)	<b>KLIMAAT</b>	Vervuiling van de atmosfeer (invloed op temperatuur en neerslagkwaliteit)
	Wijzigingen in aan- en afvoerbalans van moedermateriaal Kustaanwas en -afslag	<b>GESTEENTE</b> (moedermateriaal)	Afvoer en toevoer van materiaal (afgravingen, ophogingen, opsputten van zand, aanvoer van stenen, klei, asfalt) Kustverdediging
	Erosie- of accumulatie door wind- en waterwerking (b.v. duinafslag, uit- en overstuiving)	<b>RELIËF</b>	Vergravingen Egalisatie Vastlegging
	Grondwaterstandsveranderingen (daling en stijging) Frequentieverandering van zilte invloeden	<b>GRONDWATER</b>	(Grond)waterwinning Kunstmatige infiltratie Oppervlakte-ontwatering Polderpeilverandering Verstoring v.d. natuurlijke fluctuatie Eutrofiëring
	Verschuiving in het evenwicht tussen ophoping van organische stof en mineralisatie Verwerking Uitspoeling van voedingsstoffen (kalk e.d.)	<b>BODEM</b>	Bodem bewerking Afploggen Bemesting Betreding
	Successie- en degeneratieprocessen (veranderingen in voedingsstoffenkringloop, waterverbruik etc.)	<b>PLANTEN</b>	Kappen, maaien, branden, betreding Aanplanten, uitzaaien Indirekt beweidings
	Toe- of afname van de omzetting van organische stof Toe- of afname van begrazings-, bemestings-, en betredingsintensiteit	<b>DIEREN</b>	Jacht Vissersij

Figuur 4 - De ordening van abiotische factoren gerangschikt naar de mate van onderlinge beïnvloeding (Uit: Bakker e.a. 1981)

De opbouw van het duinlandschap is het gevolg van klimatologische en geologische processen. De regen en de wind, de afwisseling van reeksen natte en droge jaren, de kustvorm, de verschillen in moedermateriaal (sedimenten), allen hebben ze bijgedragen aan het ontstaan van het reliëf en de duinvormen. Zo ontstonden hoogtes, hellingen en valleien en bepaalden vochtgradiënten de latere verstuwingsmogelijkheden. Kustverdediging, duinvastlegging, grondwaterstandsveranderingen en vergravingen hebben in de afgelopen eeuw afbreuk gedaan aan deze landschapsvormende processen.

Kenmerkende hydrologische processen kwamen op gang onder invloed van de relatief hoge ligging van het duin ten opzichte van de omgeving. Regionale en lokale hydrologische systemen werden gevormd en resulteerden in kwel- en inzijgpatronen, vocht- en waterkwaliteitsgradiënten.

Het volgende hiërarchische niveau van beïnvloeding wordt gevormd door de bodemprocessen. Bodemvorming of bodemrijping betekent dat er in het bovenste deel van het bodemprofiel stoffen (met name organische stof) accumuleert, wordt gemodificeerd en soms uitspoelt naar dieper in het profiel. Verdere, kleinschalige differentiatie vindt plaats op grond van verschillen in hoogte, helling, expositie, grondwaterstand en grondwatersamenstelling. Door verschillende vormen van erosie (vooral uitstuiven door de wind) vindt plaatselijk bodemverjonging plaats. Grondwaterstandsveranderingen, agrarisch gebruik, vergravingen en aanplant beïnvloeden bodemprocessen in sterke mate. De ontwikkeling van de begroeiing en van het dierenleven vindt plaats op grond van eerdergenoemde processen.

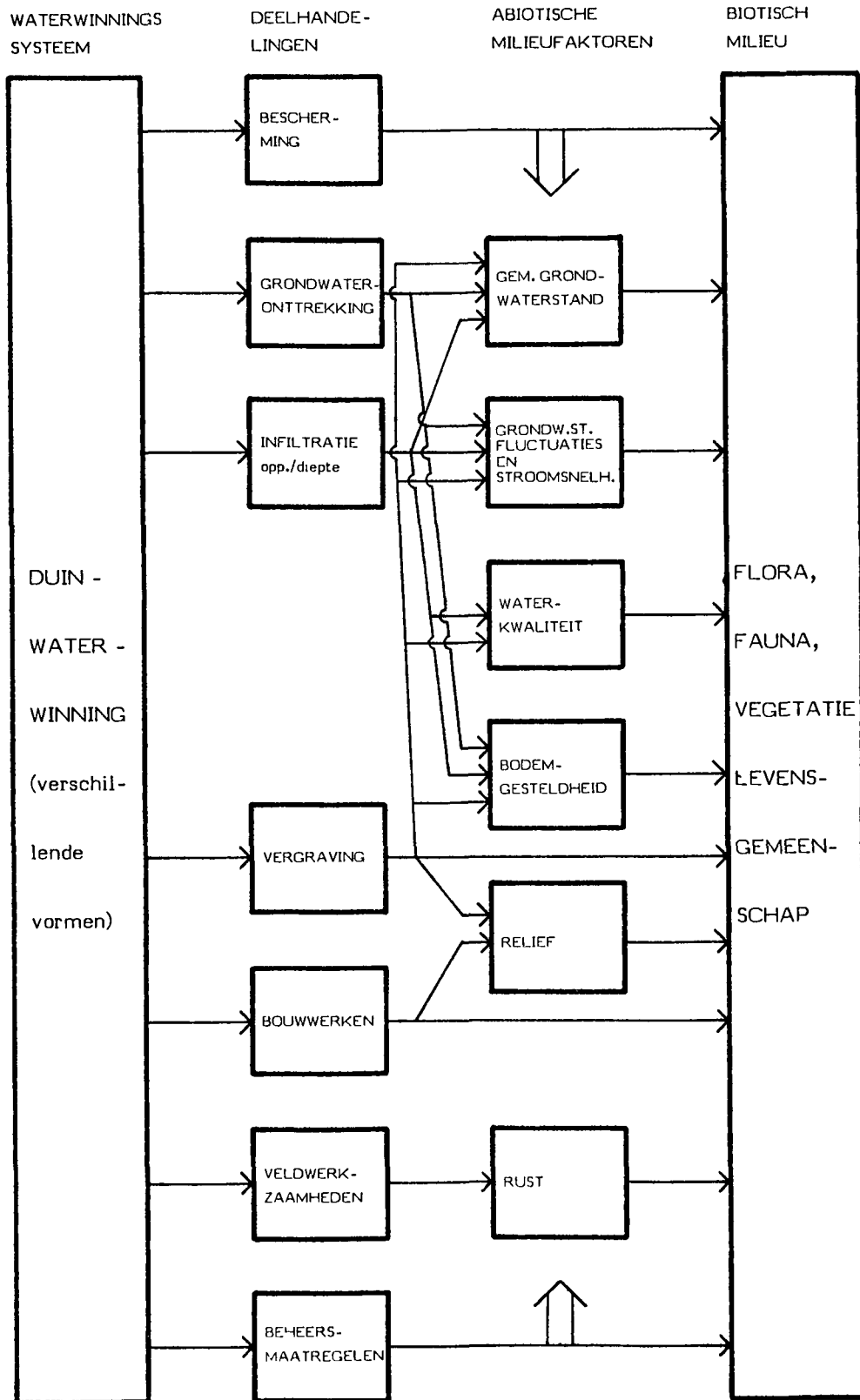
In het natuurlijke duinlandschap leidde het samenspel van al deze processen tot de al eerder genoemde zonering van en grote differentiatie in leefgemeenschappen.

De kracht, maar ook de kwetsbaarheid van het duinlandschap ligt dus in het functioneren van deze natuurlijke, landschapsvormende processen. Inbegrepen in deze processen veranderen de fundamentele kenmerken van het ecosysteem en tasten daarmee de bestaansmogelijkheden van plant en dier aan. De beoordeling van menselijke activiteiten vanuit het oogpunt van natuurbehoud zal, of het nu gaat om een natuurbeheersmaatregel of om een waterwinactiviteit, altijd gebaseerd zijn op deze proceskennis.

### 2.3 Waterwinactiviteit in de duinen

Beschouwen we waterwinactiviteiten in de duinen in zijn algemeenheid. Figuur 5 geeft in schema een beeld van de relatie waterwinactiviteiten enerzijds en natuur en landschap anderzijds.

De effecten op hydrologie, reliëf en bodem werken direct door in effecten op de levensgemeenschappen. In de praktijk van de ecologische effectbeschrijving blijkt de hydrologie de meeste problemen met zich mee te brengen. Daarom in de volgende paragraaf extra aandacht voor dit aspect.



Figuur 5 - De relatie tussen een aantal van de voornaamste ingrepen ten behoeve van de waterwinning en de effecten op natuurwaarden (Uit: MER-ZK)



### 3 DE WATERHUISHOUDING IN DE DUINEN

Waterwinactiviteiten in de duinen betekenen een ingreep in de waterhuishouding. Hetzij van zeer lokale aard, hetzij met een meer regionale betekenis. Bij de beoordeling van een nieuw project in het kader van waterwinning zal naar dit aspect zowel van hydrologen als van ecologen veel aandacht uitgaan. Uit gesprekken tussen hydrologen en ecologen blijkt dat zij vaak op een verschillende manier naar de hydrologie kijken (Den Hoed, 1985).

In deze paragraaf wordt ingegaan op de vraag welke rol de waterhuishouding speelt voor de natuurlijke vegetatie en hoe ecologen kijken naar het hydrologisch systeem.

#### 3.1 Het belang van water voor plant en vegetatie

Niet iedere plant komt overal voor. Immers, elke soort heeft zijn eigen 'ecologische amplitudo' ten aanzien van een groot aantal milieufactoren. Alleen daar waar aan alle eisen van een soort wordt voldaan kan deze zich ontwikkelen. Het grondwaterregime (kwaliteit en kwantiteit) blijkt een belangrijke factor. De **grondwaterstand** bepaalt niet alleen de beschikbaarheid van water voor de plant, maar bijvoorbeeld ook de lucht-huishouding rond de wortels, de beschikbaarheid van voedingsstoffen zoals nitraat en fosfaat, het type humus dat ontstaat, de pH etc.

Het hoeft hier geen betoog dat de grondwaterstand die we thans aantreffen in de vastelands duinen gemiddeld een aanzienlijke lagere is dan die rond 1850. Waterwinning, de aanleg van polders en verlaagde polderpeilen, duinrandafgraving, de aanleg van waterwegen, urbanisatie van het duingebied (riolering die een deel van de neerslag afvoert) en bebossing zijn daar debet aan. De mate van daling van de freatische stand kan plaatselijk uiteen lopen, van 0,5 tot 8 à 9 m (Stuyfzand, 1987).

Vochtige vallei-vegetaties zijn daardoor zeldzaam geworden.

Verlaging van de grondwaterstand betekent op die plaatsen waar tot op dat moment sprake was van hoge standen, een toename van bijvoorbeeld zuurstof in de bodem, humus zal sneller mineraliseren, er komen meer voedingsstoffen beschikbaar en verruiging van de vegetatie (= het verschijnen van grote, snelgroeiende planten) is

het gevolg. Deze verdringen de oorspronkelijke vegetatie en een eentonig plantedek resteert. Een bekende verruiger in de duinen is bijvoorbeeld Duinriet. De vraag of bekend is hoe hoog de grondwaterstand in een vochtige duinvallei zou moeten zijn kan met "ja" beantwoord worden. Van een goede ontwikkeling van valleivegetaties is sprake wanneer de vallei 's winters onder water staat en 's zomers de grondwaterstand minder dan 50-75 cm onder maaiveld blijft. De seizoensfluctuaties mogen 40 à 70 cm bedragen. Voor een aantal soorten luistert de grondwaterstand zeer nauw. Zo zien we in vochtige valleien de zogenaamde "pendelaars"; soorten die na een reeks natte jaren hoger in de vallei aan te treffen zijn dan na een reeks droge jaren. Bovendien is vaak duidelijk te zien dat kleine reliëfverschillen aanleiding geven tot een duidelijk vegetatiepatroon.

In vochtige situaties is de **grondwaterkwaliteit** minstens zo belangrijk als de kwantiteit. Als algemene karakterisering van het duingrondwater, na natuurlijke infiltratie van regenwater, valt te zeggen, dat dit voedselarm is. Deze kwaliteit wordt bepaald door een aantal factoren o.a.:

- Duinzand bevat overwegend slecht verweerbare bestanddelen met uitzondering van schelpfragmenten (calciumcarbonaat). Er vindt dus relatief weinig aanrijking met mineralen plaats.
- De neerslagkwaliteit; het grondwater in de duinen wordt uitsluitend gevoed door regenwater. Immers doordat de duinen hoger liggen dan de omgeving wordt voorkomen dat er voedselrijk water vanuit de omgeving naar toe kan stromen.
- Mineralen-aanvoer (met name Cl-) uit zee via 'saltspray'.
- Daarnaast is er een wisselwerking tussen vegetatiebodem en waterkwaliteit. Zo kan de Duindoorn in het wortelmilieu N<sub>2</sub> fixeren, dat als NO<sub>3</sub><sup>-</sup> in het grondwater achter blijft.

Hoewel de samenstelling van de neerslag de afgelopen decennia duidelijk is veranderd, is er zeker ten opzichte van de rest van Nederland nog steeds sprake van een relatief voedselarme grondwatersamenstelling.

Het maakt voor een plantesoort nog al wat uit of het water in de wortelzone direct afkomstig is van de regen (met een lage pH) of dat het calciumrijk grondwater is met een hoge pH >7. In dat laatste geval zal de beschikbaarheid van N, Fe en P anders zijn dan in het eerste geval en de invloed van bijvoorbeeld Al veel geringer.

Van de invloed van de grondwaterkwaliteit op de vegetatie is de laatste jaren veel studie gemaakt. Uit onderzoekingen blijkt (bijvoorbeeld Grootjans, 1986; SWNBL, 1986; Kemmers en Jansen, 1980) dat de verhouding regen- en kwelwater op die plaatsen waar het grondwater de wortelzone bereikt, van cruciaal belang is voor de soortsaamenstelling van de vegetatie.

De plaats in het landschap bepaalt of er sprake is van inzijging (recent geïnfiltreerd regenwater in de wortelzone) of van kwel (invloed base-verzadigd grondwater groot). Deze plaats bepaalt, samen met mer lokale kenmerken van de standplaats zoals sediment, grondwaterstand e.d. de condities rond het wortelmilieu van de plant.

Ook in de duinen blijken deze inzichten opgeld te doen. Onderzoek (Grootjans e.a., 1988) wijst uit dat het vegetatie-patroon in een aantal relatief ongestoorde duinvalleien op Schiermonnikoog parallel loopt met het patroon van inzijging en kwel. De aanwezigheid van grote duinruggen leidt tot kwel op de nabijgelegen lagere terreindelen.

Zo bezien zijn de direct rond de plant te meten abiotische factoren, die het voorkomen van een soort bepalen, geen zelfstandige grootheden, maar afhankelijk van factoren als ligging in het landschap, grondwaterstroming en bodemontwikkeling.

Overigens, ook in valleien waar geen sprake is van kwel van grotere diepte, is er soms een correlatie tussen waterkwaliteit en vegetatie bijvoorbeeld doordat duindoorn in het wortelmilieu vrij stikstof omzet in nitraat of doordat verschillende vegetatietypen verschillende typen humus produceren waar doorheen regenwater percoleert. Dit is een voorbeeld van de wijze waarop de vegetatie het bodemmilieu beïnvloedt. Het zou te ver voeren om hier nader op in te gaan.

Duidelijk zal zijn dat voor een natuurlijke ontwikkeling van de vegetatie zoveel mogelijk aansluiting gevonden zal moeten worden bij de natuurlijke kwaliteit van het grondwater en dat een verlaging van de grondwaterstand in thans vochtige kwel-situaties altijd leidt tot een toename van de invloed van regenwater in de wortelzone.

Maar tevens geeft dit aan dat de mate van nauwkeurigheid van hydrologische berekeningen ten behoeve van de ecologie ook in deze orde van grootte dient te zijn. En dat brengt ons op het punt van worden gebracht (schaal 1:10.000 b.v.). Bij het tweede onderdeel ligt de nadruk voor op op meer detail.

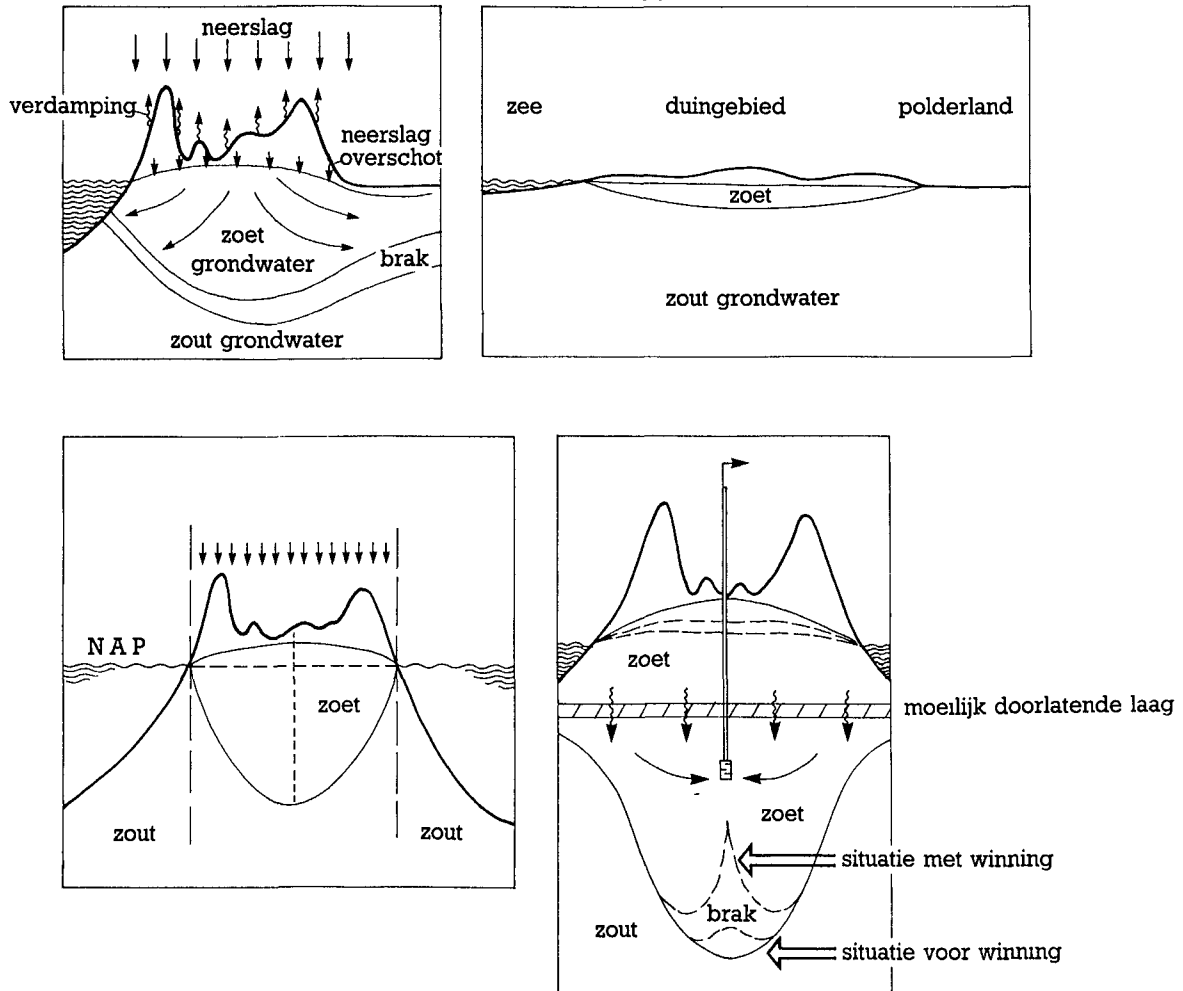
Bij de tot op heden gebruikelijke benadering in hydrologische effectenstudies ligt de nadruk vooral op grondwaterstanden c.q. potentialen.

De duinen worden voorgesteld als een meerlagig systeem, waarin zich boven het zoute water een min of meer symmetrische zoetwaterlens heeft gevormd, waarin de afstroming voornamelijk dwars op de duinreeks plaatsvindt.

Met behulp van verschillende rekentechnieken wordt het effect van winning of infiltratie op een potentiaalbeeld berekend.

Laten we de superpositieberekeningen even buiten beschouwing -zij zijn vooral geschikt om de grootte van de invloed van verschillende ingrepen, c.q. varianten van één ingreep te vergelijken- en bepalen wij ons tot simulatieberekeningen, dan lijken de thans veel gebruikte eindige elementen- en eindige differentiemethoden het meest geschikt om een vaak heterogene werkelijke situatie het best te beschrijven.

KD- en c-waarden, neerslag en de relatie met het oppervlaktewater worden als invoergegevens opgegeven, waarna de potentialen berekend worden. Deze potentialen dienen vervolgens vergeleken te worden met een netwerk van gemeten potentialen. Op hoe meer punten een gemeten waarden bekend is, des te beter kan de werkelijkheid met het modelresultaat vergeleken worden.



Figuur 6 - Een tot op heden veel gebruikte schematisatie van het hydrologische systeem van de duinen (Engelen, 1984)

Maar zelfs wanneer blijkt dat de overeenkomst tussen gemeten en berekende waarden erg goed is, dan nog is de gemeten waarde in het veld de resultante van veel meer parameters dan het bescheiden aantal dat voor een hanteerbaar model ingevoerd moet worden. Het is namelijk de kracht, maar tegelijk de beperking van een model dat alleen de meest bepalende parameters worden meegenomen. Vaak zullen voor modellen gemiddelde waarden als invoerparameter vol-  
doen, maar wordt de aktuele situatie sterk beïnvloed door afwij-  
kingen van zo'n gemiddelde. Het is zeer de vraag of de grote lij-  
nen-benadering voor ecologische effect beschrijving voldoende de-  
tail geeft, omdat de geschiktheid van de standplaats niet alleen  
bepaald wordt door een gemiddelde situatie, maar ook door de mate  
van afwijking van het gemiddelde; dit nog afgezien van het feit  
dat stromingspatronen op grotere schaal (1:5000 tot 1:1000) beke-  
ken, onder meer gebaseerd zijn op verschillen in reliëf die niet  
nauwkeurig in kaart zijn gebracht en dus ook niet kunnen worden  
meegenomen.

Daarnaast kan worden vastgesteld dat daar waar de nauwkeurigheid van de berekening het grootst is, namelijk het centrum van de ingreep, meestal niet de plaats is waar voor de ecologen de belangrijkste vragen liggen.

Immers als het goed is, is er aan de locatiekeuze een oriënterend onderzoek vooraf gegaan en worden de ecologisch meest kwetsbare gebieden gemedan.

Dit heeft als consequentie dat ze veelal aan de rand van het modelgebied liggen, daar waar de nauwkeurigheid niet optimaal is.

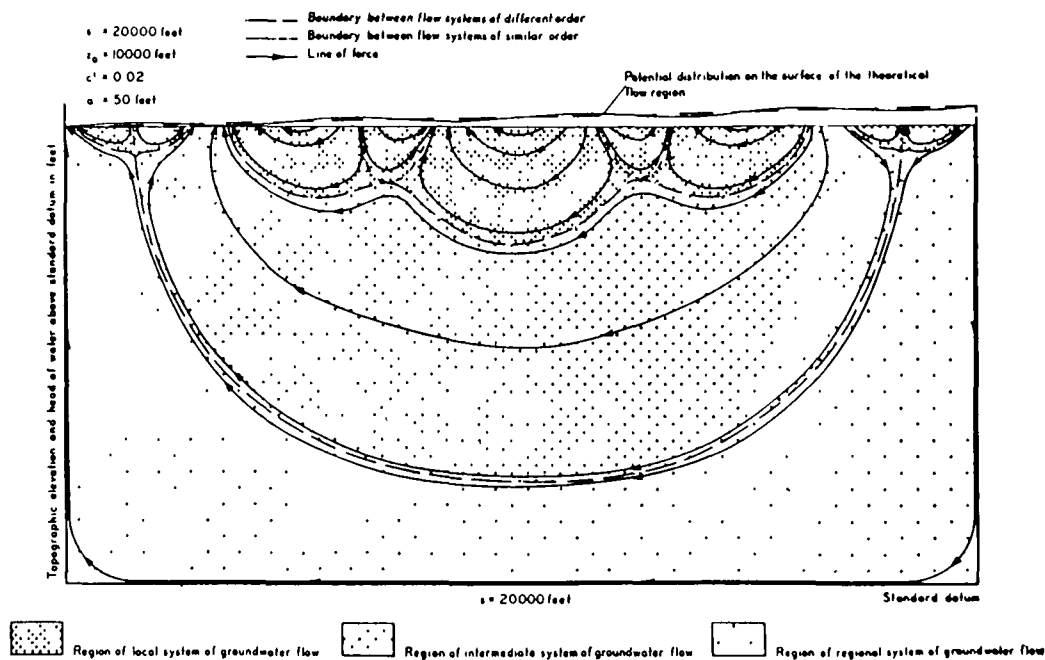
Samengevat: hydrologische modelberekeningen die veranderingen in grondwaterstanden, c.q. -potentialen berekeningen, zijn een noodzakelijke basis voor ecologische studies. Op dit moment is het nog vaak zo dat de hydrologische studies onvoldoende informatie geven over de relaties in het betrokken landschap tussen vegetatie en (grond-)water en te globaal zijn voor een concrete ecologische effectbeschrijving.

Een voorbeeld van een landschapsecologische benadering van de hydrologische modellering is ontwikkeld door Engelen (o.m. Engelen, 1987).

Landvormen, oude gebruikskarten, plantesoort- en vegetatiekarteringen, waterschapskarten, alle geven informatie over de aanwezigheid en de rol van water in het landschap; ze geven aanwijzingen over bijvoorbeeld de aanwezigheid van kwel, nu of vroeger, de mate van natheid in het verleden en dergelijke. Door enerzijds meer van deze informatie gebruik te maken alvorens tot modellering over te gaan en anderzijds meer aandacht te besteden aan de modellering van stroming -mede aan de hand van geohydrologische parameters- komt een systeemanalyse tot stand die ook voor ecologen goed bruikbaar lijkt te zijn.

Voor de stromingsmodellering gaat Engelen terug op Toth (1963). Hij gaat ervan uit dat bij een gegeven reliëf en neerslagoverschot er zich een freatisch grondwatervlak ontwikkeld, dat in de orde van grootte overeenkomt met het reliëf. Het bijbehorende potentiaalveld genereert stromingssystemen die naast elkaar en op elkaar gesuperponeerd kunnen voorkomen. Een stromingssysteem is een

in de ondergrond driedimensionale afgrensbare, dynamische eenheid. De eenheid heeft meestal een typerende chemische samenstelling of groep van samenstellingen afhankelijk van de hydrochemische invoer en omzettingsprocessen binnen die eenheid. Een stromingssysteem heeft een infiltratiegebied en één of meerdere kwelgebieden die door stroombanen zijn verbonden (fig. 8).



Figuur 8 - Theoretisch stromingspatroon tussen lokale intermediaire en regionale grondwaterstromingssystemen (uit: Toth, 1963).

Recent wordt in toenemende mate door hydrologen aandacht aan stroming besteed, getuige de ontwikkeling van modellen als FLOSA (Brouwer en anderen, 1988) en BOUFLO (Boukes, 1989).

De analyse van de rol van (grond-)water in het landschap wordt hierdoor beter mogelijk gemaakt.

Door het landschap centraal te stellen als intermediair tussen grondwater en vegetatie wordt de stap naar het in beschouwing nemen van het totaal van de waterwin- en infiltratie-activiteiten in een gebied kleiner.

Bij de -beleidsmatig vaak belangrijke- vraag naar optimalisatie van winning en infiltratie met oog op natuurwaarden in de duinen, speelt een afweging van de verschillende waterwinvormen (diepin-

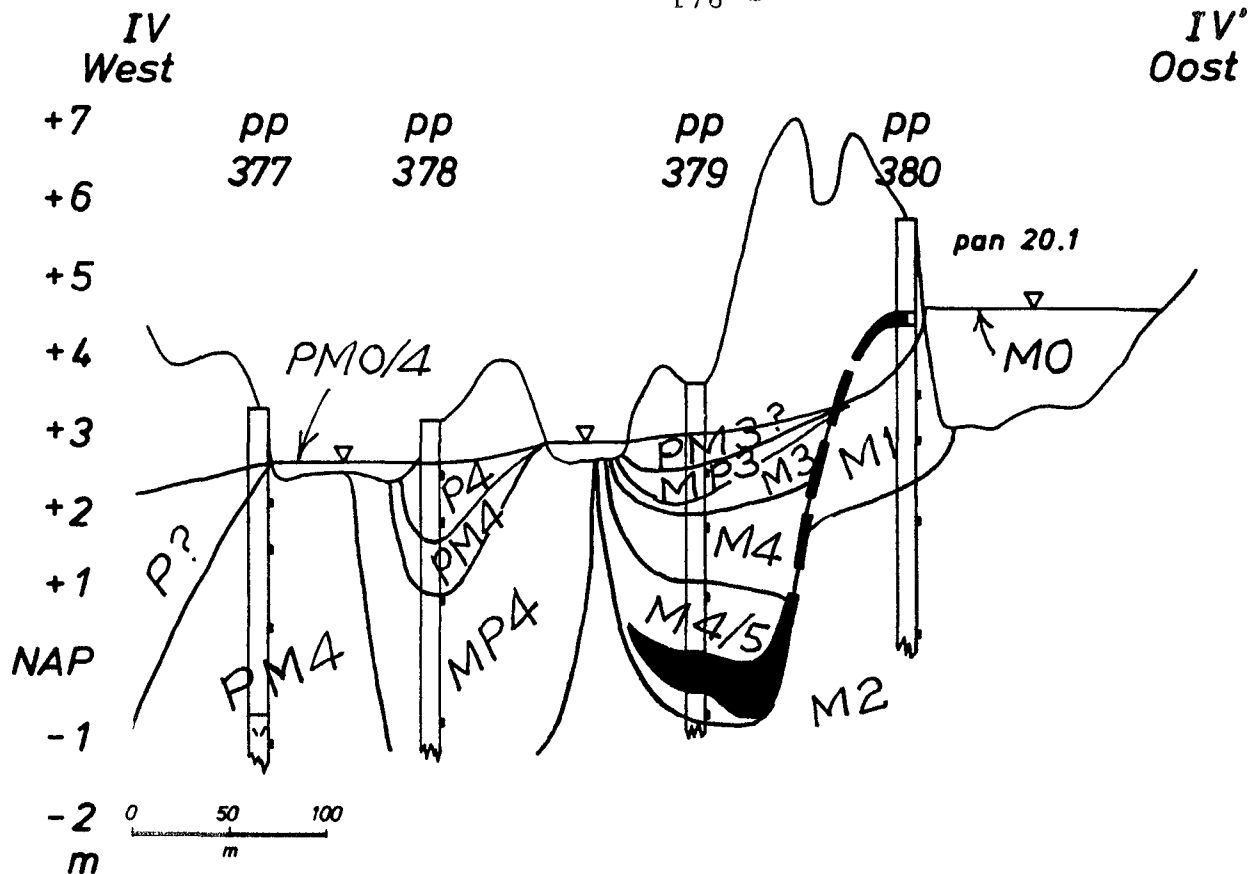
filtratie, oppervlakte-infiltratie, grondwaterwinning) vaak een belangrijke rol. Soms is er ook sprake van duidelijke onderlinge interacties. Een goede systeembeschrijving maakt het afwegen van verschillende waterwinvormen mogelijk.

Ter illustratie het volgende voorbeeld.

Bij DWL-Den Haag werd in een plassen-gebied dat ten westen van de infiltratieplassen ligt, in de vlakke delen al enige jaren de vegetatie gemaaid. Dit met de achterliggende gedachte dat maaien en afvoeren van de vegetatie leidt tot afvoer van voedingsstoffen en daarmee tot het verbeteren van de groeiplaatsomstandigheden voor vochtige-valleisoorten. Onduidelijk was echter of de eutrofiërende invloed van infiltratie water in deze zone zodanig is, dat maaien en afvoeren opweegt tegen de nutriënteninvoer na het infiltratiewater. Meerjarig onderzoek, in samenwerking tussen de DWL en het KIWA, leverde onder meer op (Den Hoed e.a., 1987; Stuyfzand & Mobergs, 1987) dat, in tegenstelling tot hetgeen nogal eens gedacht werd, in de vlakke delen van deze kwelzone geen sprake is van een regenwaterlens, maar dat deze plassen functioneren als kwelvensters die infiltratie-water aantrekken (zie figuur 9).

Daar waar dit het geval is, heeft de vegetatie dus te maken met een verhoogd aanbod van voedingsstoffen. Door een schatting te maken van de verhouding tussen aanbod en afvoer van nutriënten kon een indruk verkregen worden van de zin van een maatregel als maaien en konden beheersadviezen worden gegeven.





Figuur 9 - Ruimtelijke verbreiding van watertypen langs raai IV in West-Meijndel; M = Maaswater; MP = Naaswater net 50%; PM = neerslagwater met 50% M; 0 tot en met 5 = redox-niveau, steeds anaerober. Deze figuur is gebaseerd op meting en interpretatie van waterkwaliteit. Met kennis van de processen in de ondergrond is de stap naar een stroombaanpatroon niet groot meer (den Hoed et al, 1987; Stuyfzand & Moberts, 1987).

Samenvattend: het is niet onze bedoeling geweest uitputtend het onderwerp "de hydrologie van de duinen" te behandelen. Wel wordt in bovenstaande getoond dat kwaliteit en kwantiteit van het grondwater uit oogpunt van natuurbehoud van groot belang zijn. Bij een ecologische beoordeling van waterwinactiviteiten zullen beide dan ook betrokken dienen te worden.

Aan een goede ecologische effectenbeschrijving ligt een goede hydrologische effectbesrijving ten grondslag. De tot op heden gebruikelijke benadering voldoet echter niet aan de eisen die daar vanuit de ecologie aan worden gesteld. Een fundamenteel probleem wordt gevormd door het te geringe aantal waarnemingspunten op ecologisch relevante lokaties.

## 4 NATUURBEHOUD EN DIEPINFILTRATIE

### 4.1 Uitgangspunten

Het overheidsbeleid, zowel van het rijk als van de provincie, is reeds geruime tijd en in toenemende mate gericht op de bescherming en het behoud van het natuurlijke duinlandschap. Ingrepen ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening worden, evenals andere voorgestelde ingrepen, nauwkeurig getoetst aan de beleidsrichtlijnen zoals die zijn vastgesteld in het Structuurschema Natuur en Landschap en het Tweede Structuurschema voor de Drink- en Industriewatervoorziening. In laatstgenoemd beleidsvoornemen worden daarenboven concrete voorstellen gedaan voor "regeneratie" van het duin.

De algemene doelstelling voor het beheer van het duingebied kan omschreven worden als:

"het in stand houden en/of bevorderen van de specifieke natuurlijke processen van het duinlandschap en van de natuurlijke ontwikkeling van levensgemeenschappen."

Als afgeleide doelstellingen gelden dan:

- het nastreven van een natuurlijke(r) waterhuishouding;
- het optimaliseren van natuurwaarden;
- het nastreven van een goede landschappelijke inpassing;
- het zoveel mogelijk beperken van ingrepen in het terrein.

Wat betekent dit nu voor diepinfiltratie in de duinen?

Daartoe vergelijken we eerst diepinfiltratie met andere waterwin-systemen. Vanuit natuurbehoud ziet die vergelijking er globaal gesproken als volgt uit:

**Duinwaterwinning** leidt tot een (soms aanzienlijke) daling van de grondwaterstand, heeft in belangrijke mate bijgedragen aan de achteruitgang van valleivegetaties en is op de lange duur ontoereikend om te voorzien in de huidige in de duinen geproduceerde hoeveelheid drinkwater. Vergraving was nodig voor de plaatsing van winmiddelen en leidingaanleg.

**Oppervlakte infiltratie** leidt weliswaar lokaal tot een verhoging van de grondwaterstand, maar de combinatie van verhoogde nutriëntenconcentraties en een verhoogde stroomsnelheid leidt tot eutrofiëring op al die plaatsen waar (al dan niet voorgezuiverd) infiltratiewater in de wortelzone komt. De grootte van dat oppervlak hangt af van de mate waarin het systeem omgeven is door winmiddelen en verschilt thans van bedrijf tot bedrijf. De fluctuaties van de grondwaterstanden zijn veelal onnatuurlijk. Vergravingen zijn nodig voor aan- en afvoer-leidingen (al dan niet gesloten) en voor de plassen en winmiddelen.

**Diepinfiltratie** leidt, mits niet bedreven in het bovenste pakket en onder normale bedrijfsomstandigheden slechts tot een geringe verandering van de grondwaterstand, bijvoorbeeld een stijging ten gevolge van overinfiltratie. Meestal kan deze verandering positief worden beoordeeld omdat er sprake is van een natuurlijke kwaliteit in het freatische pakket en er daar geen sprake is van een eutrofiërende invloed. Eén en ander is afhankelijk van de geohydrologische opbouw ter plaatse. Bij het ontwerpen kan rekening worden gehouden met een min of meer natuurlijk fluctuatiepatroon. Wel is het zo dat in calamiteitssituaties van een langduriger daling van de grondwaterstand sprake kan zijn. Vergravingen zijn nodig voor het leggen van leidingen, infiltratieputten en winmiddelen.

Kijken we alleen naar de effecten voor de natuur in het duingebied dan springt diepinfiltratie, mits optimaal aangepast aan de ecologische eisen, er als minst slechte uit. Immers, indien juist aangelegd en bedreven zal er geen eutrofiëring van het freatisch vlak plaatsvinden. Afhankelijk van het ontwerp en lokatie zal er verder een geringe grondwaterstandsverandering optreden. In hoeverre dit een daadwerkelijk positief effect op de vegetatieontwikkeling zal hebben, is afhankelijk van het reliëf, de hoogteligging en de aard van de huidige vegetatie.

Verder dienen de volgende kanttekeningen te worden gemaakt:

- Milieuhygiënische aspecten op lange termijn zijn buiten beschouwing gelaten, alsmede het mogelijk eutrofiërende effect ten oosten van de duinen op langere termijn.

- De vergelijking van de verschillende produktiemethoden heeft alleen zin als er al besloten is dat er een uitbreiding van de waterwinning persé in de duinen moet plaatsvinden. Elke uitbreiding, ook een door middel van diepinfiltratie brengt vergravingen, beïnvloeding van de hydrologie en verstoring van de rust door onderhoudsactiviteiten met zich mee.

Deze laatste overweging is er dan ook de reden van dat door de verschillende overheden en natuurbehoudsorganisaties niet zozeer aangedrongen wordt op uitbreiding van de waterwinning in de duinen door middel van diepinfiltratie alswel op vervanging van (delen van) de andere systemen door diepinfiltratie en dat eigenlijk het liefst buiten de duinen. Maar daar is het laatste woord nog niet over gezegd.

In onderstaande willen we allereerst stil staan bij de vraag naar de uitvoering van een diepinfiltratieproject.

Er vanuit gaande dat besloten is een uitbreiding van de waterwinning in het duingebied te laten plaatsvinden, dan betekent een operationaliseren van de doelstelling uit het begin van deze paragraaf dat:

- Naar een zo gering mogelijke ecologische schade in casu beïnvloeding van de natuurlijke waterhuishouding wordt gestreefd.
- Er op grond van het hydrologisch systeem van het duingebied een optimaal bedrijfsvoeringsplan wordt opgesteld, zowel voor normale als voor calamiteitsomstandigheden.
- Er, indien nodig, compenserende maatregelen worden getroffen met betrekking tot de waterhuishouding: bijvoorbeeld optimalisatie van de configuratie van de overige winningen en zo mogelijk verminderde winning van natuurlijk grondwater.

Onze ervaring in het kader van het diepinfiltratieproject "Watervlak" heeft ons geleerd dat deze uitgangspunten voor de technici waar we mee samen werkten soms concretisering behoeften. Aan de hand van hetgeen beschreven is in de eerste paragrafen van deze bijdrage is het niet moeilijk meer om dit voor een diepinfiltratie-project alsnog te doen.

Daartoe grijpen we terug op figuur 4, waarin de hiërarchie van landschapscomponenten staat afgebeeld en bespreken we eerst de lokatiekeuze en vervolgens enige ingrepen.

#### 4.2 De lokatiekeuze

Veel staat of valt met de lokatiekeuze. Zo zal de uitvoering van één ontwerp op de ene plaats nauwelijks hydrologische effecten hebben, maar op een andere vele. Het zou te ver voeren hier alle mogelijkheden de revue te laten passeren. Wel is het in kort bestek mogelijk enige globale richtlijnen te geven.

1. Deelname in de voorbereidingsgroep van een ecooloog. Naast het aangeven van min of meer harde randvoorwaarden vanuit natuurbehoud in een vroeg stadium, is het van groot belang dat de diverse disciplines elkaars taal leren verstaan. Dit zal ongetwijfeld bijdragen aan een snellere en betere planvorming.
2. De capaciteitsplanning is onder meer gebaseerd op prognoses van het watergebruik. Het verdient overweging om, ondanks een gegeven planning van de behoefte, een grotere capaciteit van het project na te streven dan op grond van die behoefte-prognose aan te geven is. In samenhang met de reeds bestaande waterwin-systemen kan dan op eenvoudiger wijze gezocht worden naar een bedrijfsvoering die enerzijds voorziet in een veilige drinkwatervoorziening en anderzijds gericht is op een optimalisatie van het totaal van de systemen vanuit het oogpunt van natuurwaarden.
3. Zoek een lokatie waar het mogelijk is gebruik te maken van bestaande infrastructuur. Niet alleen is dat goedkoper maar het maakt het ook makkelijker om aan regel 4 te voldoen.
4. Vanuit natuurbehoudsoogpunt is het beter om, als er een ingreep dient plaats te vinden, de "ellende" maar te concentreren en te zoneren. Voor de lokatiekeuze betekent dit dat de voorkeur uitgaat naar plaatsen waar al sprake van verstoring is, boven plaatsen waar dit niet het geval is. Vergraving in een terrein-

deel dat ook al onder invloed van oppervlakte-infiltratie staat of waar al vergraven is, is minder nadelig dan vergraving in ongeroerde grond.

5. Maak een globale inventarisatie van natuurwaarden in de uitgangssituatie vóór de lokatiekeuze en niet daarna. Enerzijds vereenvoudigt dat een gemotiveerde lokatiekeuze, anderzijds voorkomt dat "verrassingen" in een latere fase.

De scheiding tussen lokatiekeuze en ontwerp- en uitvoeringsfase is soms kunstmatig. Zo hebben wij ervaren dat lokatie-afweging vaak ook betekent het afwegen van verschillende uitgangspunten voor het ontwerp. Lokatiekeuze komt dan neer op het afwegen van verschillende alternatieven (combinaties van een ontwerp en een lokatie). Dit lijkt erg omslachtig maar heeft het voordeel dat het in de fase van de vergunningaanvraag veel tijd kan besparen.

#### 4.3 Ontwerp en uitvoering

Uitgangspunten bij het ontwerpen van het diepinfiltratiesysteem zijn ons inziens:

1. Sluit aan bij de bestaande infrastructuur: putten en leidingen dienen in beginsel in bestaande tracé's of langs verharde wegen aangelegd te worden.
2. Vergravingen ten behoeve van kabel- en leidingaanleg dienen zo beperkt mogelijk te blijven. Het gelijktijdig aanleggen in éénzelfde tracé waarbij 'over de kop' gewerkt wordt, beperkt de werkbreedte van de kabel- en leidingsleuf tot enkele meters! In mul zand, of wanneer door windsingels en dergelijke gegaan moet worden, kunnen kleine eenvoudige keerwanden wonderen doen.
3. Het onderwerp dient afgestemd te zijn op een zoveel mogelijk geautomatiseerde, op afstand bedienbare, bedrijfsvoering. Bij diepinfiltratie gaat het daarbij in het bijzonder om systemen voor het schoonspoelen: afvoer van spoelwater, eventueel chemicaliën. Een dergelijke aanpak minimaliseert de verstoring door onderhoudswerkzaamheden.
4. Het ontwerp dient verder afgestemd te worden op het eenvoudig kunnen verzamelen (bijvoorbeeld automatisch) van relevante

produktiegegevens en van relevante effect-parameters (onder andere grondwaterstandsmelders, monitoring grondwaterkwaliteit e.d.).

5. Per ontwerp-variant dienen de natuur- en milieu-effecten goed beschreven te worden, opdat afweging mogelijk is. Tevens dienen de effect-voorspellingen als leidraad voor het opstellen van een monitoringprogramma dat het volgen van de werkelijk opgetredende effecten mogelijk moet maken.
6. Het belangrijkste instrument bij de voorspelling van de ecologische en milieuhygiënische effecten is een adequate grondwatermodellerig (zie ook par. 3). De modelberekening dient inzicht te geven in verandering van zowel grondwaterstanden als -stroming en kwaliteit. De ecologische effectbeschrijving gaat in de praktijk vaak gelijk op met de hydrologische. Vanuit de ecologie is het goed mogelijk om, na een inventarisatie, op te geven in welke terreindelen men bij uitstek geïnteresseerd is, waarna hydrologen in hun effectstudie daar bijzondere aandacht aan kunnen schenken.
7. De bij diepinfiltratie te verwachten veranderingen van de grondwaterstand zullen, algemeen gesproken, relatief beperkt zijn. In situaties waarin ruwwater-aanvoer en daarmee de kunstmatige aanvulling, stagneert kan de daling van de grondwaterstand echter aanzienlijk zijn. Dit pleit ervoor juist aan deze calamiteitssituaties extra aandacht te besteden.

#### 4.4 Bestek en aanleg

Op grond van ervaringen bij verschillende projecten, die in de afgelopen jaren in het duin zijn uitgevoerd, kunnen een aantal vaste uitgangspunten voor een bestek opgesomd worden:

- . Uitvoering indien enigszins mogelijk buiten het groeiseizoen: van circa 1 oktober 1988 tot uiterlijk 1 april 1989.
- . Onverharde wegen moeten altijd voorzien worden van goede rijplaten.
- . Buiten wegen en paden uitsluitend op dikke houten schotten of eventueel op rijplaten.
- . Centrale opslagplaats voor materiaal en materieel aanleggen, zo dicht mogelijk bij de verharde weg en afzetten met hekken.

- . Naar iedere putlokatie en rondom worden platenbanen aangelegd.
- . De bij het boren vrijkomende specie wordt in bezinkbakken opgevangen. Het ontwaterde materiaal wordt afgevoerd, dan wel in depot gezet op zogenaamde dragline-schotten.
- . Het bij het schoonpompen onttrokken water wordt afgevoerd via een pijpleiding naar een vooraf gekozen, niet kwetsbaar terreindeel (bijvoorbeeld infiltratiekanaal) of naar een riool.
- . De stroomvoorziening wordt centraal aangelegd: dieselaggregaat in waterdichte bak.
- . Dienstgebouwen dienen landschappelijk ingepast te worden.
- . Zo spoedig mogelijk na afloop van (een deel van) de werkzaamheden wordt het terrein zoveel mogelijk in de oude staat hersteld, in overleg met de terreinbeheerder.
- . Er dient een goed systeem van toezicht op de uitvoering van de werkzaamheden te bestaan, inclusief regelmatig overleg met de terreinbeheerder.

#### 4.5 Bedrijfsvoering

- Met betrekking tot de verschillende, ten aanzien van milieueffecten, essentiële gegevens dienen 'gemonitord' te worden en regelmatig gerapporteerd.
- Het is wenselijk een testperiode met betrekking tot het bedrijfsvoeringsplan en de eventuele milieueffecten te laten plaatsvinden, gevolgd door een evaluatie en eventuele bijstelling van het plan.

#### 4.6 Toekomst

Op dit moment is nog niet te voorzien welke omvang de diepinfiltratie-capaciteit in de duinen op de lange termijn zal aannemen. Vanuit de bedrijfstak wordt diepinfiltratie primair gezien als een methode voor uitbreiding van de totale waterwincapaciteit in de duinen. Waarbij de voorkeur voor de duinen gemotiveerd wordt vanuit de optimale beschermingsmogelijkheden en de ideale eigenschappen van de ondergrond voor infiltratie en zuivering. Van de zijde van de overheid (bijvoorbeeld de Minister voor Volksgezondheid in zijn reactie op het Tweede Tienjarenplan van de bedrijfstak) wordt



aangedrongen op gedeeltelijke vervanging van oppervlakte-infiltratie en grondwaterwinning door diepinfiltratie. De toekomst van diepinfiltratie in de duinen zal mede bepaald worden door de mate waarin men erin slaagt de ecologische en milieuhygiënische effecten te minimaliseren en de bestaande systemen te optimaliseren voor wat betreft hun effecten op het milieu. Ecohydrologisch onderzoek vóór en door de duinwaterleidingbedrijven is daartoe een belangrijke voorwaarde.

## 5 VERANTWOORDING

Onze dank gaat uit naar ing. H. Posthuma (PWN) die belangrijk materiaal heeft aangedragen voor het leggen van de relatie tussen theorie en praktijk.

Daarnaast naar ir. J.P. van der Eem en ir. J.H. Peters voor hun bereidheid het manuscript kritisch door te nemen en van constructief commentaar te voorzien.

## 6 LITERATUUR

- BOUKES, H.; 1989. BOUFLO, een stromingsprogramma aan de hand van balansen (accepted H<sub>2</sub>O).
- BROUWER, G.K., W. ZIJL & F.D.E. WAARDENBURG; 1988. Regionale grondwaterstroming: driedimensionale numerieke en analytische oplossingen. H<sub>2</sub>O, (21), 6.
- ENGELLEN, G.B.: 1984. Schuiven met watermassa's; het water als onderdeel van het duinecosysteem. Uit: PWN-Symposiumverslag "Van Duingebruik naar Duinbeheer; 50 jaar onderzoek en beheer in het Noord-Hollands". Duinreservaat.
- ENGELLEN, G.B.; 1986. Groundwatersystems, methodology and definitions. In: Developments in the analysis of groundwater flow-systems. Eds. G.B. Engelen and G.P. Jones IAHS public. no. 163, p. 67-106.
- ENGELLEN, G.B., H. VAN ELBURG, W. ZIJL, J.M.J. GIESKE, R.J. STUURMAN & F. WAARDENBURG; 1986. Groundwatersystems dynamic. In: Developments in the analysis of groundwater flowsystems. Ed. Engelen, G.B. and G.P. Jones. IAHS public. no. 163, p. 109-152.

- GROOTJANS, A.P.; 1985. Changes of groundwaterregime in wet meadows. RU-Groningen; dissertatie.
- GROOTJANS, A.P., P. HENDRIKS, M. ENGELMOER & V. WESTHOFF; 1988. Vegetation dynamics in a wet dunestack I: Rare species-decline in the Wadden Island of Schiermonnikoog in the Netherlands. Acta Bot. Neerl. 37 (2), p. 265-278.
- HOED, M.A. DEN; 1985. Over de samenwerking tussen hydrologen en ecologen. In: "Ontwikkelingen in het hydrologisch onderzoek." Symposiumverslag Hydrologische Kring.
- HOED, M.A. DEN, F.M.L. MOBERTS EN P.J. STUYFZAND; 1986. Mogelijkheden voor een verschrallend maaibeheer in twee (ver)natte duinterreinen. KIWA-SWE-86.007, KIWA, Nieuwegein.
- JUNGERIUS, P.D. & F. VAN DER MEULEN; 1985. Stuifkuilen in het duinterrein Meijendel. Landschap 1985 nr. 2 p. 143-151.
- KEMMERS, R.H. & P.C. JANSEN; 1980. Half-natuurlijke vegetaties in relatie tot waterhuishouding en waterkwaliteit. ICW, Wageningen.
- MINISTERIE VAN CULTUUR, RECREATIE EN MAATSCHAPPELIJK WERK; 1981. Milieu-effect rapport waterwinning Zuid-Kennemerland. Staatsuitgeverij 's-Gravenhage.
- TOTH, J.; 1963. A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. Journal of Geophysical Research, vol. 68, 16, p. 4795-4812.
- STUDIECOMMISSIE WATERBEHEER NATUUR, BOS EN LANDSCHAP. Interim-rapport 1983-1985. Utrecht, 1985 30 cm., 168 blz.
- STUYFZAND, P.J. & F.M.L. MOBERTS; 1987. De bijzondere hydrologie van kwelplassen in de duinen met kunstmatige infiltratie. H<sub>2</sub>O 20, 3, p. 52-57 en 62.

