

Mededeling 95

PESTICIDEN IN WATERWINGEBIEDEN

Over de toelating van diffuus gebruik van stoffen, bestrijdingsmiddelen in het bijzonder, in relatie tot de omvang van grondwaterbeschermingsgebieden

Opdrachtgevers : \* Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer; Directoraat-Generaal voor de Milieuhygiëne  
\* Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland

Opdrachtnummers: 981.710.001 en 881.710

Ir. J.H. Peters

KIWA N.V.  
Vakgroep Hydrologie  
Nieuwegein, december 1985

Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen KIWA  
N.V.

Correspondentieadres	Speurwerklaboratorium
Sir Winston Churchill- laan 273	Groningenhaven 7
Postbus 70	Postbus 1072
2280 AB RIJSWIJK	3430 BB NIEUWEGEIN
NEDERLAND	NEDERLAND
Telefoon (070) 953535	Telefoon (03402) 60860
Telex 32480	
Postrekening 529295	

#### PESTICIDEN IN WATERWINGEBIEDEN

KIWA-mededeling 95

J.H. Peters

142 pagina's

december, 1985

UDC: 556.388.2: 632.95

Trefwoorden: Grondwateronttrekking, Bescher-  
mingszones, Bestrijdingsmiddelen,  
Meststoffen, Diffuus gebruik van  
stoffen, Grondwaterkwaliteitsmo-  
dellen

Auteursrechten voorbehouden

Foto voorkant: ANP-Foto

<u>INHOUD</u>	Blz.
VOORWOORD EN VERANTWOORDING	5
SAMENVATTING EN CONCLUSIES	9
0 SHORT ABSTRACT, CONCLUSIONS AND SOME RECOMMENDATIONS	11
1 INLEIDING	17
2 BESTRIJDINGSMIDDELEN- GEBRUIK IN NEDERLAND	21
2.1 Toelatingsbeleid	21
2.2 Hoeveelheden	22
3 TOELAATBAARHEID IN HET ALGEMEEN	25
3.1 Drinkwaternormen	25
3.2 Bodempassage	27
3.3 Verblijftijden	27
3.4 Bodemgedrag van biociden	28
3.5 Vorm van de toediening	29
4 BODEMPROCESSEN VAN BESTRIJDINGS- MIDDELEN	31
4.1 Afbraak	32
4.2 Adsorptie	36
4.3 De belasting van het grondwater	39
5 THEORETISCHE ACHTERGRONDEN	43
5.1 Stromingsvergelijking	43
5.2 Stoftransportvergelijking	43
6 FREATISCHE WINNINGEN	47
6.1 Verblijftijden bij een freatische winning	47

<u>INHOUD</u>	Blz.	
6.2	Relatieve oppervlakte van bescherminingszones	50
6.3	Concentraties in freatisch gewonnen grondwater	51
6.3.1	Stationaire belasting met stoffen	52
	Voorbeeld 1	54
	Voorbeeld 2	55
	Voorbeeld 3	60
6.3.2	Niet-stationaire belasting met stoffen	62
	Voorbeeld 4	63
	Voorbeeld 5	70
7	HET GRONDWATERKWALITEITSMODEL KONIKOW- BREDEHOEFT	75
7.1	Een korte beschrijving	76
7.2	Een toepassing	79
	Voorbeeld 6	79
	Voorbeeld 7	85
7.3	Evaluatie	89
8	WINNING VAN SEMISPANNINGSWATER	91
8.1	Verblijftijden bij een winning van semispanningswater	92
8.2	Concentraties in het gewonnen semi- spanningswater	96
	Voorbeeld 8	98
	Voorbeeld 9	98
	Voorbeeld 10	99

<u>INHOUD</u>	Blz.
9 DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN	103
10 LIJST VAN GEBRUIKTE SYMBOLEN EN AFKORTINGEN MET HUN BETEKENIS EN EENHEDEN	107
11 LIJST VAN GERAADPLEEGDE EN ANDERE RELEVANTE LITERATUUR	113
BIJLAGEN	
1 Programmaling BIOCIDE 1 (zie paragraaf 6.3.1; voorbeeld 2)	127
2 Uitvoer BIOCIDE 1 (voorbeeld)	131
3 Programmaling BIOCIDE 2 (zie paragraaf 6.3.1; voorbeeld 3)	135
4 Uitvoer BIOCIDE 2 (voorbeeld)	139



## VOORWOORD EN VERANTWOORDING

Op een aantal waterwinlocaties zijn stijgende concentraties nitraat geconstateerd in ten behoeve van de openbare watervoorziening opgepompt grondwater. Hiermee is duidelijk geworden dat ook bodemgebruik voor landbouwdoeleinden de kwaliteit van het (diepe) grondwater beïnvloedt. Voor tal van andere sectoren als bijvoorbeeld nijverheid, bewoning en verwerking van afvalstoffen was dat al het geval. Voorts is onlangs op een aantal grondwaterpompstations in de provincie Drenthe in het opgepompte water de stof 1,2-dichloorpropanaan aangetoond; een stof die afkomstig is van grondontsmettingsmiddelen die vooral in de bloembollen-en aardappelteelt worden gebruikt.

Deze voorvallen tonen aan dat het grondwater bescherming behoeft tegen het gebruik van bestrijdingsmiddelen en het overvloedig gebruik van (kunst-)mest. Via de Wet Bodembescherming die binnenkort van kracht zal worden, beoogt de Nederlandse overheid die bescherming te bewerkstelligen, enerzijds door een algemeen beschermingsniveau voor bodem en grondwater in heel Nederland te realiseren, anderzijds door daarenboven speciaal daartoe aan te wijzen gebieden een nog stringenter bescherming te bieden. Tot die bijzondere gebieden behoren de zogenaamde grondwaterbeschermingsgebieden, de gebieden waar grondwater wordt gewonnen voor de openbare drinkwatervoorziening. De uitwerking van de gewenste beschermingsniveau's zal na het in werking treden van de wet gestalte krijgen via AMVB's. Hierbij doet zich de vraag voor wat op den duur het effect zal zijn van specifieke beschermende maatregelen in de grondwaterbeschermingsgebieden voor de kwaliteit van het op-

gepompte water, met name wat betreft het gebruik van diffuus toe te dienen stoffen (bestrijdingsmiddelen, meststoffen), in relatie tot het algemeen te realiseren beschermingsniveau. Deze vraag was voor het Directoraat-Generaal voor de Milieuhygiëne van het Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer aanleiding om gezamenlijk met de Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland (VEWIN) een onderzoek te entameren naar de relatie tussen de omvang van de beschermingszones, de op de bodem toegepaste stoffen (met name bestrijdingsmiddelen) en mogelijke kwaliteitsbeïnvloeding van het te winnen grondwater. Voor wat de VEWIN betreft is het onderzoek uitgevoerd binnen het onderzoeksproject "Bescherming Waterwingebieden", een project dat deel uitmaakt van het speurwerkprogramma dat het KIWA uitvoert in opdracht van de VEWIN.

Het doel van de studie was het ontwikkelen van een praktisch en hanteerbaar hydrologisch rekenschema dat een basis kan vormen voor de te formuleren randvoorwaarden voor toepassing van stoffen op de bodem. Dit met het oog op bescherming van de drinkwatervoorziening. Hoewel in hoofdzaak is ingegaan op risico's van het diffuus en gelijkmatig toedienen van bestrijdingsmiddelen is het rekenschema ook te gebruiken voor de meststoffenproblematiek. Met voorbeelden is getoond hoe het model moet worden toegepast en wat de parameters zijn die in hoge mate de resultaten bepalen en waarop dus de aandacht gericht moet zijn of worden.

Tijdens besprekingen van concepten van tussen- en eindrapportage (waarvoor de heer H.M. Vermeulen van het KIWA de figuren verzorgde) zijn waardevolle opmerkingen gemaakt door de heren dr. T. Trouwborst, drs. W.J. Willems (beiden Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu-



beheer), dr. J.P.G. Loch, ing. G.P. Beugelink (beiden Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne), dr. M. Leistra (Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen) en ir. M.G.M. den Blanken (KIWA), die zo mede vorm gegeven hebben aan dit rapport.



## SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Uitgaande van eenvoudige theorieën met betrekking tot stationaire grondwaterstroming naar winputten, kan worden aangegeven wat de maximaal toelaatbare diffuse belasting van het grondwater in een beschermingsgebied - en daarbuiten - mag zijn, opdat drinkwaternormen ook in de toekomst niet worden overschreden. Met de gepresenteerde rekenmodellen kunnen berekeningen worden uitgevoerd voor stoffen die aan eerste orde afbraak onderhevig zijn en waarvan het transport door de bodem wordt vertraagd door (lineaire, reversibele, snelle) adsorptie. Hoewel de vergelijkingen zijn afgeleid voor een radiale stroming naar de winning, worden ze verondersteld ook betekenis te hebben als wél een invloed van een natuurlijke grondwatergradiënt op het stromingspatroon merkbaar is. In zo'n situatie zal van de werkelijke (berekende) verblijftijdzones moeten worden uitgegaan.

Uit het in dit rapport voorgestelde rekenschema volgt dat dit kan leiden tot te hoge concentraties in het opgepompte grondwater. Zelfs als de fractie van de dosering die uiteindelijk het verzadigde grondwater bereikt, klein is. Dit geldt met name als de stof of één van zijn meer stabiele afbraakprodukten mobiel en persistent is op grotere diepten. De "kans op uitspoeling" van de betreffende stof als enige criterium voor de beoordeling van de toelaatbaarheid in waterwingebieden is dus onvoldoende. Het gebruik van het rekenschema is ook waardevol voor een globale kwantificering van de risico's en voor een kwantificering van de wens (gezien vanuit de waterwinfunctie van de bodem) alleen goed afbreekbare middelen - of alternatieven daarvoor - te gebruiken.

Ter illustratie is beschreven een tiental rekenvoorbeelden met toepassing bij winning van grondwater uit freatische en semispanningswaterpakketten. Deze rekenvoorbeelden tonen aan dat het - zelfs zonder gebruiksbeperkingen - onwaarschijnlijk is dat goed afbreekbare stoffen worden aangetroffen in het opgepompte grondwater. Slecht afbreekbare en slecht adsorberende stoffen daarentegen kan men alleen tot een voldoende laag niveau en blijvend uit het opgepompte grondwater weren door in grote gedeelten van het intrekgebied het gebruik te beperken. Voor middelmatig afbreekbare stoffen is een gedifferentieerd toelatingsbeleid in en buiten beschermingszones echter zeer effectief.

Het gedrag van een stof in het watervoerende pakket wordt voor wat betreft afbraak en adsorptie gekenmerkt met één parameter, de u-waarde. Dit is de halfwaardetijd in jaren gedeeld door de vertragingfactor (beide voor het watervoerende pakket en dus niet voor de onverzadigde zone). De uiteindelijk in het opgepompte grondwater te verwachten concentraties zijn daarnaast natuurlijk tevens afhankelijk van hydrologische parameters en van gebruiks- en uitspoelgegevens.

UDC 556.388.2: 632.95

Keywords : Groundwater abstraction, Protection areas, Pesticides, Fertilizers, Non-point-sources of pollution, Contaminant transport models

#### PESTICIDES IN GROUNDWATER PROTECTION AREAS

About the size of protection areas around groundwater catchments related to the admissibility of diffuse application of biocides in particular.

0

#### SHORT ABSTRACT, CONCLUSIONS AND SOME RECOMMENDATIONS

Although cases of serious pollution of soil and groundwater only recently once again demonstrated the importance of protection of groundwaters, the protection of water supply catchments has always been a matter of great concern to the waterworks. However, opinions have found a basis in emotional arguments because naturally, there is an understandable anxiety that raw water for potable use might be at risk. Little attempt was previously made to assess potential problems where raw water quality is concerned. The aim of this study is to find a basis in a quantitative evaluation of risks that are closely connected with all non-point sources of pollution but application of biocides in particular. Apart from this geohydrological conditions, aquifer protection policies and behavior and fate of chemicals as sources of pollution are described in general.

It is underlined that the model, the set of assumptions, is not only applicable to biocides but also to other diffuse sources of pollution as for instance excessive application or dump of

liquid manure or animal wastes connected with extensive farming and cattle-breeding. Risks of this have only been recognized recently when too high concentrations of nitrates have been found in a small number of abstractions in the Netherlands.

Holland is a rather flat country with shallow groundwater tables, low gradients and natural flow velocities of groundwater up to a maximum of 100 meters a year. A substantial part of it - the polder area - is below sea level, so high contents of chlorides can already be encountered at small depth. Here demands for water are met by abstractions from the rivers Rhine en Meuse. In the eastern and southern parts of Holland pleistocene aquifers are already in use for a long time now to meet approximately 70 % of total water supply. Abstractions are from aquifers (most of them are porous, permeable and built up of unconsolidated fine to coarse grained sands) with rather small thickness (from 30 to approximately 50 or 60 meters, sometimes larger) extending over large areas. In this we have deep and shallow abstractions. The latter ones - the shallow abstractions most of the time of freatic groundwaters - can be considered the most vulnerables ones, so these are dealt with in particular. The groundwater abstractions in Holland (over 200 well fields abstracting at an average of approximately 3 million m<sup>3</sup> every year) are scattered all over the country indicating that implementation of protection policies can be a serious hindrance and handicap to for instance agriculture.

Implementation of protection strategies has so far been based on local views and possibilities; the result being far from an uniform approach. To bring about proper uniformity, a committee for the

protection of catchment areas was established which came up with a final report in 1980. It was concluded that

- \* protection had to be adapted to geohydrological conditions and that

- \* certain risks had to be accepted because complete protection is not possible in a densely populated country.

Also it was agreed to develop a zoning system, where the degree of protection increases towards the wells. Apart from this general protection of the soil - not only in water supply catchments - will be regulated by a Law on Soil Protection that is being prepared right now.

It was agreed that protection should be warranted in zones of 60 days, 10 years and 25 years up to distances at an average of 100, 800 and 1200 meters from the well fields for the average abstraction. The zones are calculated for instance with help of computer models. In this only travel times within exploited aquifers had to be considered because travel times in unsaturated zones can be small (with shallow water tables) and confining layers might be absent at some locations. The concept warrants a certain delay period to undertake remedial action when beyond the boundaries of the zones the soil and the interstitial groundwaters get contaminated.

In Holland use of biocides is regulated by the Pesticides Law. This means that for clearing of the chemical in water supply catchment areas, the product is subject to considerable screening with respect to toxicology, persistence, mobility and bioaccumulation. The screening extends to - although just generally - transport to deeper layers and possible impact on abstractions of groundwater

(Apart from this it is said that in Holland maximum permissible contents of pesticides in drinking water amount to 0.1 µg/l for each individual chemical). This screening has resulted in two lists; a white list and a black list of products that may and may not be used in water supply catchment areas.

Behavior and fate of chemicals in the soil is very complex. Once a chemical is applied, part of it disappears with crop removal, part of it disappears with surface runoff or (when sprayed) by spray drift and volatilization (soil fumigants in particular). In the unsaturated zone the chemical adsorbs and degrades. In this cometabolism plays an important role. The chemical is adsorbed by organic matter. This is eaten by micro-organisms that simultaneously degrade the chemical. Part of the dosage leaches down to the saturated groundwater. In our study we only deal with this fraction that can be considerable (as for instance with dump of liquid manure). With application of biocides the fraction is often less than 10 % and most of the time less than 1 %. Yet this can result in too high contents of biocides in abstracted groundwaters. With information about dosage and the fraction leaching through and with assumptions of the behavior of the chemical in deeper aquifers, it is possible to evaluate the amounts to be encountered in the wells in the event. Also of course it is a necessity to know at what locations and at what rates the chemicals are or will be used.

Calculations can be carried out with rather simple mathematical formula's. Also more complex numerical groundwater quality models can be used in which transport of contaminants can be modelled (for instance the extended Konikow-Bredehoeft-



model in which adsorption and decay - by first order kinetics - can be taken into account). Assuming that part of the dosage leaches to the saturated groundwater and assuming some decay and retardation (by adsorption) characteristics in the subsoil, the spread of contaminant, the amounts that can be found (or can be expected actually) in the abstracted groundwater and the sizes of the zones that should be protected can be calculated. From this it is obvious that (in case of poorly adsorbing chemicals) if half-lives are considerable, it will be necessary to protect almost complete catchment areas. If half-lives are small, amounts to be expected are very low. Specially with moderately degrading chemicals however, protection can be effective in reducing concentrations in the abstracted groundwaters.

As said before, the set of assumptions can also be used to compute the zones that must be protected against dump of manure or excessive use of fertilizers. A necessity is again information of the fraction of dosage that leaches to the saturated groundwater and behavior and fate of the nitrate in the subsoil (denitrification).

It can be concluded that:

- \* Too high contents of biocides and metabolites are not inconceivable (specially herbicides and soil fumigants that are frequently used in large quantities). That is why use should be restricted on the premises of water abstractions. This restriction that should be based on a quantitative estimate of risks can be very effective with moderately degrading chemicals.
- \* In all this more attention should be paid to the fraction of dosage that leaches down to the saturated groundwater (the saturated zone) and

to behavior and fate in deeper aquifers because subsoil conditions are frequently completely different from those in the top-layer and are governed by low temperature, low microbiological activity, low organic matter content and - most of the time - absence of oxygen. Field measurements are of particular importance in order to acquire the essential parameters and to test the presented models for their useful value.

With all this there is a prospect that the protection of our sources for public water supply will be given proper shape and a realistic balance between both interests of water supply and agriculture can be found.

## INLEIDING

In Nederland wordt het drinkwater voor circa 70 % bereid uit grondwater. Dit water wordt op ongeveer 230 pompstations - veelal in het oosten en zuiden van ons land - gewonnen met gemiddeld 3 miljoen m<sup>3</sup> per jaar per winplaats. Het snel stijgende aantal geconstateerde bodemverontreinigingen heeft duidelijk gemaakt dat de bodem en het daarin aanwezige grondwater bescherming behoeven, niet alleen met het oog op de openbare drinkwatervoorziening. Momenteel is een wettelijk kader in voorbereiding waarmee een algemene bescherming meer dan voorheen gerealiseerd kan worden (Wet Bodembescherming). Binnen dat kader passen maatregelen die tot doel hebben bepaalde gebieden die van belang zijn voor de drinkwatervoorziening, een bescherming te bieden die uitgaat boven het algemene beschermingsniveau dat met de algemene regels wordt beoogd (Mencke, 1983; Zeilmaker, 1983; Dewaide, 1984). Deze gebieden worden aangeduid als grondwaterbeschermingsgebieden. Binnen deze gebieden wordt onderscheid gemaakt tussen het waterwingebied (het terrein waarop zich de winputten bevinden met een beperkt gebied daaromheen) en de beschermingszones.

In het algemeen is men het er over eens dat het de voorkeur verdient het totale intrekgebied - het gebied waar inzijgend oppervlaktewater of inzijgende neerslag op den duur de winning bereikt - van een grondwaterwinning een zodanige bescherming te geven dat verontreiniging van het opgepompte grondwater uitgesloten is. In een dichtbevolkt land als Nederland - met onder andere ook een intensieve landbouw - is een dergelijke bescherming echter uitgesloten. Als second-best oplossing wordt daarom gekozen voor een in de richting van

de winning toenemende graad van bescherming door een systeem van zonering. Voor een bepaling van de grootte van deze zones wordt uitgegaan van de verblijftijd van het water in het geëxploiteerde wattervoerende pakket (CBW, 1980). Dit kan een veilige berekening genoemd worden omdat het water - vooral bij diepe winningen onder lagen met wellicht slechte doorlatendheid en grote dikte - ook voor het bereiken van dit pakket al een lange tijd "onder weg" is. Echter hiervoor is gekozen omdat het ononderbroken voorkomen van min of meer ondoorlatende lagen en het afwezig zijn van verlaten of slecht afgewerkte (waarnemings-)putten of andere perforaties niet kan worden gegarandeerd. Ook is het zo dat onvolkomenheden (gaten) in kleilagen een grote invloed hebben op het stromingspatroon en daarmee op de beschermingszones (Den Blanken, 1979).

De invulling van beschermende maatregelen is tot nu toe slechts kwalitatief gebeurd. Er zijn lijsten opgesteld met activiteiten en groepen van stoffen die niet of slechts onder bepaalde voorwaarden in beschermde gebieden zouden mogen worden toegelaten. Echter naarmate de invoering van beschermingszones vordert, neemt de noodzaak tot kwantificering toe. Dit speelt ook een rol bij het toelatingsbeleid van diffuus toegediende stoffen zoals bestrijdingsmiddelen en meststoffen in beschermingszones en waterwingebieden. Bij grondwaterwinningen uit de Pleistocene zandgronden in het zuiden en oosten van Nederland heeft overvloedig opbrengen van drijfmest namelijk al geleid (of zal dat nog doen) tot situaties waarin de nitraatconcentraties in het opgepompte grondwater in toenemende mate een probleem vormen voor de drinkwatervoorziening (zie onder andere Bleuten en Cerutti,

1984 en Van Beek et al, 1984). Hoe zit dat met bestrijdingsmiddelen en met de in de grond gevormde afbraakprodukten?

In dit rapport zal met name worden ingegaan op de hydrologische aspecten; uitgaande van een bepaalde belasting van het verzadigde grondwater en van bepaalde afbraak- en adsorptiekaracteristieken tijdens de bodempassage, zullen methoden worden aangegeven voor berekening van de uiteindelijk te verwachten concentraties in het opgepompte grondwater. Met rekenvoorbeelden zal het effect van bepaalde vormen van toelatingsbeleid onder verschillende geohydrologische omstandigheden worden uitgebeeld. De nadruk zal hierbij liggen op winningen van grondwater uit freatische pakketten aangezien die als het meest kwetsbaar kunnen worden aangemerkt.

Gevaren in verband met opslag en vervoer van bestrijdingsmiddelen blijven buiten beschouwing. Evenals de gevaren van een onjuiste verwerking van (overtollige) restanten, het lozen van opgeloste bestrijdingsmiddelen zoals ze gebruikt worden in dompelbaden, of van het gebruik van bestrijdingsmiddelen voor bijvoorbeeld zaadbehandeling. Ook de risico's van het achterblijven van bestrijdingsmiddelen in de geteelde gewassen (onbedoelde opname van pesticiden zoals dat op kan treden bij vruchtwisseling) of van permeatie van grondontsmettingsmiddelen (methylbromide) door kunststofleidingen zijn geen onderdeel van dit rapport. De studie betreft dus uitsluitend de gevaren voor de kwaliteit van het ruwe opgepompte grondwater van het diffuus en gelijkmatig toedienen van bestrijdingsmiddelen in de landbouw. De gepresenteerde theorie is echter ook toepasbaar bij ander onderzoek zoals bijvoorbeeld het diffuus opbrengen van meststoffen (zie rekenvoorbeeld 5).

Steeds dient men te bedenken dat de eerder genoemde beschermingszones meestal slechts een deel van het totale intrekgebied van een grondwaterwinning beslaan. In de Nederlandse situatie hebben de intrekgebieden vaak een dusdanig grote omvang, dat - zoals reeds gezegd - op planologische gronden een volledige bescherming niet te realiseren is. Daarom is het belangrijk om te weten in hoeverre beperkende maatregelen voor het gebruik van bepaalde stoffen in delen van het intrekgebied, effect kunnen hebben op de uiteindelijke kwaliteit van het opgepompte water.

2 BESTRIJDINGSMIDDELENGEBRUIK IN NEDERLAND

2.1 Toelatingsbeleid

Het gebruik van bestrijdingsmiddelen is in Nederland geregeld in de Bestrijdingsmiddelenwet (1962). Voor wat betreft de toelating van specifieke middelen wordt de overheid van advies gediend door de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen (CTB). Hiervoor is onder andere een procedure in de wet opgenomen voor de beoordeling van de toelaatbaarheid van middelen in (de beschermingszones van) waterwingebieden. Inmiddels zijn ongeveer 200 middelen beoordeeld. Dit heeft geresulteerd in een tweetal lijsten:

- Zwarte lijst

Hierop komen werkzame stoffen voor die in waterwingebieden ontoelaatbaar worden geacht. Op de verpakking van de betreffende middelen wordt dit vermeld (bijvoorbeeld alachloor, aldicarb, bromacil, dicamba, dichloorpropeen). Per 15 maart 1985 omvat de lijst een 27-tal middelen.

- Witte lijst

Hierop staan werkzame stoffen vermeld die in waterwingebieden mogen worden gebruikt. Op de verpakking zal hierover geen speciale vermelding worden geplaatst. Een uitzondering hierop zal gemaakt worden voor een aantal middelen, die onderhevig zijn aan een beperking in de toepassingsmogelijkheden, bijvoorbeeld ten aanzien van een bepaalde periode van het jaar (herfst-winter) of bepaalde grondsoorten. Deze beperkingen worden op de verpakking vermeld.

De volledige lijsten kunnen worden opgevraagd bij de:

Plantenziektenkundige Dienst  
Consulentschap voor de Gewasbescherming  
Geertjesweg 15  
Postbus 9102  
6700 HC WAGENINGEN

Ook wordt nog verwezen naar het losbladige systeem van fiches van de CTB. Hierop staan de basisgegevens samengevat en wordt een motivering gegeven van plaatsing op een lijst. Alle niet op beide lijsten genoemde middelen dienen nog te worden beoordeeld. Daarnaast zijn er stoffen waarvan het gebruik in het algemeen en dus niet alleen in waterwingebieden niet is toegestaan. Zo is DDT als bestrijdingsmiddel in Nederland sinds 1973 verboden.

In dit verband moet worden opgemerkt dat nog geen eenduidigheid bestaat over de begrippen waterwingebied en beschermingszone. Er worden verschillen geconstateerd in de definities zoals ze gehanteerd worden (in de verschillende provincies). Voor een effectief beleid is het belangrijk hierover overeenstemming te bereiken. Hieraan wordt gewerkt.

## 2.2 Hoeveelheden

Van de vele honderden bestrijdingsmiddelen die gebruikt worden, dragen slechts enkele tientallen in belangrijke mate bij aan het totale verbruik in de landbouwsector. Dit wordt voor Nederland globaal geraamd op 20 à 25 miljoen kg per jaar (berekend op actieve stof). Sommige stoffen worden 1 maal of zelfs vaker per jaar toegediend, andere om de paar jaar. De hoeveelheden variëren van méér dan 100 g/m<sup>2</sup>/j (grondontsmettingsmiddelen) tot slechts



0,01 g/m<sup>2</sup>/j voor moderne insecticiden. Fungiciden en herbiciden worden toegepast in hoeveelheden in de orde van 0,1 tot 1 gram per m<sup>2</sup> per jaar (1 tot 10 kg per ha per jaar).

Het Centraal Bureau voor Statistiek heeft in een publicatie de resultaten vermeld van een onderzoek onder alle overheidsinstellingen naar onder meer de hoeveelheid en aard van de bestrijdingsmiddelen die worden gebruikt bij het beheer en onderhoud van watergangen, wegbermen, plantsoenen, verhardingen, bossen, spoorwegen enz. Hieruit blijkt dat ook overheden deze middelen gebruikten en nog gebruiken in substantiële hoeveelheden (CBS, 1984).



### TOELAATBAARHEID IN HET ALGEMEEN

Er is een aantal factoren dat de toelaatbaarheid van diffuus toegediende stoffen in waterwingebieden bepaalt. Uitgaande van de eisen die aan de kwaliteit van het opgepompte water worden gesteld, zijn dat (terugredenerend en dus in 'anti-chronologische' volgorde):

- het gedrag van de stof of (één van) zijn afbraakprodukten in het diepe, verzadigde grondwater;
- de verblijftijden in de ondergrond (vooral van belang bij tijdsafhankelijke processen);
- het gedrag van de stof in de onverzadigde zone en het percentage van de toegediende hoeveelheid dat het verzadigde grondwater bereikt;
- de gebruikte hoeveelheden, de verdeling van de toediening over het jaar en de technieken waarmee toediening plaatsvindt.

In de volgende paragrafen zullen deze factoren in het kort worden toegelicht. In volgende hoofdstukken zal dan nog nader op een en ander worden ingegaan.

#### 3.1 Drinkwaternormen

Het Waterleidingbesluit zoals dat in 1984 is gewijzigd (Stb. 1984, 220), vermeldt als concentratie die niet mag worden overschreden, voor pesticide per afzonderlijke stof 0,1 µg/l of in totaal 0,5 µg/l. Onder pesticide wordt hier verstaan:

- organochloor-pesticiden en hun isomeren
- choline-esterase remmers
- carbamaten
- andere bestrijdingsmiddelen alsmede polyhalogeen bi- en trifenyleen.

Het betreft concentraties in drinkwater. In de meeste gevallen worden deze stoffen bij de gebruikelijke grondwaterzuiveringen niet verwijderd zodat - wil de kwaliteit van het drinkwater blijvend gewaarborgd zijn - ook in het opgepompte grondwater de betreffende grenswaarden niet mogen worden overschreden. In de toetsingstabel "Leidraad Bodemsanering" kunnen voor pesticiden (totaal) in grondwater ook waarden gevonden worden. Deze variëren van 0,1 tot 5 µg/l.

In Nederland zijn bestrijdingsmiddelen tot voor kort nooit aangetroffen in ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening opgepompt grondwater. Voor een gedeelte hangt dat wellicht samen met de monsternamen - op zich al een gecompliceerde zaak - maar zeker ook met de analysetechnieken die kostbaar, ingewikkeld en voor een deel nog niet voorhanden zijn. Voor een ander gedeelte wordt dit wellicht veroorzaakt doordat bepaalde stoffen en de afbraakprodukten op een zéér laag concentratieniveau eerst dan kunnen worden aangetoond als er gericht naar wordt gezocht. Ook van belang natuurlijk is de tijdvertraging die zit tussen het moment van toediening of toepassing en het tijdstip dat verontreiniging van de winmiddelen optreedt. Dit kan vele jaren of zelfs decennia bedragen.

Per 1 januari 1982 is uit voorzorg de winning van het Gas- en Watervoorzieningsbedrijf voor de Bollenstreek te Hillegom beëindigd, ofschoon daar nimmer bestrijdingsmiddelen of omzettingsprodukten zijn aangetoond in het opgepompte water. De winning lag temidden van bloembollenvelden waar vooral dichloorpropeen volop wordt toegepast. Dit is een grondontsmettingsmiddel (nematicide, fungicide) dat zich in de onverzadigde zone voornamelijk verspreidt door dampdiffusie (zoals de meeste ontsmettingsmiddelen) en dat relatief slecht adsor-

beert en slecht afbreekbaar is. Onlangs is in een aantal grondwaterwinningen (Gasselte, Valtherbos, Noordbargeres) van de N.V. Waterleidingmaatschappij Drenthe de aanwezigheid van de stof dichloorpropan geconstateerd. Deze stof is als persistente verontreiniging aanwezig in het middel dichloorpropeen dat in Oost-Drenthe door haar nematicide werking veel gebruikt wordt voor de bestrijding van aardappelmoehheid.

### 3.2 Bodempassage

De ondergrond van Nederland wordt gekarakteriseerd door een gelaagde opbouw van ongeconsolideerde sedimenten die zich veelal over grote afstanden uitstrekken. Grondwater voor de drinkwatervoorziening wordt gewonnen uit goed doorlatende zandpakketten van enkele tientallen meters dikte, die soms aan boven- en onderzijde worden afgedekt door slecht doorlatende klei-, veen- en leemlagen. Circa 40% van het voor de drinkwatervoorziening gewonnen grondwater komt echter uit freatische pakketten - pakketten die aan de bovenzijde niet of nauwelijks worden begrensd door minder goed doorlatende lagen. Deze freatische pakketten worden bij aerobe winningen veelal gekenmerkt door lage microbiologische activiteit en zeer lage percentages organische stof. Dit zijn de factoren die in overwegende mate afbraak en adsorptie van biocide-contaminatie beïnvloeden. Het afbraak- en adsorptiegedrag zal op grote diepte dan ook anders zijn dan het gedrag in de onverzadigde zone waar de toelatingsonderzoeken vooral op gericht zijn.

### 3.3 Verblijftijden

Verblijftijden in het geëxploiteerde watervoerende pakket worden bepaald door de dikte en porositeit van het pakket in relatie tot de grootte van de onttrekking en de afstand tot het centrum van de winning. Ook is van belang de natuurlijke grondwaterstroming en de in stroming in het pakket (kwel uit andere lagen of waterlopen, inziigende neerslag). Bij andere winningen dan uit freatische pakketten en bij zeer diepe winningen kunnen de verblijftijden voor verticaal watertransport groot zijn. Soms zelfs groter dan die voor horizontaal watertransport (zie paragraaf 8.1). De natuurlijke stroomsnelheid van het grondwater in de Nederlandse bodem (in de watervoerende pakketten) ligt in de orde van 10 tot 100 m per jaar.

### 3.4 Bodemgedrag van biociden

Het gedrag van bestrijdingsmiddelen na toediening aan gewas of bodem is gecompliceerd. Een deel vervluchtigt (een fractie die groot is bij vluchtige grondontsmettingsmiddelen), wordt opgenomen door (de wortels van) de geteelde gewassen of ontleedt onder invloed van het zonlicht. Een ander deel wordt geadsorbeerd aan fijn stof of opgenomen door dieren (insecten, slakken, wormen) en wordt daarmee mobiel (oppervlakte-afstroming, wind- en watererosie). Ook een groot deel wordt geadsorbeerd en/of afgebroken in de onverzadigde zone.

Om de toelaatbaarheid van stoffen te kunnen beoordelen is met name naar het laatstgenoemde veel onderzoek gedaan. Soms is dat gebeurd met laboratoriumexperimenten, soms met modelstudies waarbij getracht is het gedrag te modelleren. Het aantal (langdurige) onderzoeken waarbij tevens onderzocht

is in welke mate de toegediende stof uitspoelt naar de diepere bodemhorizonten of het verzadigde grondwater, is gering. Dit neerwaarts transport vindt plaats door diffusie (in bodemvocht en bodemlucht) en door waterstroming. De oplosbaarheid in water is hierbij van groot belang, evenals de aanwezigheid van macroporiën en scheuren in de onverzadigde zone. Van belang is tevens het seizoen waarin toediening plaatsvindt. Niet alleen in verband met het grote gevaar voor hoge transportsnelheden (en oppervlakte-afstroming) bij hevige regenval (of kunstmatige beregening) maar ook omdat de temperatuur van grote invloed is op de snelheid van afbraak. Bij de afbraak spelen microbiologische processen een zeer grote rol. Momenteel bestaat de indruk dat afbraak voornamelijk plaatsvindt door cometabolisme. Er vindt dan microbiologische aantasting en omzetting plaats van organische stof in de grond waarbij dan tevens de aan deze stof gehechte biociden worden aangetast. Er zijn echter ook onderzoeken die wijzen op een remmende werking van adsorptie op de snelheid van afbraak. Op de principes van afbraak en adsorptie zal in een vervolg-hoofdstuk verder worden ingegaan.

### 3.5 Vorm van de toediening

De wijze van gebruik verschilt van middel tot middel. Een groot gedeelte van de in de landbouw gebruikte middelen wordt verspoten. Bekend is dat het rendement hierbij soms laag is. Ontwikkelingen die leiden tot nieuwe wijzen van toediening (formulering) met een hoger rendement, kunnen wellicht in de toekomst het verbruik beperken. Ook kunnen onderzoek en voorlichting leiden tot een beter inzicht in de relatie 'dosis - effect' zodat te

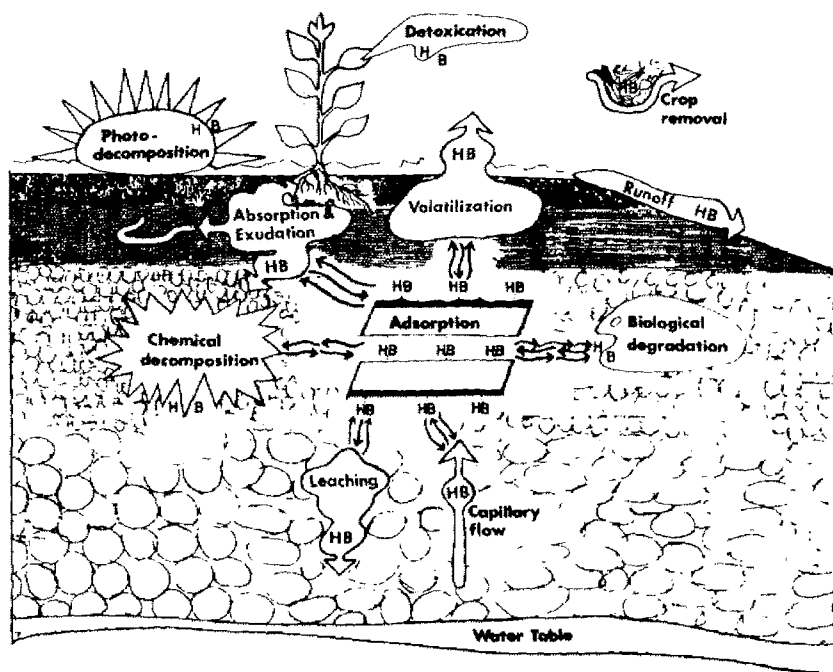
grote toediening ("voor de zekerheid") wordt te-  
gegingegaan. Ontwikkelingen die zeker ook voor de  
landbouwsector interessant zijn omdat de toepas-  
sing van bestrijdingsmiddelen hoge kosten met zich  
brengt.



BODEMPROCESSEN VAN BESTRIJDINGSMIDDELEN

Verandering van de concentratie van bestrijdingsmiddelen in de bodem wordt bepaald door tal van processen en is daarmee zeer gecompliceerd. Het is onmogelijk in dit rapport al die processen tot in detail te behandelen; daarvoor wordt verwezen naar de standaardwerken die in de literatuurlijst zijn opgenomen (Guenzi, 1974; Goring and Hamaker, 1972; Kearney, Nash and Isensee, 1969) en bijvoorbeeld de talrijke onderzoeken en publicaties van Leistra (zie onder andere Leistra, 1980). Wellicht verhelderend is een schematisch overzicht van het gedrag van een herbicide (HB) dat is ontleend aan Weber et al (1973), zie figuur 1.

**FATE OF HERBICIDES (HB)**



Processes influencing the behavior and fate of herbicides in the environment. Degradation processes are characterized by the splitting of the herbicide (HB) molecule. Transfer processes are characterized by the herbicide (HB) molecules remaining intact (Weber et al., 1973)

Figuur 1 - Bodemprocessen die het gedrag van herbiciden (HB) in de bodem beïnvloeden. Afbraak wordt gekarakteriseerd door een splitsing van het herbicide-molecuul. Bij transport blijft het molecuul intact

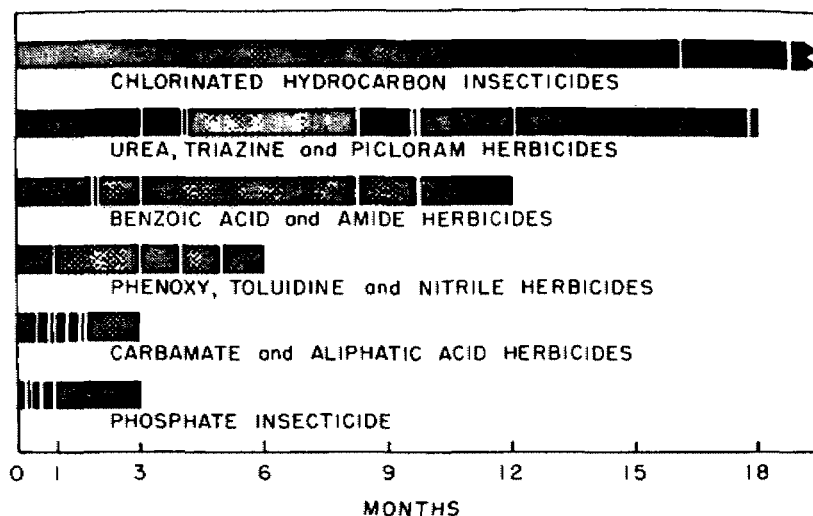
#### 4.1 Afbraak

De snelheid waarmee afbraak verloopt, wordt beïnvloed door uitwendige factoren en natuurlijk door de aard van het middel. Als uitwendige factoren kunnen worden genoemd:

- temperatuur
- hoeveelheid bodemvocht
- bewerking van de grond, begroeiing (lage microbiologische activiteit in de wortelzone bij braakliggende landbouwgronden en fotochemische afbraak door direct zonlicht)
- grondwaterstand en grondwaterstandsfluctuatie (in verband met beluchting en stoftransport door waterstandsveranderingen)
- bodemprofiel voor wat betreft pH (in de verzuring van het bodemmilieu schuilt ook een gevaar voor wat afbraak van bestrijdingsmiddelen betreft) en de aanwezigheid van klei, organische stof, microbiologische activiteit (biomassa), redox-potentiaal en (van groot belang) aerobie.

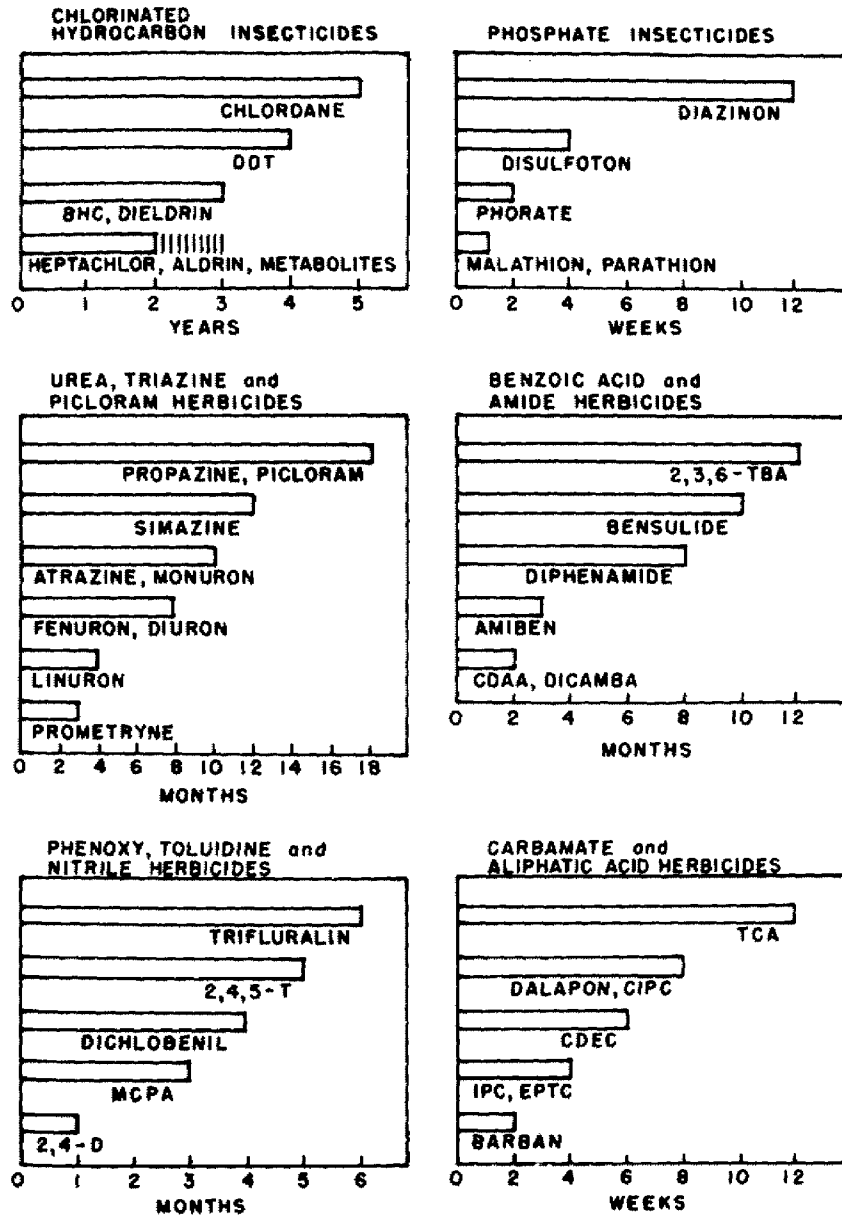
Al deze factoren bemoeilijken de onderlinge vergelijking van de vele experimenten die zijn uitgevoerd. Kearney, Nash en Isensee (1969) hebben beknopte overzichten gemaakt van de persistentie van pesticiden in de bodem. Deze overzichten zijn weergegeven in de figuren 2 en 3. Hiervoor zijn gegevens ontleend aan circa 80 onderzoeken. De mate van afbreekbaarheid (persistentie) wordt hierbij aangegeven als de tijd die verstrijkt voordat 75 tot 100% van de toegediende hoeveelheid is verdwenen. De getoonde waarden gelden voor gemiddelde doses en (Amerikaanse?) bodemcondities. Onderstreept moet worden dat het hier afbraak in de bouwvoor betreft. Door tal van oorzaken zijn afbraak en adsorptie daar echter sneller en beter dan in het watervoerende pakket op grotere diepte.

Sommigen veronderstellen zelfs dat afbraak in wattervoerende pakketten niet of nauwelijks optreedt.



Persistence in soils of several classes of insecticides and herbicides. From M. W. Miller and G. G. Berg, *Chemical Fallout - Current Research on Persistent Pesticides*, 1969. (Kearney, Nash, & Isensee, 1969)

Figuur 2 - Persistentie (in bodems) van verschillende groepen insecticiden en herbiciden



Persistence in soils of individual pesticides within a class. From M. W. Miller and G. G. Berg, *Chemical Fallout: Current Research on Persistent Pesticides*, 1969. (Kearney, Nash, & Isensee, 1969)

Figuur 3 - Persistentie (in bodems) van verschillende pesticiden binnen een groep

Naast verschillen tengevolge van de aard van het middel (oplosbaarheid, lipofiliteit, vluchtigheid) kunnen verschillende middelen elkaars werking versterken en kan "breed-spectrum-toepassing" het biologische leven in de bodem verstoren (zodat bij

- hernieuwde - toediening afbraak gering zal zijn). De invloed van chemische grondontsmetting op de afbraak van andere bestrijdingsmiddelen is onder andere onderzocht door Van Faassen (1983). Versnelde reacties van het bodemleven (door aanpassing) bij hernieuwde toediening zijn daarentegen ook geconstateerd en onderzocht (Parr, 1974; Hiltbold, 1974; Hurle, 1982).

Zoals al gesteld wordt afbraak beïnvloed door vele factoren. Deze factoren maken dat omstandigheden voor afbraak veelal gunstig zijn in de bouwvoor. In diepere bodemlagen (al op diepten van enkele decimeters) is de halfwaardetijd (de tijd die verstrijkt voordat de hoeveelheid (concentratie) tot de helft is gereduceerd) al enkele malen groter (Baumeister, 1978). Ook lijkt er een positieve relatie te bestaan tussen concentraties en afbraaksnelheid (Opgemerkt moet worden dat afbraak vaak wordt bestudeerd op een hoog concentratieniveau (mg/l) zoals dat na toediening in de onverzadigde zone wordt aangetroffen). De waarde van het begrip halfwaardetijd staat hiermee ter discussie. Immers, bij eerste-orde-afbraak is de afbraaksnelheid onafhankelijk van de concentratie. Roeth (et al, 1969) vond bijvoorbeeld voor atrazine een afnemende afbraaksnelheid met toenemende diepte. Baumeister (1978) vond hetzelfde voor atrazine maar ook voor diuron. Interessant in dit opzicht is het werk van Howard en Banerjee (1984) die verschillen in biodegradatiesnelheden proberen te verklaren (met de Monod-vergelijking ook wel Michaelis-Menten-vergelijking). Als de afbraak van een stof niet alleen afhankelijk is van de concentratie (van die stof) maar ook van de hoeveelheid biomassa, dan is dat een aanwijzing voor lage afbraaksnelheden die op grotere diepte in de water-

voerende pakketten wellicht optreden.

Wetende dat we hiermee niet volledig recht doen aan de complexiteit van het proces van afbraak, wordt in de voorliggende studie toch uitgegaan van een eerste orde relatie en dus een benadering met halfwaardetijden. Op het principe van afbraak wordt hier niet verder ingegaan omdat het dan noodzakelijk wordt ook de chemische karakteristieken van de verschillende stoffen te beschrijven, evenals de klassificering van de verschillende stoffen. Beide onderwerpen vallen buiten het doel van dit onderzoek.

#### 4.2 Adsorptie

De processen waarbij in oplossing zijnde stoffen zich hechten aan het oppervlak van bodemdeeltjes worden in het algemeen aangeduid met de term adsorptie. Soms is hierbij sprake van een zeer sterke binding die gepaard gaat met een chemische reactie (chemisorptie). Op deze processen zal niet tot in detail worden ingegaan. De lezer kan goede beschrijvingen vinden in onder andere Weed en Weber (1974) en Green (1974). Modellerings vindt meestal plaats met behulp van isothermen die de relatie weergeven tussen de hoeveelheid die is geadsorbeerd en de hoeveelheid (concentratie) in oplossing. De meest gebruikte isothermen - en ook de kinetische modellen die worden gebruikt als evenwicht niet (instantaan) optreedt - zijn gegeven door Linders (1983).

Hoewel bij de vastlegging van organische bestrijdingsmiddelen in de grond de hoeveelheid organische stof een overheersende rol speelt, is voor de adsorptie ook van belang de aanwezigheid van kleimineralen (Bailey et al, 1968) en de aanwezigheid van oxiden en hydroxiden van ijzer en aluminium (latosolen) door hun vermogen anionen te adsorbe-

ren. Dit laatste is van groot belang bij de adsorptie van organische zuren die dissociëren zoals 2,4-D, dinoseb en picloram (Green, 1974). Roberts and Valocchi (1981), Valocchi (1984) en Schwarzenbach and Westall (1981) bestuderen allen de vertraging van het stoftransport door adsorptie. Adsorptie is veelal reversibel en snel en te modelleren met een lineaire adsorptie-isotherm (ook al omdat er bij pesticiden in de diepere ondergrond veelal sprake zal zijn van een laag concentratieniveau). Er is dan (onafhankelijk van de concentratie; immers er is nooit sprake van "verzadiging") een constante verhouding tussen de hoeveelheid die is geadsorbeerd (gram per kg droog bodemmateriaal) en de hoeveelheid die in oplossing is (gram per m<sup>3</sup> bodemvocht). Bij bodems met fracties organische stof van 0.001 tot 0.033 blijkt voor veel stoffen dat de vaste verhouding - de verdelingscoëfficiënt  $K_d$  (m<sup>3</sup>/kg) - evenredig is met de fractie organische koolstof in het (droge) sediment ( $f_{oc}$ ) en de mate van hydrofobie van de stof zoals aangegeven met de octanol-water verdelingscoëfficiënt  $K_{ow}$  (zie Karickhoff et al 1979)

$$K_d = 6.3 * 10^{-4} f_{oc} \cdot K_{ow} \quad (4.1)$$

Relatie (4.1) geldt alleen als  $f_{oc}$  groter is dan 0.001. In pure zandgronden met zeer lage gehalten organische stof (het feit dat men daar soms zuurstof vindt op dieptes van meer dan 100 m is daarvoor een indicatie) gaan wellicht ook andere adsorptieprocessen een grotere rol spelen (zie ook Newson, 1985).

Het kan eenvoudig worden afgeleid dat met deze aannamen het effect van adsorptie er een is van vertraging van het stoftransport vergeleken met het watertransport (zie bijvoorbeeld Roberts, 1981

of Miller and Weber, 1984). Voor de verdragingsfactor  $b$  (die altijd groter dan of gelijk is aan 1) geldt

$$b = 1 + (\rho_b K_d / \varepsilon) \quad (4.2)$$

waarbij:

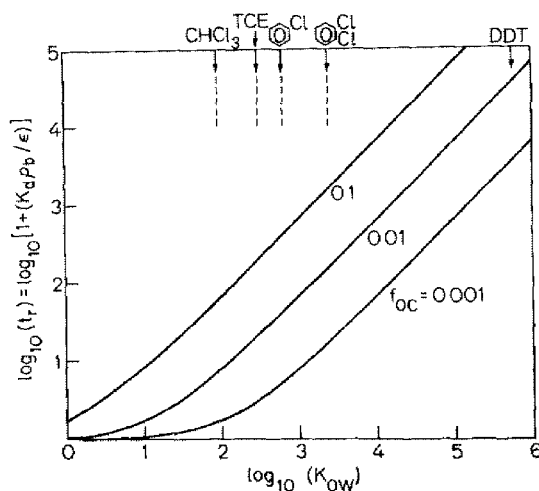
$\rho_b$  = volumieke massa van de droge grond; slechts het korrelmateriaal ( $\text{kg/m}^3$ )

$K_d$  = verdelingscoëfficiënt ( $\text{m}^3/\text{kg}$ )

$\varepsilon$  = porositeit (-)

Let wel  $\rho_b = (1-\varepsilon)\rho_s$ , waarbij  $\rho_s$  de soortelijke massa is van het korrelskeletmateriaal.

Waarden voor de verdragingsfactor  $b$  kunnen zo worden berekend als waarden voor  $K_{ow}$  en  $f_{oc}$  bekend zijn. Figuur 4 is ontleend aan Roberts (1981).



Figuur 4 - De waarde van  $b$  (in deze figuur  $t_r$  genoemd) weergegeven als functie van  $K_{ow}$  en  $f_{oc}$ . Voor  $\rho_b$  en  $\varepsilon$  zijn hier waarden gekozen van  $2 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$  en 0.2 (ontleend aan Roberts, 1981)

De octanol - waterverdelingscoëfficiënt  $K_{ow}$  is dus in zekere zin een maat voor de mobiliteit van een stof in de ondergrond. Waarden van  $K_{ow}$  (in tabel-



len vindt men veelal  $\log K_{ow}$ ) zijn onder meer verzameld door Leo et al (1971). Dit werk bevat een zéér uitgebreide tabel. Verwijzingen naar andere lijsten zijn onder andere opgenomen in Miller and Weber, 1984. De coëfficiënt is echter ook te berekenen uitgaande van polariteit en molecuulstructuur (Rekker en de Kort, 1979).

Moreale en Van Bladel (1981) vonden een met de diepte afnemende mate van adsorptie. De verklaring zit natuurlijk in de met de diepte sterk afnemende fractie organische stof. Genoemde onderzoekers constateerden ook een omgekeerde relatie tussen de mate van adsorptie en de oplosbaarheid in water. Tot dezelfde conclusie komen Zoeteman, De Greef en Brinkmann (1981). Oplosbaarheid geeft aldus ook een indicatie voor de mobiliteit van de stof in de bodem.

#### 4.3 De belasting van het grondwater

Over het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de onverzadigde zone is relatief veel bekend. De lezer kan een goed beeld hiervan krijgen uit de publicaties van Leistra (zie literatuurlijst). Uit deze en andere onderzoeken blijkt dat bij de normale doseringen een zeer groot gedeelte van de toediening effectief kan zijn; dat wil zeggen, datgene doen waarvoor het wordt toegediend. De onderzoeken berusten enerzijds op meetexperimenten in het veld en met kolomopstellingen in laboratoria en anderzijds op simulaties met behulp van rekenmodellen (Leistra, 1980; Leistra et al, 1980; Leistra en Smelt, 1981). Ook is het mogelijk gebleken de bij afbraak gevormde metabolieten in de simulatie te betrekken (Bromilow en Leistra, 1980). In dit rapport is echter met name de fractie die doorlekt

naar het verzadigde grondwater van belang. Het zal namelijk worden aangetoond dat - ook als die fractie zeer klein is - dit een (te) hoge concentratie bestrijdingsmiddel in het opgepompte grondwater tot gevolg kan hebben; een pleidooi dus voor een gericht onderzoek naar de concentraties van bestrijdingsmiddelen onder landbouwpercelen (concentraties met een andere grootte-orde dan in de onverzadigde zone, zodat wellicht dus ook andere (nauwkeuriger) analysetechnieken moeten worden gebruikt).

In sommige onderzoeken wordt gesproken over de fractie van de doses die uiteindelijk diepere horizonten bereikt. Leistra en Frissel (1974) vonden voor Bromacil (een middel dat veel gebruikt wordt om begroeiing van spoorwegtrajecten tegen te gaan; zie Zandvoort et al, 1980) percentages kleiner dan 5%. Aanwijzingen voor een hoge persistentie van bromacil zijn ook gevonden door Leistra et al (1975). Interessant in dit opzicht is het werk van Leistra en Dekkers (1976) waarin geprobeerd is een relatie te leggen tussen afbraaksnelheden en adsorptiekaracteristieken enerzijds en het "lekpercentage" anderzijds. Voor stoffen met een hoge persistentie en mobiliteit zou theoretisch wel tot 10 % van de dosis (uit de bovenste meter van "a sandy loam system") kunnen uitspoelen. Voor dichloorpropan wordt ook wel 20 % genoemd \*. Doorlaggevend hierbij is ook het gehalte organische stof in de onverzadigde zone. Bij een hoog gehalte bestaat voor slecht afbreekbare stoffen het gevaar voor accumulatie, opeenhoping in de bouwvoor ten gevolge van periodieke toediening. Ook van be-

---

\* Persoonlijke mededeling M. Leistra, 1985.

lang is de constatering dat dosering in de herfst een groter gevaar voor uitspoeling inhoudt dan dosering in de zomer. Dit heeft te maken met de lagere temperatuur en de soms hevige regenval. Versnelde inzijging kan ook optreden bij kunstmatige beregening. Voor de waterbeweging - en daarmee het transport naar grotere dieptes door "by-pass" - is ook de aanwezigheid van macroporiën in kleigronden van belang (Bouma, 1982). In gebieden met diepe grondwaterspiegels kan daarentegen de verblijftijd in de onverzadigde zone aanzienlijk zijn (Van Lanen, 1984). In dergelijke gevallen zal de fractie van de dosering die uiteindelijk de verzadigde zone bereikt, wellicht beperkt zijn. In kwelgebieden (met hoofdzakelijk naar boven gerichte grondwaterstromingen) vindt neerwaarts stoftransport voornamelijk plaats door diffusie van de stof in bodemvocht en -lucht.



5 THEORETISCHE ACHTERGRONDEN

Het gedrag van een opgeloste stof in het grondwater wordt bepaald door enerzijds de grondwaterstroming en anderzijds door meer stofafhankelijke processen als afbraak en adsorptie. Voor de bestudering van de te verwachten ruimtelijke verbreding (verspreiding en concentratie) is het noodzakelijk een tweetal problemen op te lossen: eerst het stromingsprobleem en daarna het stoftransportprobleem. Op beide zal in volgende paragrafen kort worden ingegaan.

5.1 Stromingsvergelijking

De stromingsvergelijking is in wezen de waterbalans voor een elementje grond ("instroming - uitstroming = berging") gecombineerd met de Wet van Darcy (het lineaire verband tussen grondwaterstroming en gradiënt in grondwaterstand of stijghoogte). In deze studie beschouwen we slechts stroming in de verzadigde zone. Bij grondwaterwinning ten behoeve van de drinkwatervoorziening vertoont dit globaal hetzelfde patroon gedurende de seizoenen. Hiermee wordt het stromingsprobleem (voor wat betreft het water) gereduceerd tot zijn stationaire vorm.

5.2 Stoftransportvergelijking

De stoftransportvergelijking is in wezen ook een massabalans echter nu niet voor het water maar voor de daarin opgeloste stof. De hoeveelheid van die stof binnen een vast omlijnd elementje grond wordt beïnvloed door:

- grondwaterstroming (advectie)
- moleculaire diffusie

- dispersie, het vervagen van concentratieverschillen (door onregelmatigheden op micro- en macroniveau: poriën en onregelmatigheden in sedimentopbouw)
- adsorptie (bepaalt de verdeling van de stof over water en bodemdeeltjes)
- afbraak (het verdwijnen van een stof door reacties en - eventueel - de vorming van afbraakproducten, metaboliëten).

Stoftransport door advectie heeft in wezen geen toelichting. Het grondwater stroomt en daarmee ook de daarin opgeloste stof.

Moleculaire diffusie en dispersie worden beide op eenzelfde wijze gemodelleerd. Het stoftransport tengevolge van beide processen is afhankelijk van de gradiënt in de concentratie (Wet van Fick). De processen worden dan ook meestal (ook in het in hoofdstuk 7 beschreven model) samengevat onder de term "hydrodynamische dispersie" met een longitudinale component (in de richting van de waterstroming) en - daar loodrecht op - een transversale component (een schematisering die in wezen alleen toelaatbaar is voor pakketten met een doorlatendheid die in alle richtingen gelijk is). Voor een uitvoerige beschrijving van de processen kan worden verwezen naar bijvoorbeeld Bear (1979). Waarden voor de componenten zodat berekeningen en metingen overeenkomen kunnen onder andere worden gevonden in Sykes et al (1982) en Schröter (1984). Beide componenten worden verondersteld tevens afhankelijk te zijn van de grootte van de grondwaterstroming. Daarnaast is het zo dat bij stromingsproblemen die een groter gebied - een groter oppervlak - beslaan, grotere onregelmatigheden in de bodem een rol gaan spelen. Experimenten met

stoftransport in laboratoriummodellen leveren dus andere "dispersiecoëfficiënten" dan metingen in de praktijk. Het begrip dispersie is hiermee schaalafhankelijk (zie bijvoorbeeld de studie van Molz et al, 1983). Afrondend kan nog worden opgemerkt dat het begrip "dispersie" zeer in de belangstelling staat; een verdere detaillering is voor deze studie echter niet belangrijk. Immers dispersie is weliswaar wél van belang voor de bestudering van de snelheid waarmee een 'front van verontreiniging' ten gevolge van een tijdelijke toepassing zich verplaatst, echter in sterk verminderde mate voor het concentratieniveau dat op den duur wordt bereikt bij toediening zoals dat telkens weer - en dat vele jaren lang - plaatsvindt. Dat laatste heeft voor wat deze studie betreft de aandacht.

Lineaire-adsorptie en eerste-orde-afbraak (waarmee in deze studie het stofgedrag wordt gemodelleerd) zijn reeds beschreven in de paragrafen 4.2 en 4.1.





FREATISCHE WINNINGEN

Ongeveer 40 % van het totaal aantal grondwaterwinningen ten behoeve van de openbare drinkwatervoorziening vindt plaats in freatische pakketten, pakketten die voornamelijk gevoed worden door inzijgende neerslag en soms door inzijging uit open watergangen en beken. Deze veelal ondiepe winningen kunnen zonder meer als de meest kwetsbare worden aangemerkt omdat het inzijgende neerslagwater relatief snel het geëxploiteerde watervoerende pakket bereikt en om andere redenen zoals in paragraaf 3.2 omschreven. In dit hoofdstuk zal een relatie gelegd worden tussen de belasting van het maaiveld met de beschouwde stoffen en de kwaliteit van het opgepompte grondwater. Eerst zal het bij die winningen optredende stromingsprobleem worden beschouwd. Hier zal dat gebeuren met analytische oplossingen van wiskundige vergelijkingen. Gezien de doelstelling van deze studie kan hiermee worden volstaan. Indien de stroming wordt beïnvloed door bijvoorbeeld van nature reeds aanwezige gradiënten in de grondwaterstand, worden zaken meer complex en dient de inzet van numerieke of semi-analytische rekenmodellen te worden overwogen. Voor de laatstgenoemde modellen ('FLOP') wordt de lezer verwezen naar Van den Akker (1982). Mogelijkheden tot gebruik van een numeriek model zijn geïllustreerd in hoofdstuk 7.

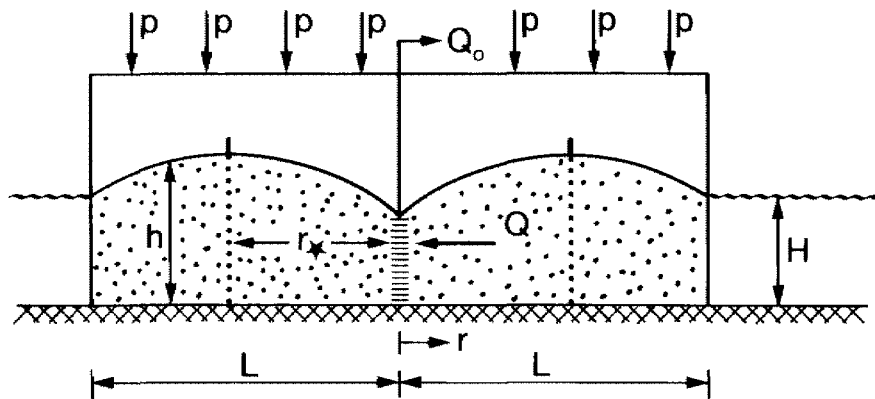
6.1 Verblijftijden bij een freatische winning

Bij een freatische winning in een pakket (als weergegeven in figuur 5) dat slechts gevoed wordt door de nuttige neerslag  $P$ , geldt (Huisman, 1972)

$$H^2 - h^2 = - \frac{P}{2k}(L^2 - r^2) + \frac{Q_0}{\pi k} \ln \frac{L}{r} \quad (6.1)$$

$$\text{en } Q(r) = Q_0 - \pi r^2 P \quad (6.2)$$

$Q(r)$  is de volumestroom in horizontale richting op afstand  $r$  van de winning  $Q_0$ .



Figuur 5 - Radiale doorsnede door een put in een freatisch pakket gevoed door neerslag

Voor de afgeleide van (6.1) naar  $r$  kan gevonden worden

$$\frac{d(H^2 - h^2)}{dr} = -2h \frac{dh}{dr} = -\frac{P}{2k} (-2r) - \frac{Q_0}{\pi k} \cdot \frac{1}{r} \quad (6.3)$$

zodat als  $h$  niet erg sterk varieert en gelijk gesteld wordt aan  $D$  (de gemiddelde dikte van het watervoerende pakket), voor de gradiënt van de grondwaterstand geldt

$$\frac{dh}{dr} = -\frac{P}{2kD} \cdot r + \frac{Q_0}{2\pi kD} \cdot \frac{1}{r} \quad (6.4)$$

De werkelijke stroomsnelheid in positieve  $r$ -richting is dus (als van nature niet reeds een stroming aanwezig is ter plaatse van het puttenveld)

$$v_r = -\frac{k}{n} \cdot \frac{dh}{dr} = \frac{Pr}{2Dn} - \frac{Q_0}{2\pi Dnr} \quad (6.5)$$

Hierin is  $n$  de effectieve porositeit met betrekking tot waterstroming.

Voor de verblijftijd  $T$  van een waterdeeltje op af-

stand  $r$  stromend in de richting van de winning geldt

$$T = \int_r^0 \frac{dr}{v_r} = 2Dn \int_r^0 \left( Pr - \frac{Q_0}{\pi r} \right)^{-1} dr$$

$$= Dn/P \cdot [\ln (P\pi r^2 - Q_0)]_r^0$$

zodat met (6.2)

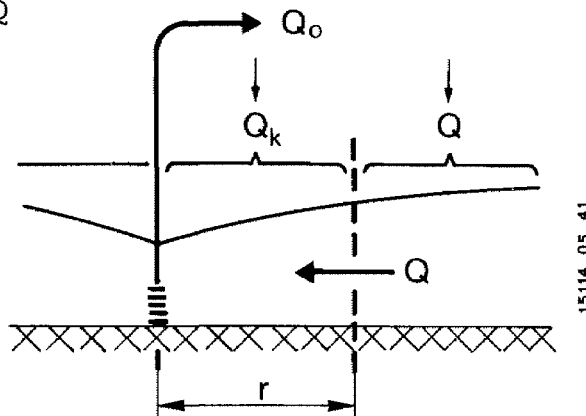
$$T = Dn/P \cdot \ln(Q_0/Q) \quad (6.6)$$

of

$$Q/Q_0 = \exp(-PT/Dn) \quad (6.7)$$

In het nu navolgende definiëren we  $Q_k$  als de volumestroom met een verblijftijd kleiner dan  $T$  (zie ook figuur 6) zodat

$$Q_k = Q_0 - Q$$



Figuur 6 - Volumestromen, schematisch weergegeven

De verblijftijdsverdeling  $F(T)$  is de fractie van  $Q_0$  met een verblijftijd kleiner dan  $T$

$$F(T) = Q_k/Q_0 = (Q_0 - Q)/Q_0$$

en dus met (6.7)

$$F(T) = 1 - \exp(-PT/Dn) \quad (6.8)$$

## 6.2 Relatieve oppervlakte van beschermingszones

Vergelijking (6.6) is met gebruik van vergelijking (6.2) als volgt te schrijven

$$T = \frac{Dn}{P} \ln \left( \frac{Q_0}{Q_0 - P\pi r^2} \right) \quad (6.9)$$

Expliciet maken van  $r$  levert op

$$r = \left[ \frac{Q_0}{\pi P} (1 - \exp(-PT/Dn)) \right]^{1/2} \quad (6.10)$$

De oppervlakte  $A(T)$  van de beschermingszone met als grens de verblijftijd  $T$  bedraagt dan (6.11)

$$A(T) = \pi r^2 = \frac{Q_0}{P} (1 - \exp(-PT/Dn))$$

De oppervlakte van het totale intrekgebied bedraagt

$$\pi r_*^2 = Q_0/P \quad (6.12)$$

Hierin is  $r_*$  de afstand van het puttenveld tot de rand van het intrekgebied (zie figuur 5). De oppervlakte van het intrekgebied neemt natuurlijk evenredig toe met een groeiende onttrekkingsgrootte. Voor de verhouding  $V_{bi}$  (als functie van  $T$ ) tussen de oppervlakte van een beschermingszone begrensd door een isochroon van  $T$  jaar en de oppervlakte van het totale intrekgebied geldt dus

$$V_{bi}(T) = 1 - \exp(-PT/Dn) \quad (6.13)$$

De verhouding is hiermee afhankelijk van de verblijftijd  $T$ , de pakketdikte  $D$ , de nuttige neerslag  $P$  en de porositeit  $n$ , doch niet van de onttrekkingsgrootte. Deze berekening geldt natuurlijk al-

leen dan als de beschermingszones zijn berekend op grond van verblijftijden van het grondwater in het geëxploiteerde watervoerende pakket en als wordt aangenomen dat er slechts voeding is van het watervoerende pakket door neerslag of door gelijkmatig en diffuus verdeelde inzijging uit waterlopen.

### 6.3 Concentraties in freatisch gewonnen grondwater

In het voorgaande hebben we werkelijke verblijftijden  $T$  van het water in de verzadigde zone beschouwd. De verblijftijd van de opgeloste stof in dezelfde zone is ten gevolge van adsorptie een factor  $b$  groter (zie § 4.2). Het op tijdstip  $t$  opgepompte water heeft op tijdstip  $t-T$  het grondwater bereikt. De op tijdstip  $t$  opgepompte opgeloste stof heeft dan op tijdstip  $t-bT$  het watervoerende pakket bereikt. De verblijftijd van de stof wordt aldus  $bT$ . Ten gevolge van eerste orde afbraak resteert hiervan echter nog slechts  $\exp(-abT)$  waarbij  $a$  de afbraakconstante is in het watervoerende pakket. Onder de parameter  $S(T,t)$  verstaan we de belasting van het maaiveld (in  $\text{mg}/\text{m}^2/\text{j}$ ) met de beschouwde (actieve) stof op het tijdstip  $t$  op een plaats met verblijftijd  $T$  tot de winning (Het zal waarschijnlijk niet zo zijn dat de grootte van de belasting afhankelijk is van de plaats in het beschermingsgebied. De stof zal wel of niet gebruikt worden en dan bij voorkeur in de aanbevolen dosis die het meeste effect sorteert). De stof wordt op een fractie  $f$  van een zone gebruikt en hiervan lekt de fractie  $d$  door naar het verzadigde grondwater. Met dit alles kan worden afgeleid dat voor de totale hoeveelheid  $M(t)$  van een stof die op tijdstip  $t$  per tijdseenheid wordt opgepompt, geldt

$$M(t) = Q_0 \cdot c(t) = \int_0^{Q_0} \frac{d \cdot f \cdot S(T, t-bT)}{P} \exp(-abT) dQ$$

Met (6.8) kan worden geschreven dat voor de aankomstdichtheid (de fractie van de totale volumestroom  $Q_0$  met de verblijftijd  $T$ ) geldt  $F'(T) = dF(T)/dT$

$$F'(T) = P/(Dn) \cdot \exp(-PT/(Dn)) = - \frac{1}{Q_0} \frac{dQ}{dT}$$

zodat  $dQ = -F'(T) \cdot Q_0 \cdot dT$  en dus met overschakelen op andere integratiegrenzen

$$c(t) = \int_0^{\infty} \frac{df}{Dn} S(T, t-bT) \exp(-eT) dT \quad (6.14)$$

waarbij  $e = ab + P/(Dn)$  en  $c(t)$  de concentratie in het opgepompte grondwater als functie van de tijd. In het rekenmodel wordt dus aangenomen dat (eventueel) beperkingen worden opgelegd aan het gebruik van een stof op een bepaalde plaats afhankelijk van de verblijftijd van het water in het watervoevende pakket van die plaats tot aan de winning.

### 6.3.1 Stationaire belasting met stoffen

Veronderstel dat het niet van belang is het verloop van  $c$  in de tijd te kennen doch enkel en alleen de uiteindelijk te verwachten concentratie.  $S$  wordt dan slechts bepaald door de plaats binnen het intrekgebied. Het totale intrekgebied wordt nu verdeeld in  $m$  zones met volgnummers die toenemen met de afstand tot aan de winning.  $S_2$  is hierbij de maximale "strooihoeveelheid" in de tweede zone

met als verblijftijdsgrenzen (voor het water)  $T_1$  en  $T_2$ . In deze zone wordt de stof gebruikt op een fractie  $f_2$  en van de dosering spoelt de fractie  $d_2$  door naar het grondwater. Vergelijking (6.14) reduceert in stationaire vorm tot

$$c = \frac{1}{Dn} \int_0^{\infty} d.f.S(T).exp(-eT)dT \quad (6.15)$$

of (als  $m > 1$ ) kan (6.15) uitgeschreven worden tot

$$c = g[d_1 f_1 S_1 + \sum_{i=1}^{m-1} (d_{i+1} f_{i+1} S_{i+1} - d_i f_i S_i) exp(-eT_i)] \quad (6.16)$$

Hierin is  $g = 1/(eDn) = 1/(abDn+P)$  en bevat dus (zoals de parameter  $e$ ) zowel een afbraak- als een verdunningsterm. Het rekenschema is dus ook te gebruiken als afbraak niet optreedt. In dat geval bepaalt lineaire adsorptie niet de concentratie die uiteindelijk zal worden bereikt maar natuurlijk wél de tijdvertraging waarmee de processen optreden, zie voorbeeld 4.

Als er geen sprake is van bescherming en op een fractie  $f$  (min of meer gelijkmatig verdeeld over het totale intrekgebied) wordt een stof gebruikt in hoeveelheden  $S$  waarvan een fractie  $d$  doorspoelt naar het verzadigde grondwater, dan heeft (6.16) een eenvoudiger vorm

$$c = gdfS \quad (6.17)$$

Bij twee zones binnen het intrekgebied (een zone met verblijftijd  $T$  waarbinnen de stof niet gebruikt mag worden en een zone waar de stof wel toegelaten wordt), kan (6.16) geschreven worden als

$$c = gdfS.exp(-eT) \quad (6.18)$$

of bij T als functie van c (in dit geval is c de toegelaten concentratie in het opgepompte grondwater; de norm)

$$T = \ln(gdfS/c)/e \quad (6.19)$$

De parameters d, f en S hebben nu natuurlijk betrekking op de tweede (onbeschermde) zone.

De vergelijkingen (6.10) en (6.19) kunnen ook gecombineerd worden zodat

$$r = \left[ \frac{Q_0}{\pi P} \left( 1 - \left( \frac{c}{gdfS} \right)^{Pg} \right) \right]^{\frac{1}{2}} \quad (6.20)$$

De oppervlakte A van de beschermde zone wordt hiermee

$$A = \frac{Q_0}{P} \left( 1 - \left( \frac{c}{gdfS} \right)^{Pg} \right) \quad (6.21)$$

Met deze formules is het goed mogelijk zicht te krijgen op de factoren die de grootte van de beschermingszones (en eventueel de voor toepassing geldende beperkingen) bepalen (zie bijvoorbeeld eind van voorbeeld 1) en tevens is het mogelijk een relatie te leggen tussen de concentraties in het gewonnen grondwater en in het bovenste grondwater onder die percelen waar toepassing plaatsvindt. Deze laatste concentratie is namelijk  $dS/P$ .

#### Voorbeeld 1

Om de afstand te bepalen tot waar het gebruik van een herbicide moet worden tegengegaan (teneinde te voldoen aan de norm van het Waterleidingbesluit), kunnen de vergelijkingen (6.19) en (6.20) worden toegepast.



Veronderstel dat het middel wordt toegediend op 25 % van het totale intrekgebied in hoeveelheden van 1.000 mg/m<sup>2</sup>/j en dat 1 % hiervan doorlekt naar het verzadigde grondwater. We veronderstellen in het watervoerende pakket een halfwaardetijd van bijvoorbeeld 6 jaar en een vertragingsfactor (zie §4.2) van 3. De pakketdikte is 30 m, porositeit 35 % en de effectieve nuttige neerslag is 0.35 meter per jaar. Samenvattend:

$$f = 0.25$$

$$d = 0.01$$

$$P = 0.35 \text{ m/j}$$

$$n = 0.35$$

$$D = 30 \text{ m}$$

$$a = (\ln 2)/6 \text{ j} = 0.12/\text{j}$$

$$b = 3$$

$$e = 0.38/\text{j}$$

$$g = 0.25 \text{ j/m}$$

$$S = 1.000 \text{ mg/m}^2/\text{j}$$

Als de concentratie  $c$  in het opgepompte grondwater kleiner moet zijn dan 0.1 µg/liter (= 0.1 mg/m<sup>3</sup>), dan volgt hieruit dat het middel niet gebruikt mag worden binnen een verblijftijdsgrens van 4.8 jaar. Als de onttrekking 3 Mm<sup>3</sup>/j is, kan met (6.10) of (6.20) worden berekend dat dat is tot op 635 meter van het puttenveld.

Bij geen beschermingsbeleid zou de concentratie kunnen oplopen tot gdfs en dus tot 0.63 µg/l. Door het gebruik te ontraden op  $\pi(635)^2 \text{ m}^2$  (= 127 ha) blijft de concentratie onder de norm. Binnen dit gebied werd de betreffende stof op 25 % (= 32 ha) gebruikt.

### Voorbeeld 2

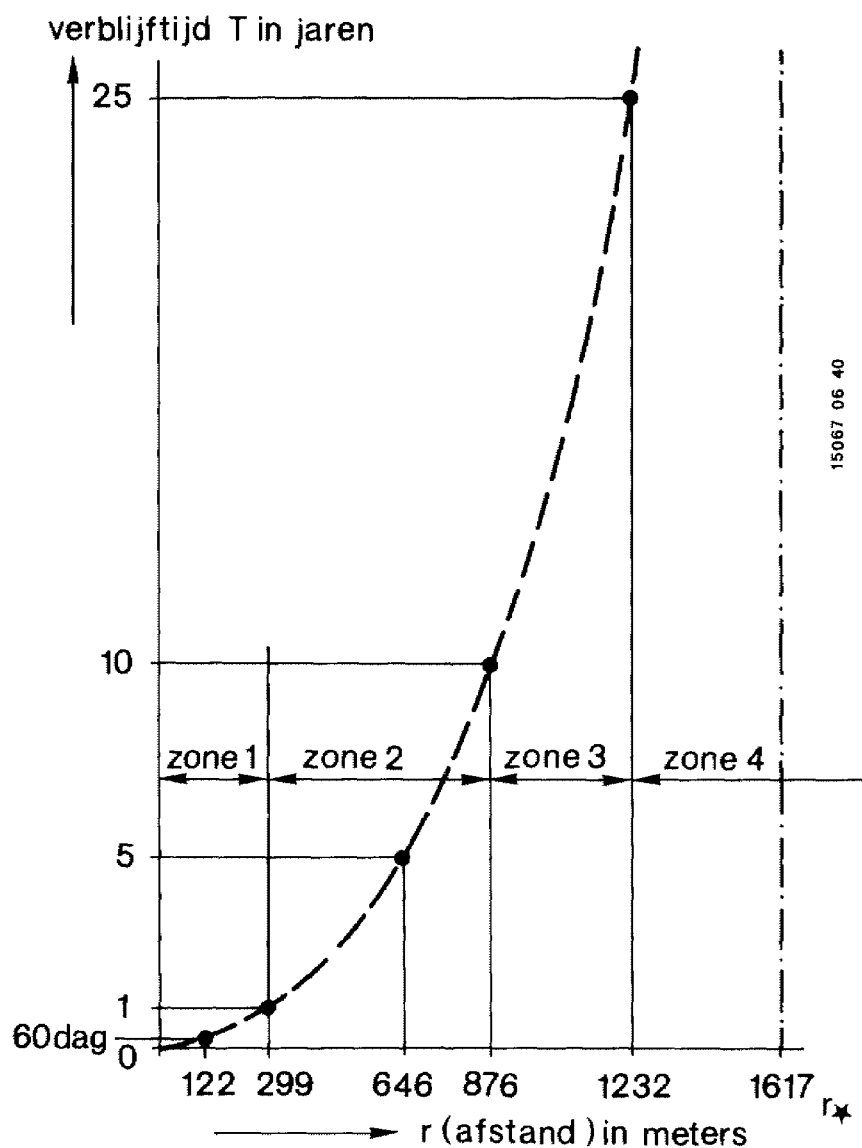
Vergelijking (6.18) geeft in wezen het effect weer van een bepaald beschermingsbeleid. Om dit effect snel zichtbaar te maken, is een rekenprogramma

BIOCIDE1 gemaakt waarvan listing en print-uitvoer als Bijlagen 1 en 2 aan dit rapport zijn toegevoegd (Het programma BIOCIDE2 wordt besproken in voorbeeld 3).

Het effect van bescherming is duidelijk afhankelijk van het gedrag van stoffen in de bodem. Zo is het bij erg slecht afbreekbare stoffen noodzakelijk om een zeer groot gedeelte van het totale intrekgebied te beschermen. Daarentegen zullen goed afbreekbare stoffen - zelfs zonder bescherming - nauwelijks in het opgepompte grondwater worden aangetroffen in te hoge concentraties. Speciaal bij de matig afbreekbare middelen is een naar gebiedsdelen gedifferentieerde bescherming echter zeer effectief. Een getallenvoorbeeld zal een en ander aantonen.

Veronderstel dat bepaald moet worden wat het nut of effect is van het opleggen van beperkingen aan het gebruik van een bepaald middel dat verdeeld over het intrekgebied op 25 % van het areaal gebruikt wordt in hoeveelheden van gemiddeld 1000 mg/m<sup>2</sup>/j en dat 1 % hiervan doorspoelt naar het verzadigde grondwater. Veronderstel tevens dat de grondwateronttrekking een grootte heeft van 3 Mm<sup>3</sup>/j uit een pakket met een dikte van 30 m en een porositeit van 35 %. Het pakket wordt gevoed door een nuttige neerslag van 1 mm/d (0.365 m/j).

Veronderstel rondom de winning een 4-tal concentrische beschermingszones begrensd met verblijftijden van 1, 10 en 25 jaar, zie figuur 7.



Figuur 7 - De afstand van verschillende verblijftijdgrenzen tot het centrum van de winning.  $Q_0 = 3 \text{ Mm}^3/\text{j}$ ,  $P = 0.365 \text{ m}/\text{j}$ ,  $D = 30 \text{ m}$ ,  $n = 0.35$  (zie verg. (6.10))

In het navolgende wordt de uiteindelijk te verwachten concentratie berekend bij 4 verschillende vormen van beleid

- I bescherming van de zones 1, 2 en 3 (dus de totale 25 jaars-zone)
- II bescherming van de zones 1 en 2 (de totale 10 jaars-zone)
- III bescherming van alleen zone 1 (de 1 jaars-zone)
- IV totaal geen bescherming

De berekening wordt uitgevoerd voor 5 verschillende stoffen met u-waarden (de halfwaardetijd  $t_h$  in jaren gedeeld door de vertragingfactor  $b$ ) van 0.1, 1, 10 en 100 jaar en - als laatste - een niet afbrekende stof ( $u=\infty$ ). De resultaten zijn weergegeven in tabel 1.

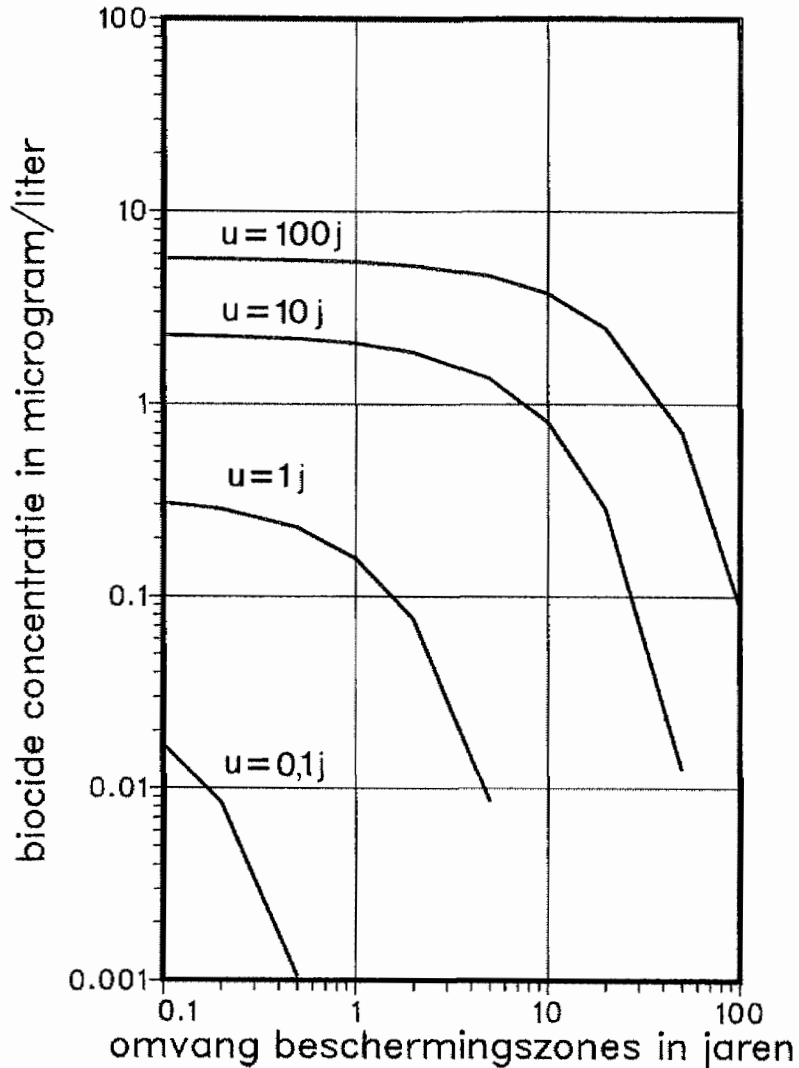
u-waarde ( $t_h/b$ ) jaar	I	II	III	IV
0.1	0.00	0.00	0.00	0.03
1	0.00	0.00	0.16	0.33
10	0.17	0.81	2.06	2.29
100	2.00	3.76	5.48	5.71
$\infty$	2.86	4.83	6.62	6.85

Tabel 1 - Maximaal te verwachten concentraties (in  $\mu\text{g/l}$ ) bij een verschillend beschermingsbeleid in afhankelijkheid van de u-waarde

De met het interactieve rekenprogramma BIOCIDE1 berekende resultaten zijn tevens grafisch weergegeven in figuur 8 en numeriek in Bijlage 2.

Het gedrag van een stof in het watervoerende pakket wordt voor wat betreft afbraak en adsorptie dus gekenmerkt door één parameter, de 'u-waarde'. De uiteindelijk in het opgepompte grondwater te verwachten concentraties zijn daarnaast natuurlijk tevens afhankelijk van de 'hydrologische' parameters ( $P$ ,  $D$  en  $n$ ) en van gebruiks- en doorlekgegevens ( $S$ ,  $d$  en  $f$ ).

$u$  = halfwaardetijd in jaar/retardatiefactor



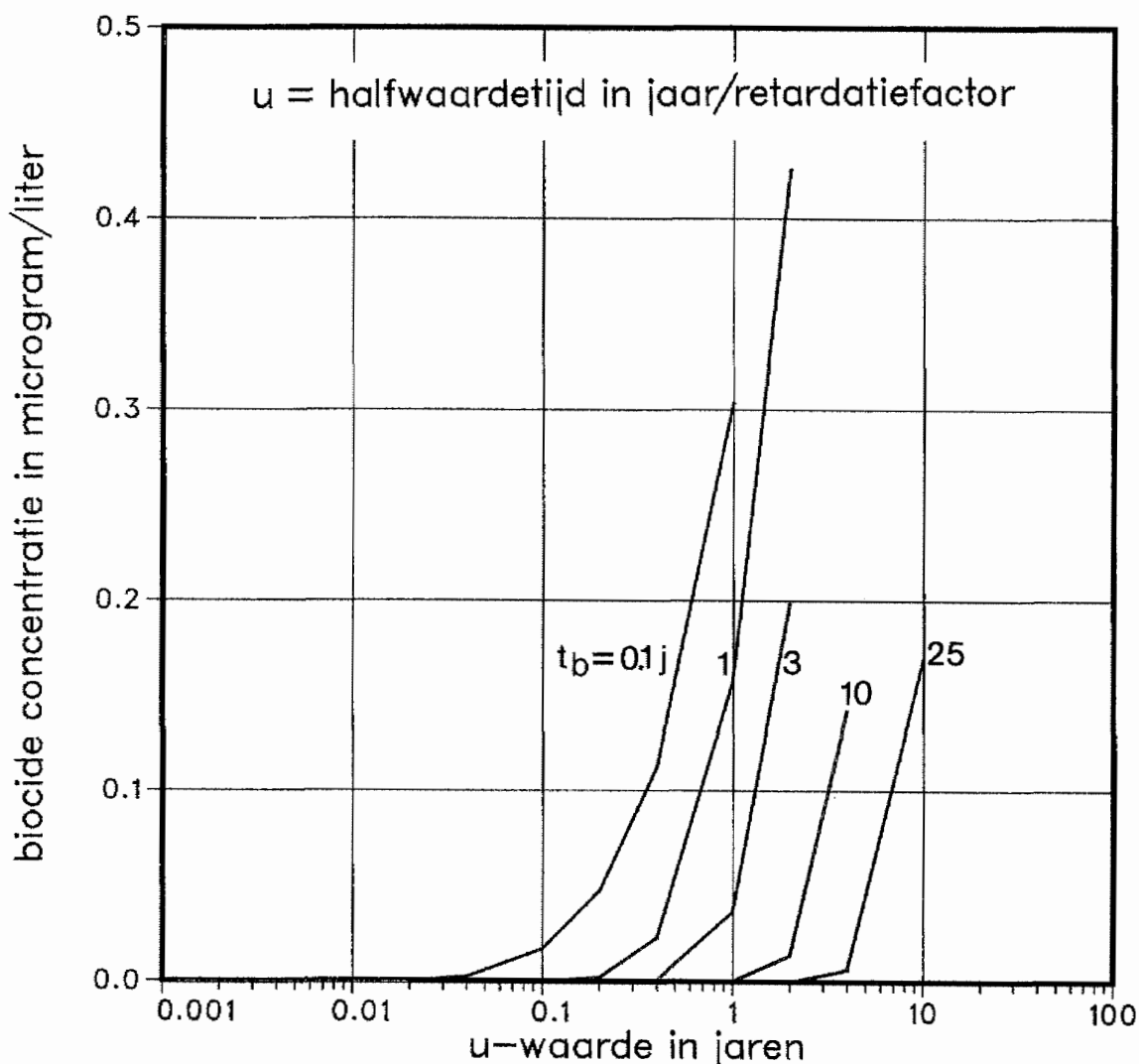
Figuur 8 - De uiteindelijk in het opgepompte grondwater te verwachten concentratie bestrijdingsmiddel voor verschillende  $u$ -waarden en als functie van de omvang van de beschermingszone (rekenparameters voorbeeld 2;  $d = 0,01$ ;  $f = 0,25$ ;  $P = 0,365$  m/j;  $S = 1000$  mg/m<sup>2</sup>/j;  $D = 30$  m;  $n = 0,35$ ; de concentratie in het bovenste grondwater onder de landbouwpercelen is  $dS/P$  en dus in dit voorbeeld ongeveer 27  $\mu\text{g/l}$ ).

### Voorbeeld 3

In voorbeeld 2 wordt er in wezen van uit gegaan dat de grootte van de beschermingszones min of meer onafhankelijk gekozen kan worden en wellicht voor elke stof kan verschillen. Dat is niet het geval. Voor het toelatingsbeleid zullen van belang zijn de verblijftijdsgrenzen zoals in 1980 geformuleerd in het rapport van de toenmalige Commissie Bescherming Waterwingebieden (CBW, 1980). Hierin wordt het waterwingebied - het gebied dat gelegen is direct rondom de winningsmiddelen - zodanig groot verondersteld dat het (van buiten de grens) toestromende grondwater in het watervoerende pakket een verblijftijd van tenminste 60 dagen heeft. In principe zijn binnen dat gebied alleen die activiteiten toelaatbaar, die noodzakelijk zijn voor de waterwinning. Daar omheen is gelegen het beschermingsgebied, dat onderverdeeld kan worden in een tienjarenzone en een vijftwintigjarenzone. De indeling in zones (gebaseerd op verblijftijden van 10 en 25 jaar in het watervoerende pakket) heeft de bedoeling om een bescherming op korte en middellange termijn te geven. Deze aanpak maakt het mogelijk om in geval van ernstige verontreiniging een alternatieve watervoorziening te realiseren.

In dit voorbeeld zal daarom worden aangegeven hoe de uiteindelijk in het opgepompte grondwater te verwachten concentratie zal zijn bij vastliggende beschermingszones en variërende u-waarden. Hiervoor is het programma BIOCIDE2 gemaakt, waarvan de programmalisting en een voorbeeld van printuitvoer als Bijlagen 3 en 4 zijn toegevoegd. Ook dit programma is interactief (het vraagt zelf om de invoer) en produceert naast printuitvoer een plot als weergegeven in figuur 9. In dit voorbeeld zijn dezelfde rekenparameters aangehouden als in voor-

beeld 2 (In wezen gelden de resultaten ook voor andere stoffen met andere waarden van  $d$ ,  $f$  en  $S$  als hun produkt  $dfS$   $2.5 \text{ mg/m}^2/\text{j}$  is).



Figuur 9 - De uiteindelijk in het opgepompte grondwater te verwachten concentratie bestrijdingsmiddel voor verschillende groottes van de beschermingszone en als functie van de u-waarde (dezelfde rekenparameters als in voorbeeld 2 en figuur 8; de verschillende curven betreffen van links naar rechts beschermingszones van  $t_b = 0.1; 1; 3; 10$  en  $25$  jaar; het bovenste grondwater onder die percelen waar het middel wél gebruikt wordt is in dit voorbeeld verontreinigd tot  $27 \mu\text{g/l}$ ).

Figuur 9 toont duidelijk aan dat het - zelfs zonder bescherming - onwaarschijnlijk is dat diffuus toegediende stoffen die goed afbreekbaar zijn en/of goed adsorberen aan bodemsedimenten (met dus kleine u-waarden in het watervoerende pakket), in het opgepompte grondwater voorkomen in te hoge concentratie.

Gebruik van stoffen met hoge u-waarden (slecht afbreekbaar en/of slecht adsorberend in en aan het bodemsediment) zal bij hoge toepassingsdichtheden en een ongunstig uitspoelingsgedrag - zelfs met bescherming van de totale vijftwintigjarenzone - uiteindelijk resulteren in (te) hoge concentraties. Immers niet het volledige intrekgebied is beschermd. Wél kan gesteld worden dat als de vertragingfactor  $b$  bijvoorbeeld 2 is, dat dan eerst ongeveer vijftig jaar na de start van de toepassing van het middel dit in het opgepompte grondwater aanwezig zal zijn.

Echter speciaal voor stoffen met middelmatig grote u-waarden (in de range van 0.1 tot 10 jaar; een en ander is afhankelijk van hydrologische parameters en doorlek- en gebruiksgegevens) kan een gedifferentieerd beschermingsbeleid tot gevolg hebben dat de concentraties van deze stoffen in het opgepompte grondwater beperkt blijven.

### 6.3.2 Niet-stationaire belasting met stoffen

Veelal is het van belang - onder andere voor het bepalen van de urgentie van het onderzoek naar te treffen maatregelen (zuiveren, ander puttenveld) - het verloop van de concentratie in de toekomst te kennen. Daarom zal ook aandacht gegeven worden aan vergelijking (6.14) in niet-stationaire vorm en dus een niet-constante belasting  $S$



$$c(t) = \int_0^{\infty} \frac{df}{Dn} S(T, t-bT) \cdot \exp(-eT) \cdot dT \quad (6.14)$$

Veronderstel bijvoorbeeld dat een bepaald middel alleen gebruikt wordt in een fractie  $f$  van een zone met verblijftijdsgrenzen  $T_1$  en  $T_2$  in hoeveelheden  $S(t)$ . Er is een fractie  $d$  van de dosering die het verzadigde grondwater bereikt.

Verondersteld is dat deze fractie instantaan en gelijkmatig verdeeld over ruimte en tijd het grondwater bereikt (met een vertraging ten gevolge van het verblijf in de onverzadigde zone, hetgeen belangrijk kan zijn bij diepe grondwaterstanden (zie bijvoorbeeld Van Lanen, 1984), is ook rekening te houden, zie voorbeeld 5). Vergelijking (6.14) reduceert nu tot

$$c(t) = \frac{df}{Dn} \int_{T_1}^{T_2} S(t-bT) \cdot \exp(-eT) \cdot dT \quad (6.22)$$

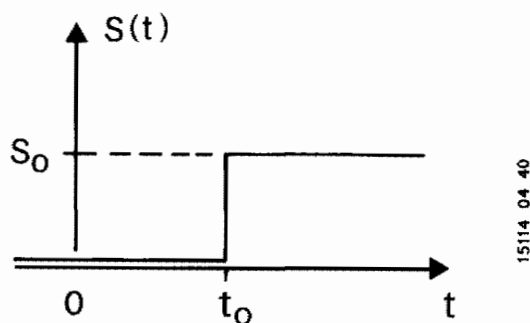
We zullen deze vergelijking oplossen voor een gelijkmatige dosering die eerst aanvangt op tijdstip  $t_0$  (voorbeeld 4) en voor een exponentieel toenemende belasting (voorbeeld 5).

#### Voorbeeld 4 ('sprongfunctie')

Stel dat voor de belasting van het maaiveld geldt

$$S(t) = S_0 \cdot u(t-t_0) \quad (6.23)$$

De  $u$ -functie is 1 als  $t > t_0$  en 0 als  $t < t_0$ ; een en ander is weergegeven in figuur 10 of in woorden: een belasting ter grootte van  $S_0$  die eerst aanvangt op tijdstip  $t_0$ .



Figuur 10 - Een constante belasting  $S_0$  van het maaiveld die eerst aanvangt op het tijdstip  $t_0$

Vergelijking (6.22) kan nu geschreven worden als (6.24)

$$c(t) = \frac{dfS_0}{Dn} \int_{T_1}^{T_2} u(t-t_0-bT) \cdot \exp(-eT) dT$$

De u-functie achter het integraal-teken geeft alleen dan een bijdrage aan de concentratie  $c(t)$  als  $t > bT + t_0$  zodat (6.24) eenvoudig kan worden opgelost tot de vergelijkingen (6.25)

$$(t-t_0)/b < T_1 \quad : \quad c(t) = 0$$

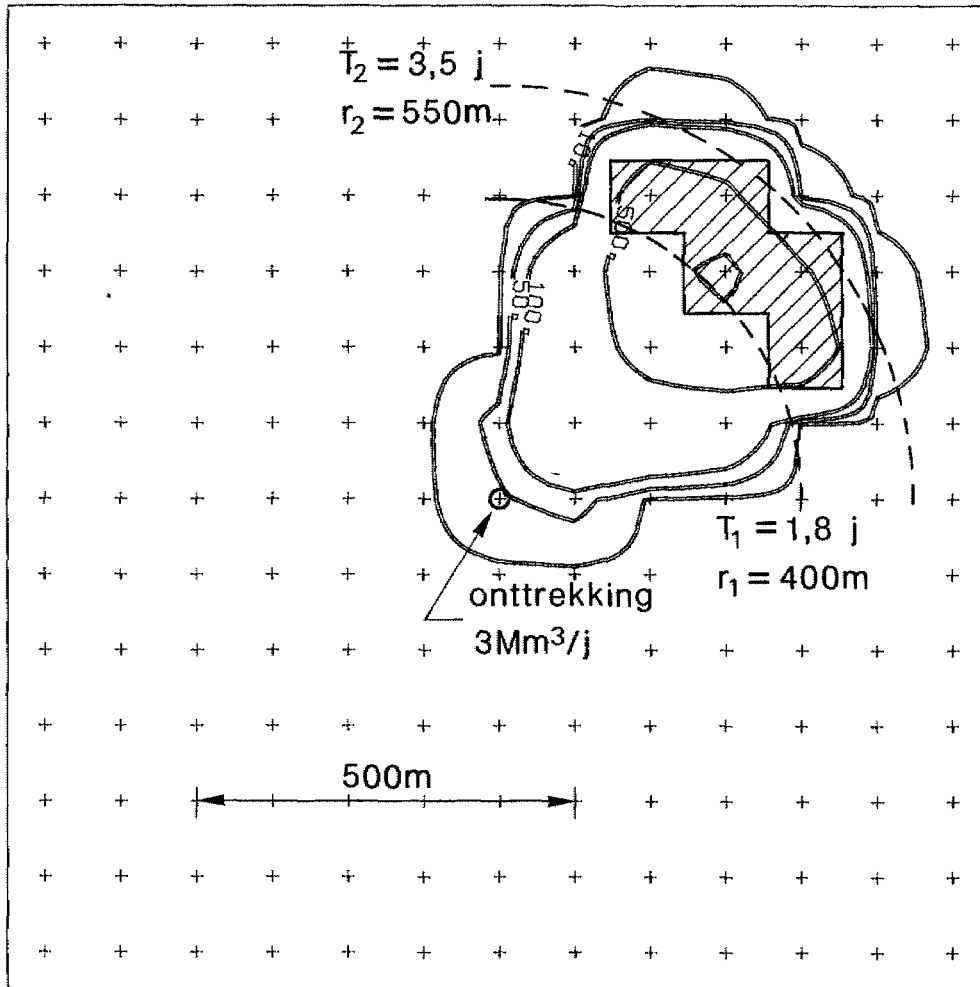
$$T_1 < (t-t_0)/b < T_2 \quad : \quad c(t) = \frac{dfS_0}{Dne} [\exp(-eT_1) - \exp(-\frac{e}{b}(t-t_0))] ]$$

$$T_2 < (t-t_0)/b \quad : \quad c(t) = \frac{dfS_0}{Dne} [\exp(-eT_1) - \exp(-eT_2)] ]$$

De vergelijkingen (6.25) kunnen worden vergeleken met het resultaat van een computerberekening met het programma KONIKOW-BREDEHOEFT (KB-model). Dit programma wordt in hoofdstuk 7 besproken.

Veronderstel dat op tijdstip  $t_0$  begonnen wordt met het gebruik van een middel op het perceel dat in

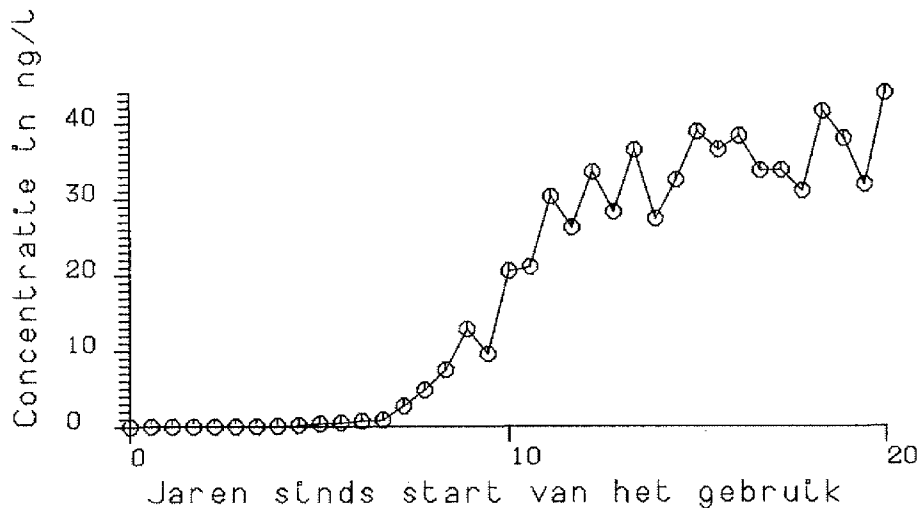
figuur 11 gearceerd is weergegeven en dat van dit middel instantaan een fractie doorlekt naar het verzadigde grondwater (ook een vertraging ten gevolge van het verblijf van de stof in de onverzadigde zone is te modelleren - bijvoorbeeld door aanpassing van  $t_0$  - zoals gebeurd is in de voorbeelden 5, 6 en 7). De oppervlakte hiervan is 50.000 m<sup>2</sup> (5 ha). Er is een grondwaterwinning (als aangegeven) van 3 Mm<sup>3</sup>/j uit een pakket met een dikte van 30 m, een doorlaatvermogen van 900 m<sup>2</sup>/d en een porositeit van 35 % (ter plaatse van de winning is de grondwaterspiegel vóór de aanvang van de winning horizontaal verondersteld).



Figuur 11 - Resultaat KB-berekening; ruimtelijke verbreiding van de verontreiniging (in ng/l) na 20 jaar toepassing in het gearceerde gebied; over de dikte van het watervoerende pakket is de concentratie constant verondersteld (parameters BETA=5m, CELDIS=1.0, DLTRAT=0.05 zijn reken- en dispersiviteitsgegevens ten behoeve van het KB-model)

Het middel wordt gebruikt in hoeveelheden van  $1050 \text{ mg/m}^2/\text{j}$  waarvan 1 % het verzadigde grondwater bereikt met een nuttige neerslag van  $0.35 \text{ m/j}$ . De concentratie in het bovenste verzadigde grondwater is dus  $30 \text{ } \mu\text{g/l}$ . Veronderstel dat de stof in het watervoerende pakket wordt afgebroken met een halfwaardetijd van  $1.6 \cdot 10^8 \text{ sec}$  ( $=5.07 \text{ j}$ ; de afbraaksnelheid  $a$  is dus  $\ln(2)/(5.07 \text{ j}) = 0.137/\text{j}$ ).

Door adsorptie geldt een vertragingsfactor 4. De ruimtelijke verbreiding van de stof na 20 jaar toepassing is in figuur 11 aangegeven met iso-concentratielijnen (in ng/l). Het concentratieverloop in het opgepompte grondwater gedurende de 20 jaren na  $t_0$  is weergegeven in figuur 12. Wellicht dient worden opgemerkt dat het grillige verloop terug te voeren is tot het rekenproces. Het verloop zal 'in werkelijkheid' meer vloeiend zijn.



Figuur 12 - De concentratie in ng/l van het middel in het opgepompte grondwater (KONIKOW-BREDEHOEFT-berekening)

Een en ander is ook te berekenen met de vergelijkingen (6.25). Samenvattend hebben we

- a = 0.137/j
- b = 4
- d = 0.01
- P = 0.35 m/j
- D = 30 m
- n = 0.35
- e =  $ab + P/(Dn) = 0.58/j$
- $Q_0 = 3.10^6 \text{ m}^3/j$
- $S_0 = 1050 \text{ mg/m}^2/j$
- u =  $t_h/b = \ln(2)/(ab) = 1.3 \text{ j.}$

Het middel wordt gebruikt op 5 ha van de zone met concentrische grenzen op circa 400 en 550 m afstand van de winning. De factor  $f$  is dus  $50.000/(\pi(550^2-400^2)) = 0.11$ . De verblijftijden die bij deze grenzen horen, kunnen met (6.9) worden berekend. Hiervoor geldt

$$T_1 = 1.8 \text{ j}$$

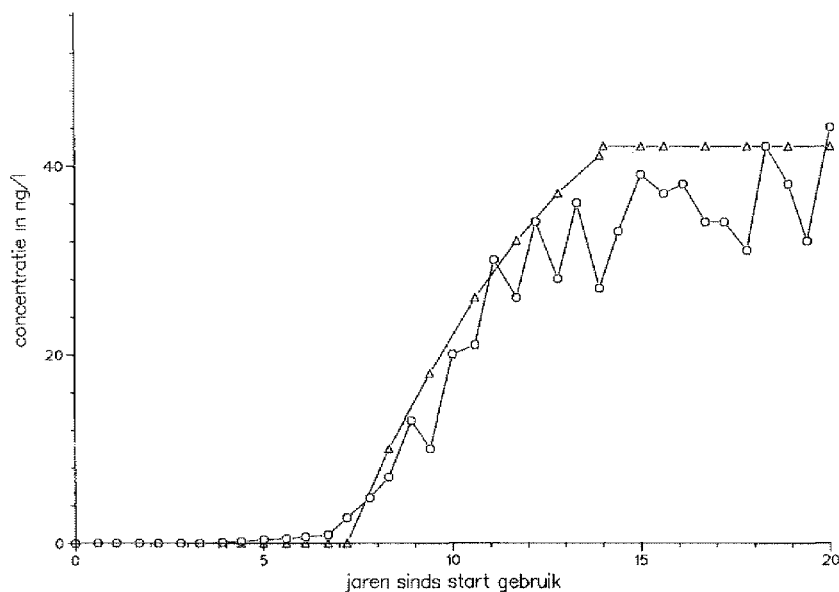
$$T_2 = 3.5 \text{ j}$$

Het met al deze parameters berekende concentratieverloop is in figuur 13 weergegeven (met  $\Delta$ ). Ter vergelijking is het verloop zoals berekend met het KONIKOW-BREDEHOEFT-programma eveneens weergegeven (met  $\circ$ ).

In dit verband moet worden opgemerkt dat het onwaarschijnlijk is dat stootsgewijze belasting (door periodieke\* toediening van de stof enkele malen per jaar of zelfs één maal in enkele jaren) leidt tot periodiek hogere concentraties in het opgepompte grondwater. Immers zelfs ten gevolge van een plotselinge verandering in het gebruik van een stof, is de verandering van de concentratie in het opgepompte water er één die verdeeld over vele jaren plaatsvindt. Door menging, dispersie en vertraging in zowel onverzadigde als verzadigde zone, is beïnvloeding van de kwaliteit van het opgepompte grondwater (ten gevolge van een diffuus gebruik van stoffen in de landbouw) een zeer geleidelijk proces dat zich voltrekt in jaren en wellicht zelfs decennia.

---

\* Een tijdelijke belasting van het grondwater is te modelleren door na verloop van tijd een negatieve belasting te 'superponeren'.



Figuur 13 - Het concentratieverloop (in ng/l) in het opgepompte grondwater in de 20 jaar na de start van het gebruik van een bestrijdingsmiddel op het perceel als aangegeven in figuur 10 ( $\Delta$ =analytisch berekend met de vergelijkingen (6.25); O=resultaten van KONIKOW-BREDEHOEFT-berekening als weergegeven in figuur 12)

Geconcludeerd kan worden dat de resultaten goed overeenkomen. De gevonden kleine verschillen zijn alle terug te voeren tot de schematisering en de discretisering in ruimte en tijd. De computerberekening geeft al binnen 5 jaar na de start van de toepassing van het bestrijdingsmiddel een zeer langzaam oplopende concentratie in het opgepompte grondwater (in afwijking van de analytische berekening). De verklaring kan onder andere gevonden worden in een dispersie-effect dat in de analytische berekeningen niet en in het KB-model wél is verdisconteerd.

Voorbeeld 5 ('exponentieel groeiende belasting')

Stel dat er sprake is van landbouwpercelen gelegen in de zone tussen verblijftijden (in het watervoevende pakket, in de verzadigde zone)  $T_1$  en  $T_2$ . Op deze percelen wordt een meststof elk jaar weer in grotere hoeveelheden gebruikt of - zo men wil - gedumpt. De belasting van het maaiveld is dan exponentieel groeiend

$$s(t) = S_0 \cdot \exp(w(t-t_0)) \quad (6.26)$$

Op het tijdstip  $t_0$  is de belasting  $S_0$ ; op het tijdstip  $t_0 + 1$  is de belasting gelijk aan  $S_0 \cdot \exp(w)$  zodat dus het jaarlijks groeipercentage gelijk is aan  $(\exp(w)-1) \cdot 100$  %. Met  $T_0$  als verblijftijd van de stof in de overzadigde zone kan vergelijking (6.22) geschreven worden als (6.27)

$$c(t) = \frac{df}{Dn} \int_{T_1}^{T_2} S_0 \cdot \exp(w(t-t_0-T_0-bT)) \cdot \exp(-eT) dT$$

of

$$c(t) = C_0 \cdot \exp(w(t-t_0-T_0)) \quad (6.28)$$

waarbij  $C_0$  de concentratie is op het tijdstip  $t_0 + T_0$

$$C_0 = \frac{df S_0 [\exp(-zT_1) - \exp(-zT_2)]}{Dnz} \quad (6.29)$$

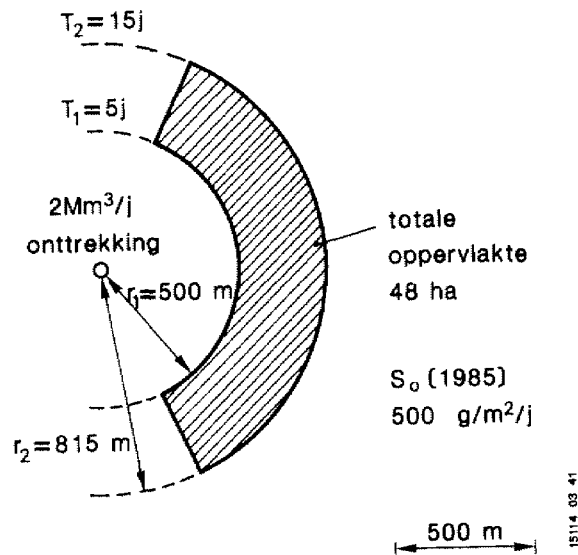
met  $z = wb + e$

Het blijkt dus (bij de aannamen als vermeld) dat in het verloop van de concentratie in het opgepompte grondwater eenzelfde stijgende tendens is waar te nemen als in de belasting van het maaiveld.



Eerder in dit rapport is al vermeld dat de gepresenteerde theorie ook toepasbaar is bij de problematiek van overbemesting en de daarmee samenhangende (te) hoge nitraatconcentraties die reeds zijn gevonden of wellicht nog te verwachten zijn in een aantal grondwaterwinningen. Ter illustratie worden de vergelijkingen (6.28) en (6.29) toegepast in het volgende sterk geschematiseerde voorbeeld dat de genoemde problematiek betreft.

Veronderstel een grondwaterwinning van  $2 \text{ Mm}^3/\text{j}$  uit een watervoerend pakket met een dikte van 40 m. De effectieve porositeit is 0.3 en de nuttige neerslag is  $0.3 \text{ m/j}$ . Verblijftijdsgrenzen van 5 en 15 jaar (uitsluitend voor waterstroming in het watervoerende pakket) zijn weergegeven in figuur 14. In deze zone zijn landbouwpercelen gelegen met een totale oppervlakte van 48 ha. Deze beslaan circa 36 % van deze zone en circa 7 % van het totale intrekgebied. Ter plaatse van deze percelen heeft de onverzadigde zone een gemiddelde dikte van 5 m en een gemiddeld vochtgehalte van 12 %. Hiermee kan de gemiddelde verblijftijd voor het water in de onverzadigde zone worden berekend (Van Lanen, 1984). De hoeveelheid bodemvocht in de onverzadigde zone is namelijk  $0.6 \text{ m}^3/\text{m}^2$ . De nuttige neerslag was  $0.3 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{j}$  zodat dus de gemiddelde verblijftijd in de onverzadigde zone gelijk is aan 2 j. We veronderstellen dat in 1985 (het tijdstip  $t_0$ ) ter plaatse van het perceel sprake is van een belasting met drijfmest resulterend in een stikstofgift (in de vorm van nitraat) van  $500 \text{ g/m}^2/\text{j}$ . Hierin is de voorgaande jaren een groei geweest van 10 % en om de 7 jaar dus een verdubbeling ( $w=0.1/\text{j}$ ). Stel dat van de belasting een gedeelte vervluchtigt of wordt opgenomen door het gewas en dat 40 % doorspoelt naar het bovenste grondwater.



Figuur 14 - Percelen met een totale oppervlakte van 48 ha in een zone met verblijftijdsgrenzen van 5 en 15 jaar

We beschouwen aldus het transport van nitraat waarvan we veronderstellen dat het onvertraagd plaatsvindt. Indien het onttrokken grondwater aeroob is, behoeft met denitrificatie geen rekening te worden gehouden. Samenvattend hebben we de volgende parameters voor het model:

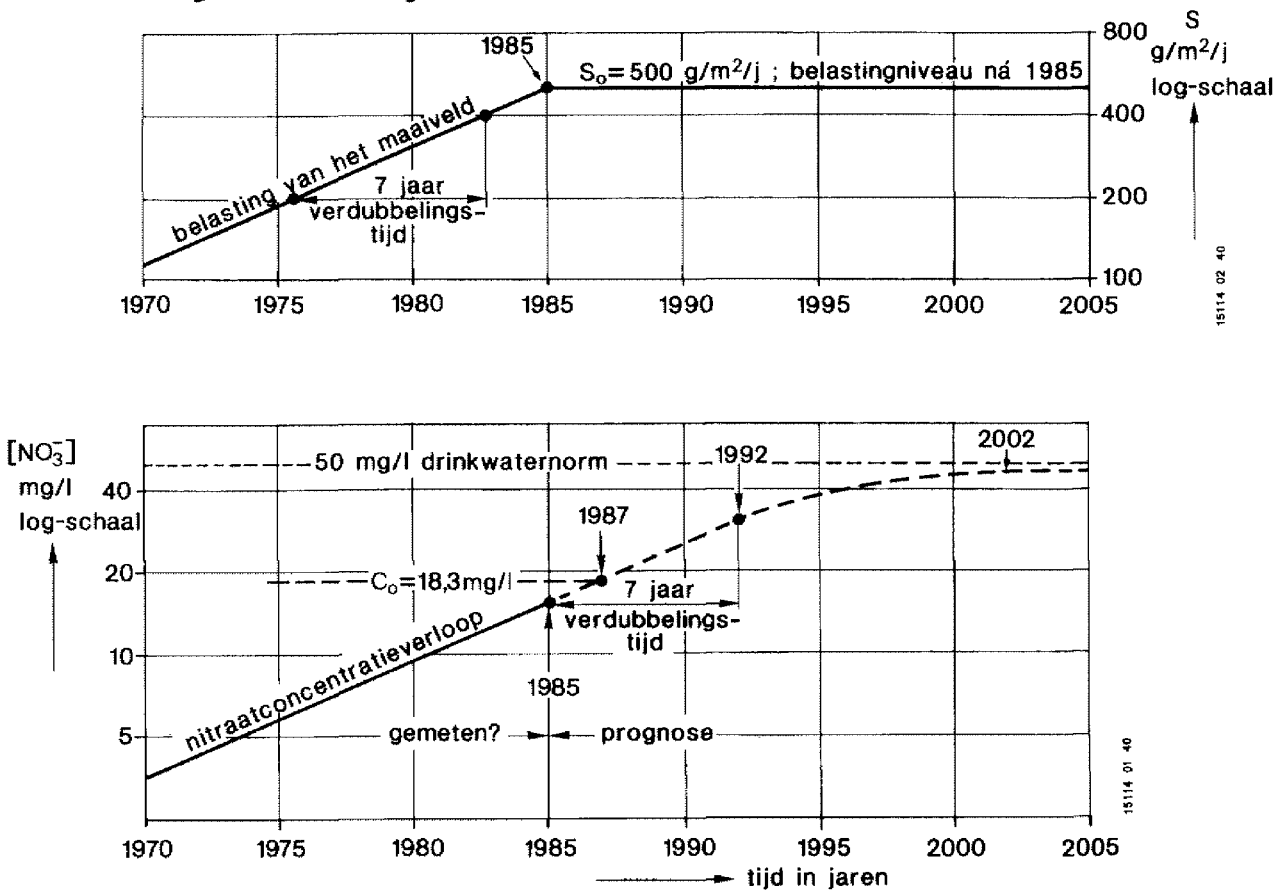
$$a = 0./j, b = 1, d = 0.4, D = 40 \text{ m}, e = ab+P/(Dn) = 0.025/j, f = 0.36, n = 0.3, P = 0.3 \text{ m/j}, Q_o = 2 \cdot 10^6 \text{ m}^3/j, S_o = 500 \text{ g/m}^2/j, t_o = 1985, T_o = 2 \text{ j}, T_1 = 5j, T_2 = 15 \text{ j}, w = 0.1/j, z = wb+e = 0.125/j.$$

En dus geldt (gebruikmakend van (6.28) en (6.29)) voor de concentratie (in mg/l) nitraat in het opgepompte grondwater

$$c(t) = 18.3 * \exp((t-1987)/10) \quad (6.30)$$

Veronderstel dat vanaf 1985 de belasting constant 500 g/m²/j blijft, dan zal  $c(t)$  nog tot 1992 worden beschreven door (6.30). In 1992 zal  $c$  gelijk

zijn aan 30 mg/l. Tot 2002 zal c toenemen en een waarde bereiken van uiteindelijk 48 mg/l (zie vergelijking (6.16) of de totale nitraat-balans van het intrekgebied). Hierbij gaan we ervan uit dat in de overige gebieden geen belasting van het grondwater met nitraten optreedt. De belasting  $S(t)$  en de concentratie  $c(t)$  zijn ook weergegeven in figuur 15.



Figuur 15 - De relatie tussen belasting van het maaiveld met stikstof (gemeten als nitraat) en de nitraatconcentratie in het opgepompte grondwater. De nitraatconcentraties ná 1985 zijn geprognosticeerd op basis van een beleid dat verdere groei van de gift weet te voorkomen

De parameters zoals ze in dit voorbeeld zijn gebruikt zijn niet ondenkbeeldig. Verschillende onderzoekers melden snel stijgende nitraatconcentraties (zie onder andere Van Beek et al, 1984) en tevens exponentieel toenemende drijfmestgiften die

vaak gepaard gaan met de teelt van snijmais. Een belangrijke conclusie bij dit voorbeeld is dat door het treffen van maatregelen in 1985 (als de nitraatconcentratie nog 'slechts' 15 mg/l is) nog juist voorkomen kan worden dat de concentratie de hiervoor geldende norm van 50 mg/l zal overschrijden.

In het model wordt ook het concentratieverloop vóór 1985 berekend. In wezen zal dat meestal bekend zijn waarmee - in een soort calibratiefase - andere parameters (bijvoorbeeld  $d$ ,  $S_0$  of de denitrificatieparameter  $a$ ) die in het voorbeeld bekend zijn verondersteld, berekend kunnen worden. Met de berekende parameters kan dan een prognose gemaakt worden van de nitraatconcentraties zoals ze te verwachten zijn in de toekomst (Het antwoord op de vraag: Hoeveel nitraat is onderweg?). Aldus kan de urgentie van zuiveringsonderzoek worden ingeschat of de noodzaak tot het uitwijken naar een andere bron of een ander puttenveld. De berekening kan uitgevoerd worden voor verschillende 'beleidsalternatieven' met betrekking tot de problematiek van overbemesting. In dit voorbeeld is één daarvan uitgewerkt. Voorts moet nog worden opgemerkt dat is verondersteld dat andere percelen dan de beschouwde géén bijdrage geven aan de bestudeerde nitraatconcentraties (alleen het in figuur 14 weergegeven perceel wordt beschouwd), dat de grootte van de winning (en daarmee van het intrekgebied) in de loop der tijd constant blijft en dat de fractie  $d$  die 'doorlekt' naar het verzadigde grondwater onafhankelijk is van de stikstofgift. De berekeningen kunnen hier echter op worden aangepast. Verdere uitwerking valt buiten het onderzoek zoals dat in dit rapport beschreven wordt.

In alles zit een ontwikkeling, zo ook in het gebruik van de computer in het vakgebied van de hydrologie. Tot de 70-er jaren was dit voor een groot deel beperkt tot het berekenen van grondwaterstanden en -stijghoogten aan de hand van wiskundige (analytische) formules. Later werden deze ook bepaald met numerieke modellen waarmee het mogelijk werd meer verschillen in de ondergrond en andere zaken als bijvoorbeeld de situering van de putten te beschouwen. In het begin van de jaren 70 kwamen in eerste instantie eenvoudige en later meer geavanceerde modellen in ontwikkeling waarmee ook de stroming kon worden bestudeerd en voorspeld. Nog later - aan het eind van de jaren 70, begin jaren 80 - kon met numerieke modellen naast het stromingsprobleem tevens het stoftransportprobleem worden beschouwd. Een en ander heeft zich binnen 15 jaar afgespeeld.

Was het vroeger een 2- of 3-tal variabelen dat in het rekenmodel (in wezen het rekenprogramma) moest worden gebruikt ('ingevoerd'), nu zijn dat vaak honderden en soms zelfs duizenden parameters. Immers niet alleen de ondergrond moet ruimtelijk gekarakteriseerd worden voor wat betreft doorlatende lagen, dikte, adsorptievermogen en randvoorwaarden, ook het gedrag van de beschouwde stof moet bekend zijn. Met het aantal parameters groeit ook het gevaar voor oneigenlijk gebruiken of misbruiken van het model. Het is onder modelbouwers algemeen geaccepteerd dat een model veeleer moet worden ingezet om het effect van verschillende ingrepen (wijziging beleid, onttrekkingsregime, sanering en dergelijke) te beoordelen en te vergelijken dan voor het exact voorspellen van (de gevolgen van) een enkele ingreep. De waarde van model-

len zit voornamelijk in het inzicht in de 'gevoelige parameters' dat hiermee kan worden verkregen; inzicht in de parameters die in hoge mate het eindresultaat bepalen en wellicht dus ook nadere aandacht vragen. In dit hoofdstuk zal in een eerste paragraaf het grondwaterkwaliteitsmodel Konikow-Bredehoeft (KB) worden besproken. Het is een rekenprogramma waarvan het gebruik verondersteld wordt nuttig en waardevol te zijn bij de problematiek van diffuus gebruik van stoffen en de gevolgen daarvan voor de kwaliteit van het grondwater (zie ook rekenvoorbeeld 4). Zoals in paragraaf 7.2 zal worden getoond is het mogelijk om met het KB-model reële problemen door te rekenen. Het model kan dan ook zeer goed worden ingezet bij studies die gevallen betreffen waar bijvoorbeeld bestrijdingsmiddelen in het (opgepompte) grondwater zijn aangetoond. Het nut van saneringsmaatregelen kan hiermee tevens worden bestudeerd. Opgemerkt moet worden dat naast het KB-model andere modellen beschikbaar en wellicht ook geschikt zijn voor de beschreven doeleinden. Zo is er het model INTERA, een drie-dimensionaal eindige-differentie-model. Het (gecompliceerde) gebruik van dit model is beschreven door Leijnse en Lieste (1983). De lezer wordt hiernaar verwezen. Wellicht belangrijk voor de keuze van het grondwaterkwaliteitsmodel is ook het advies van de Commissie Bescherming Waterwingebieden om bescherming te baseren op de verblijftijd in het geëxploiteerde watervoerende pakket. Het gebruik van het twee-dimensionale KB-model ligt dan immers meer voor de hand.

#### 7.1. Een korte beschrijving

Het KB-model dat is ontwikkeld door de U.S. Geological Survey, is gebaseerd op een eindige diffe-

rentie benadering. Het watervoerende pakket waarin waterstroming en stoftransport optreden, wordt hierbij opgedeeld in een regelmatig netwerk van cellen (blokken). In elke cel geeft de balans van zowel water als opgeloste stof de verandering van grondwaterstanden (of -stijghoogten) respectievelijk concentraties; beide voor de centra van de cellen ('block-centered grid'). Het laatste (het oplossen van de advectie-dispersie-vergelijking) gebeurt met de methode van karakteristieken, een methode die zich bijzonder goed leent voor problemen waarbij stoftransport voornamelijk optreedt door waterstroming (advectie). Voor de studie naar het gedrag van stoffen in watervoerende pakketten nabij grondwateronttrekkingen is dat zeker het geval.

Met het in Konikow and Bredehoeft (1978) gedocumenteerde model was het vooralsnog niet mogelijk ook adsorptie van de stof aan de grondmatrix en de afbraak van de stof te simuleren. Deze uitbreidingen zijn aangebracht door Konikow tijdens een bezoek aan het RIVM (het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne) in 1981. Het aldus ontstane model is in de loop van 1981 en 1982 door het RIVM uitgebouwd onder meer met een 3-tal zeer waardevolle hulpprogramma's (KONLIS, KONPAM en KONPCT) waarmee weggeschreven rekenresultaten kunnen worden geprint en geplot (Kovar en Beets, 1983) en die ook in deze studie zijn gebruikt.

Zoals gezegd wordt het totale modelgebied opgedeeld in een regelmatig netwerk van cellen. In elke cel wordt een aantal waterdeeltjes verondersteld waaraan een bepaalde concentratie wordt toegedacht. Ten gevolge van de stroming verplaatsen de deeltjes zich zodat in bepaalde cellen het aantal deeltjes moet worden aangepast (verminderd dan

wel verhoogd door het genereren van deeltjes). De concentratie die aan de deeltjes wordt toegedacht, wijzigt door dispersie, afbraak, adsorptie en door de aanvoer van water (door kwel, injectie of nuttige neerslag) met een afwijkende concentratie. De concentratie aan opgeloste stof (in het centrum van een cel, in het knooppunt) is nu de gemiddelde concentratie van de in de nabijheid (in de beschouwde cel) aanwezige deeltjes. Het is zo mogelijk de veranderingen van de concentratie te bestuderen voor een lange reeks van jaren. De totale termijn moet worden opgedeeld in een aantal pompperioden waarbinnen de rekenparameters constant zijn. Elke pompperiode wordt door het programma zelf opgedeeld in ('chemische') tijdstappen waarvan de grootte beperkt is door een 4-tal criteria zoals bijvoorbeeld de maximum verplaatsing gedurende een tijdstap. Voor een verdere beschrijving van het programma wordt verwezen naar Konikow and Bredehoeft (1978). Rest nog te melden dat het programma een file aanmaakt die optioneel kan worden gevuld en waarop alle belangrijke in- en uitvoer wordt weggeschreven, dat de ruimtelijke verspreiding van de verontreiniging op een bepaald tijdstip kan worden geplot (met behulp van KONPAM) en tevens dat voor een beperkt aantal cellen het concentratieverloop gedurende de hele rekentermijn kan worden geplot (met behulp van KONPCT). Door het KIWA is daarnaast een programma KLGEM ontwikkeld waarmee onder andere de door het KB-model berekende grondwaterstanden (of -stijghoogten) en verlagingen daarvan ruimtelijk kunnen worden weergegeven (Boukes, 1984).

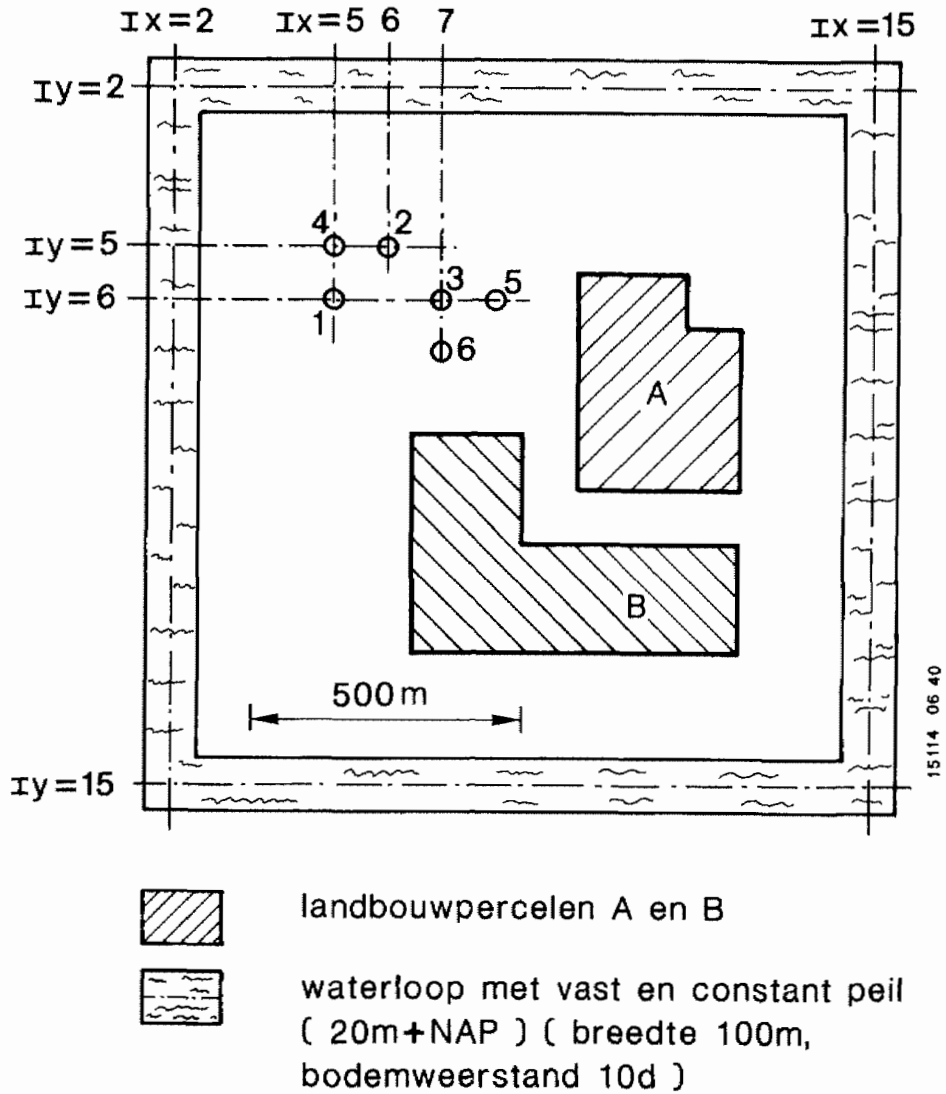


## 7.2 Een toepassing

Om de mogelijkheden van het KB-model te illustreren zal een fictief voorbeeld worden gegeven van toepassing bij een probleem waarbij bescherming onvoldoende is geweest, zodat sprake is van verontreiniging van de winning met een bestrijdingsmiddel en waarbij getracht wordt deze verontreiniging te bestrijden ('sanering').

### Voorbeeld\_6

Veronderstel een grondwaterwinning uit een pakket met een doorlaatvermogen ( $kD$ ) van  $1.600 \text{ m}^2/\text{d}$ , een dikte van  $40 \text{ m}$  en dus een gemiddelde doorlatendheid van  $40 \text{ m/d}$ . De onttrekking is  $3 \text{ Mm}^3/\text{j}$  gelijkmatig verdeeld over 3 putten met de nummers 1, 2 en 3 als weergegeven in figuur 16. Rondom het gebied bevindt zich een waterloop met een breedte van  $100 \text{ m}$  en een vast en constant waterpeil ( $20 \text{ m} + \text{NAP}$ ). De weerstand (tegen waterstroming) tussen waterloop en het watervoerende pakket (daaronder) heeft een waarde van  $10 \text{ d}$ .



Figuur 16 - Een bovenaanzicht. Onttrekking van  $3 \text{ Mm}^3/\text{j}$  vindt plaats met 3 putten (nrs. 1, 2 en 3, de lokaties met de nrs. 4, 5 en 6 hebben in dit stadium nog geen functie). Landbouwpercelen A (met een oppervlakte van 11 ha) en B (16 ha) bevinden zich als aangegeven. Rondom het gebied is een waterloop aanwezig met een vast peil, een breedte van 100 m en een bodemweerstand van 10 d

Een stof wordt vanaf 1965 toegediend op perceel A in een hoeveelheid van 40 kg/ha/j. In 1971 wordt ook perceel B voor dezelfde teelt in gebruik genomen. Men start ook daar met bestrijding door middel van jaarlijkse toediening van 40 kg/ha. Stel

dat bekend is dat 1 % doorlekt naar het verzadigde grondwater dan is dat dus  $40 \text{ mg/m}^2/\text{j}$ . De effectieve neerslag hier is  $0.4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{j}$ . De concentratie in het bovenste verzadigde grondwater wordt dan op den duur  $100 \text{ } \mu\text{g/l}$ . Ter plaatse van de percelen A en B is de grondwaterstand 4 meter diep (het maai-veld ligt gemiddeld op  $24 \text{ m} + \text{NAP}$  en het vochtgehalte in de onverzadigde zône is 10 %. De hoeveelheid bodemvocht in deze zône is dus  $0.4 \text{ m}^3/\text{m}^2$  zodat met een 'nuttige' neerslag van  $0.4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{j}$  de verblijftijd voor het water in de onverzadigde zône 1 jaar is. Door adsorptie in deze zône (hier vindt men de hoogste organische stof gehalten) stellen we dat de fractie die doorlekt eerst na 5 jaar de verzadigde zône bereikt (de proeven om deze fractie te bepalen moeten dus in wezen minstens zo lang duren). Uitgaande van een vertragingfactor op basis van het organische stof gehalte in de onverzadigde zône, komen we wellicht op een langer verblijf in deze zône; echter het stoftransport kan versneld worden door hevige regenval (of wellicht kunstmatige beregening) maar ook door stroming door macroporiën. Samenvattend is er een instroming in het watervoerend pakket van water met een concentratie van  $100 \text{ } \mu\text{g/l}$  onder:

- perceel A vanaf 1970 (start pompperiode 1)
- perceel B vanaf 1976 (start pompperiode 2)

Veronderstel dat de stof in de totale onverzadigde zône een gemiddelde halfwaardtijd heeft van 1 jaar. Deze waarde zal in de bouwvoor misschien slechts enkele maanden zijn doch toenemen tot wellicht enkele jaren op wat grotere diepte in verband met onder andere een lagere microbiologische activiteit (en temperatuur) en een lager gehalte organische stof (zie tevens de opmerkingen in § 4.1 over het modelleren met het begrip halfwaar-

detijd). In het watervoerende pakket - de verzadigde zône - veronderstellen we een halfwaardetijd van 6 jaar ( $1.9 \cdot 10^8$  s). Stel dat bekend is dat aldaar (op tientallen meters diepte) de porositeit gelijk is aan 0.38, dat de fractie organische stof 0.001 is en dat de soortelijke massa van het zandmateriaal ( $\rho_s$ ) gelijk is aan  $2600 \text{ kg/m}^3$ . Met een octanol/water-verdelingscoëfficiënt  $K_{ow}$  gelijk aan 1000 kan de verdelingscoëfficiënt van de stof (water-vaste fractie) berekend worden (zie vergelijking (4.1))

$$K_d = 6.3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$$

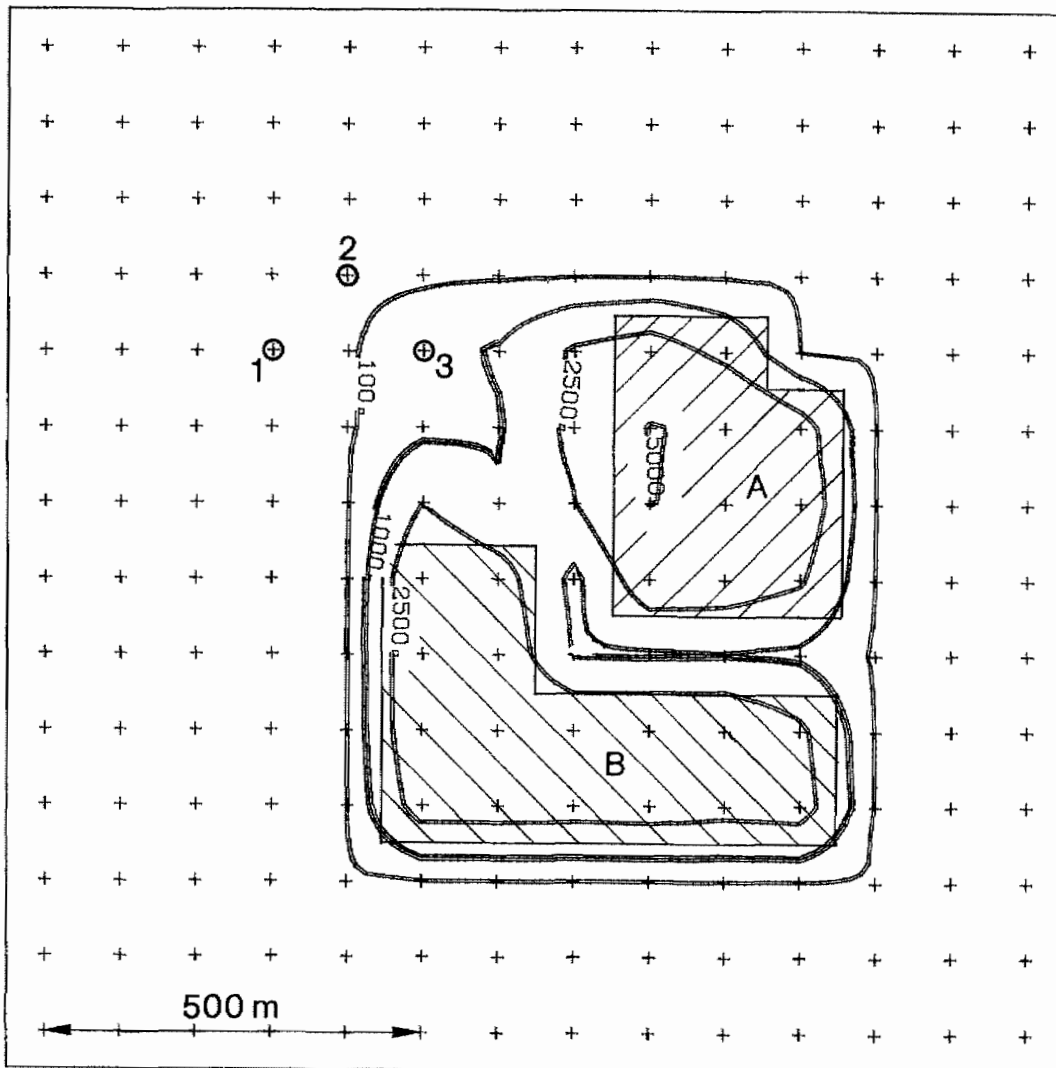
Met (4.2) blijkt voor de vertragingfactor te gelden

$$b = 3.67$$

De u-waarde voor de stof in het watervoerende pakket is dus  $6 \text{ jaar}/3.67 = 1.64 \text{ j}$ .

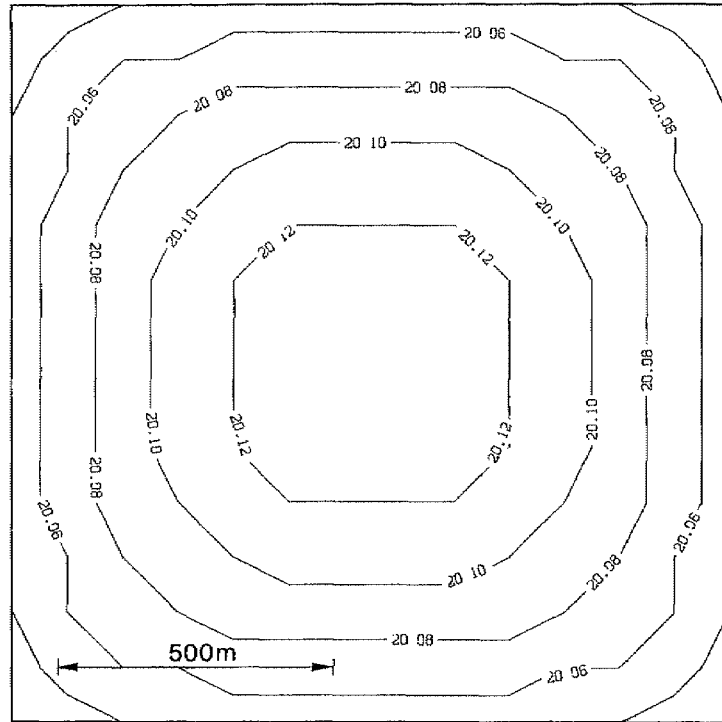
Voor 1985 is de verbreiding van de stof in het watervoerende pakket berekend met behulp van het computermodel. Een en ander is weergegeven in figuur 17 (de longitudinale dispersiviteit BETA is 5 m, de transversale is een fractie 10 kleiner (DLTRAT = 0.1) en CELDIS is 0.75).

De zonder onttrekkingen optredende grondwaterstanden (in m + NAP) en de bij het omschreven patroon van onttrekkingen behorende verlagingen (in m ten opzichte van het 20 m + NAP-niveau) van de grondwaterstand, zijn weergegeven in de figuren 18 en 19.

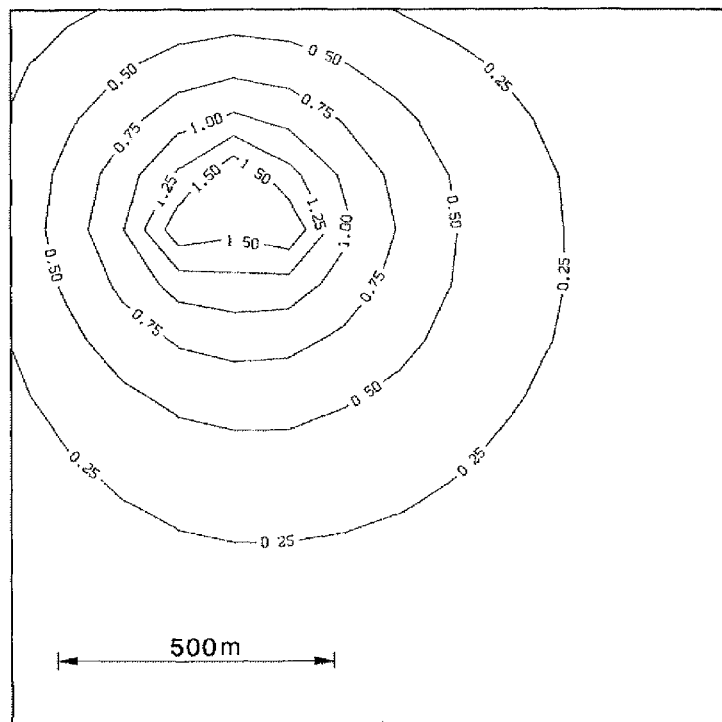


Figuur 17 - De ruimtelijke verbreiding van het bestrijdingsmiddel in 1985. Getekend zijn de isoconcentratielijnen van 100, 1000, 2500 en 5000 ng/l. De onttrekking vindt plaats middels het 3-tal putten met de nrs. 1, 2 en 3. De plusjes markeren de centra van de cellen. Concentraties en grondwaterstanden betreffen deze lokaties.

Er wordt op gewezen dat het 2-dimensionale model in wezen concentraties over de hoogte van het pakket uitmiddelt. Hiermee zal terdege rekening moeten worden gehouden bij vergelijking met praktijkmetingen. In het bovenste grondwater in de verzadigde zone onder de percelen A en B is de concentratie 100 µg/l

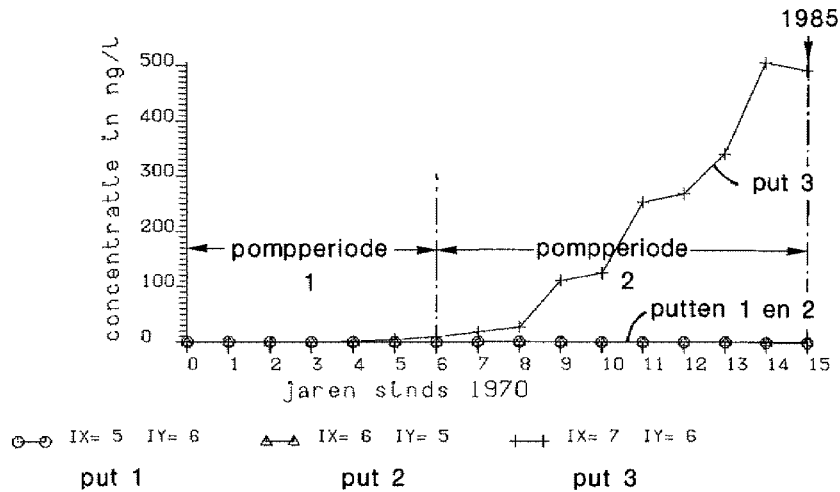


Figuur 18 - Ruimtelijk patroon van grondwaterstanden (in m + NAP) zonder grondwaterwinning



Figuur 19 - Ruimtelijk patroon van verlaging van de grondwaterstand (in m ten opzichte van het 20 m + NAP-niveau) ten gevolge van grondwaterwinning

Ook de concentratie van het bestrijdingsmiddel (in ng/l) voor de 3 putten is weer te geven, zie figuur 20. Het blijkt dat in de putten 1 en 2 het middel (nog) niet kan worden aangetoond. De concentratie in put 3 daarentegen bedraagt al 0.5 µg/l in het jaar 1985 (resultierend in een voor het totaal aan gemengd ruw water te hoge concentratie).



Figuur 20 - Concentratieverloop voor de 3 putten met de nrs. 1, 2 en 3

Ook blijkt uit figuur 20 dat het voortschrijden van de verontreiniging een geleidelijk proces is.

### Voorbeeld 7

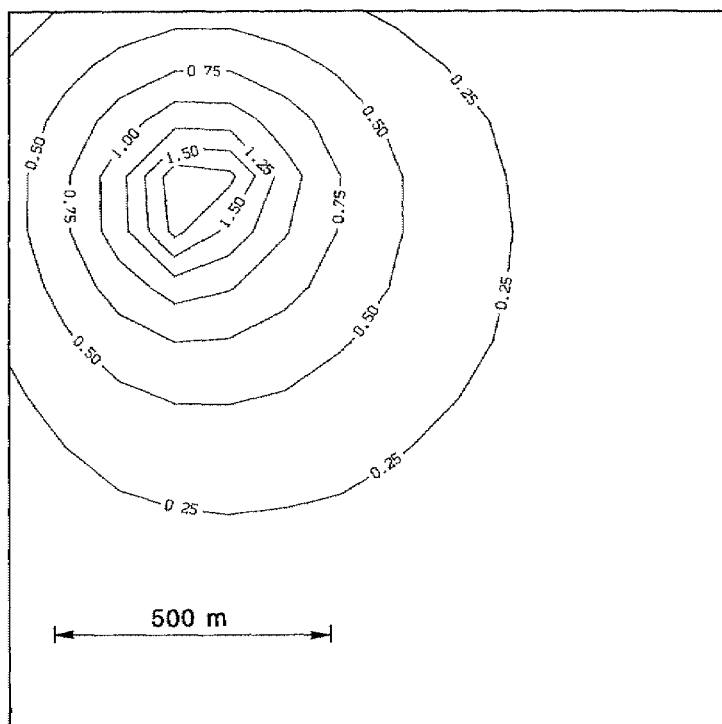
Contaminatie van het opgepompte grondwater kan worden bestreden door verdere toediening van de stof in de landbouw achterwege te laten. In het beschouwde voorbeeld (voorbeeld 6) zal dit echter eerst na een 10-tal jaren enig effect sorteren. Vaak worden scherpputten genoemd als saneringsmaatregel (het met deze putten opgepompte water wordt afgevoerd). Als echter op de lokaties 5 en 6 (zie figuur 16) putten worden geplaatst (elk met een onttrekking van 1 Mm<sup>3</sup>/j) zal de fractie die

uit de richting van de landbouwpercelen wordt aangetrokken slechts toenemen en zullen de verblijftijden sterk afnemen. De concentratie aan verontreiniging in put 3 wordt hiermee - in dit voorbeeld - niet in gunstige zin beïnvloed. Wellicht is dit wel het geval bij schermputten ter plaatse van de landbouwpercelen.

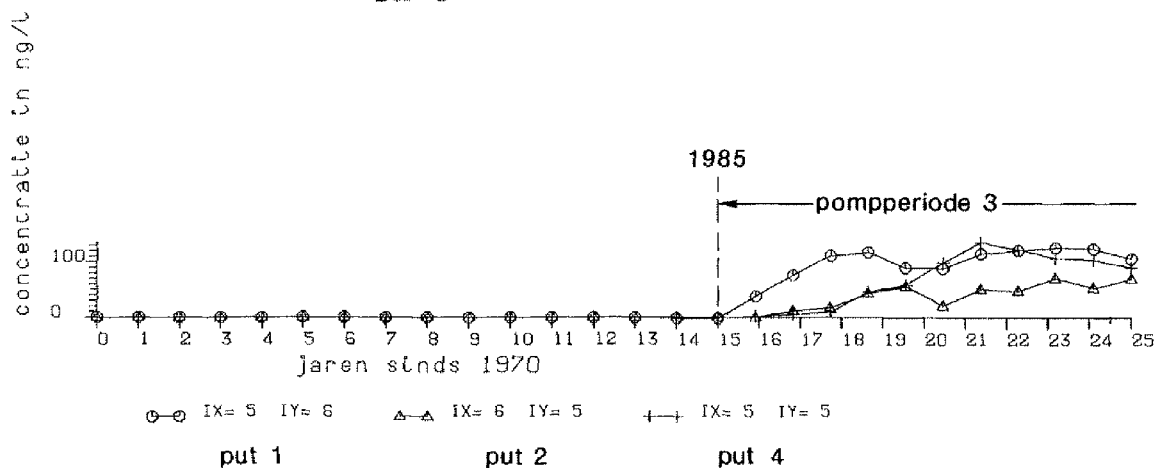
Voor de hand ligt het de onttrekking met de sterk verontreinigde put stil te zetten. In dit voorbeeld zou dat kunnen door de winning met put 3 te vervangen door een winning met put 4 (voor lokatie, zie figuur 16). Het hierbij optredende patroon van verlagingen van de grondwaterstand (ten opzichte van 20 m +NAP) en de verlopen van de concentratie voor de putten 1, 2 en 4 zijn weergegeven in de figuren 21 en 22. Het blijkt uit figuur 22 dat ook het effect van deze saneringsmaatregel beperkt is. Immers de in het pakket aanwezige verontreiniging wordt nu - weliswaar in mindere mate - aangetrokken door de andere putten.

Enkel en alleen voor wat betreft de kwaliteit van het ruwe opgepompte grondwater is het beter om de onttrekking in 3 te continueren en dit water af te voeren. Om tegemoet te komen aan de vraag naar drinkwater wordt nu - vanaf 1985 - ook 1 Mm<sup>3</sup>/j onttrokken op lokatie 4. Het verlagingenpatroon en de concentratieverlopen voor de putten 1, 2, 3 en 4 zijn weergegeven in de figuren 23 en 24.

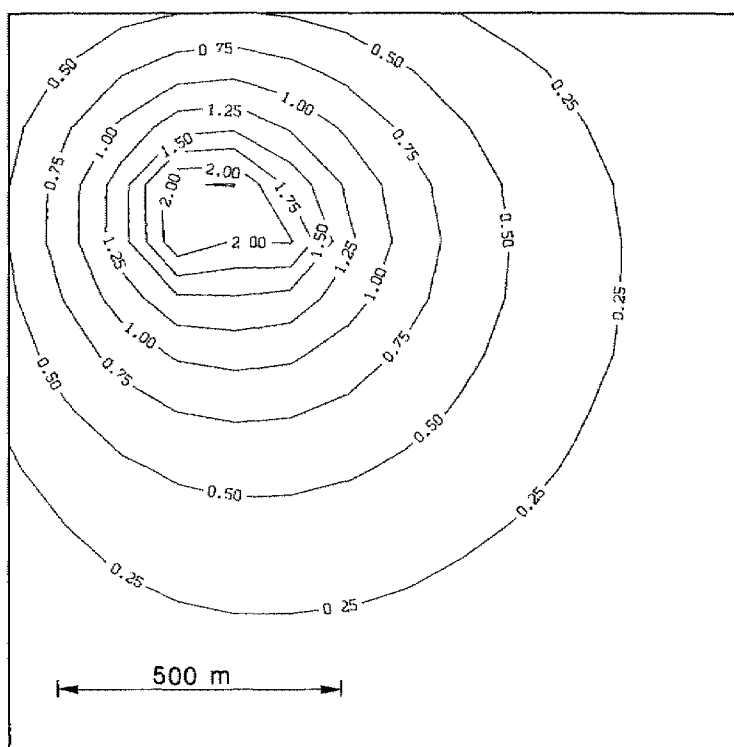




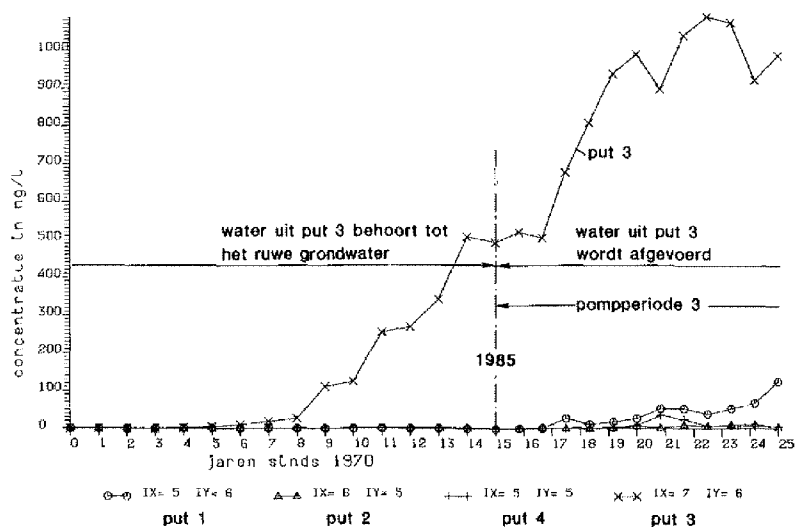
Figuur 21 - Het patroon van verlaging van de grondwaterstand (in m ten opzichte van 20 m +NAP) indien de onttrekking in 3 vervangen wordt door een onttrekking in 4



Figuur 22 - Het concentratieverloop voor de lokaties 1, 2 en 4 (vanaf 1970; tot 1985 onttrekking in 1, 2 en 3, daarna in 1, 2 en 4)



Figuur 23 - Het patroon van verlaging van de grondwaterstand (in m ten opzichte van 20 m +NAP) bij onttrekking van 1 Mm<sup>3</sup>/j op de lokaties 1, 2, 3 en 4



Figuur 24 - Het concentratieverloop voor de lokaties 1, 2, 3 en 4 vanaf 1970. Het ruwe grondwater is vanaf 1985 water uit de putten 1, 2 en 4

### 7.3 Evaluatie

Behandeling van het KB-model in dit hoofdstuk had niet tot doel dit tot in detail te beschrijven doch slechts de mogelijkheden tot gebruik te illustreren. Daar waar sprake is van verontreiniging is inzet te overwegen temeer omdat met het model wisselende randvoorwaarden, onttrekkingsregimes, verschillen in de ondergrond en interacties met het oppervlaktewater of het water uit een ander watervoerend pakket kunnen worden verdisconteerd. De waarde van bijvoorbeeld verschillende saneringsalternatieven kan zo worden beoordeeld. Ook kan met het model (door het te gebruiken in een ijkingsfase en berekende concentratiepatronen en - verlopen te vergelijken met de gemeten concentraties) inzicht worden verkregen in het gedrag van de betreffende verontreiniging in de ondergrond (afbraak, adsorptie). Met nadruk wordt er nogmaals op gewezen dat men zich dient te realiseren dat de resultaten van het rekenmodel hierbij vergeleken moeten worden met de over de hoogte van het watervoerende pakket gemeten en gemiddelde concentratie. Voor deze "onbedoelde tracer proef" is verontreiniging dus noodzakelijk. Voor een technische onderbouwing van het beleid met betrekking tot de bescherming van waterwingebieden is gebruik van het model niet zinvol. Hiervoor is het voldoende uit te gaan van de vergelijkingen zoals ze gepresenteerd zijn en worden in de hoofdstukken 6 en 8.



WINNING VAN SEMISPANNINGSWATER

Er is in Nederland reeds vrij veel aandacht besteed aan klasse-indeling (bijvoorbeeld op basis van risico- of kwetsbaarheidsanalyses) van pompstations (Den Blanken, 1977; Zweegman, 1979; Anon, 1979) of in zijn algemeenheid (Engelen, 1985) en de invloed van eventueel in slecht doorlatende lagen aanwezige onvolkomenheden of kunstmatige - onbedoelde - verstoringen (Den Blanken, 1979, en Olsthoorn, 1983). Ook is de omvang van beschermingszones rond de grondwaterwinningen geëvalueerd (Van Beek, 1985). Men is het er over eens dat de winningen van freatisch grondwater de meeste bescherming vragen.

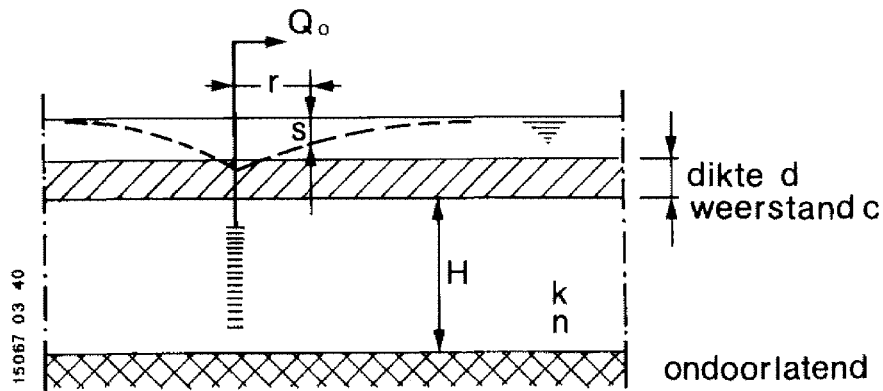
In dit hoofdstuk zal echter in het kort worden aangegeven in hoeverre het in hoofdstuk 6 gepresenteerde rekenschema tevens bruikbaar is voor winningen van semispanningswater (winningen dus waarbij wél sprake is van weerstandbiedende lagen tussen maaiveld en pakket) en waar enige aanpassing noodzakelijk is. Immers de stroming bij een winning in semispanningswater onderscheidt zich van de stroming bij een freatische winning omdat het water na inzijgen eerst voornamelijk verticaal beweegt door minder goed doorlatende - weerstandbiedende - lagen. Hier kan - afhankelijk van dikte en doorlatendheid - al lange tijd mee gemeoid zijn. In het vervolg maken we onderscheid tussen  $T_h$  en  $T_v$ , de verblijftijden in het geëxploiteerde watervoerende pakket, respectievelijk de formatie die weerstand biedt tegen de waterstroming, de "c-laag".

Er wordt verondersteld dat deze laag ononderbroken aanwezig is (het effect van verstoringen is - zoals genoemd - reeds onderzocht) en tevens dat winning plaatsvindt in het eerste, bovenste of ondie-

pe pakket. Indien winning in diepere pakketten plaatsvindt, wordt de optredende grondwaterstroming meer complex. Het is onmogelijk voor deze gevallen vergelijkingen af te leiden met een algemene geldigheid.

8.1 Verblijftijden bij een winning van semispanningswater

Veronderstel een winning ter grootte  $Q_0$  uit een pakket met dikte  $H$ , gemiddelde doorlatendheid  $k$  en porositeit  $n$ . Het pakket wordt aan de bovenzijde begrensd door weerstandbiedende lagen ter dikte  $d$  en met een weerstand  $c$ , zie figuur 25.



Figuur 25 - Een winning in semispanningswater

Voor de verlaging  $s(r)$  ten gevolge van de winning uit het pakket met  $kH$  als doorlaatvermogen geldt (zie bijvoorbeeld Huisman, 1972)

$$s(r) = \frac{Q_0}{2\pi kH} K_0(r/\lambda) \quad (8.1)$$

Vergelijking (8.1) staat bekend als de vergelijking van De Glee. Hierin is  $K_0(x)$  de gemodificeerde Besselfunctie van de tweede soort en nulde orde (zie bijvoorbeeld Abramowitz and Stegun, 1965) en  $\lambda$  de spreidingslengte, gedefinieerd als

$$\lambda = (kHc)^{\frac{1}{2}} \quad (8.2)$$

Als er geen andere stroming is dan ten gevolge van de waterwinning dan kan voor de werkelijke watersnelheid  $v_r$  in positieve  $r$ -richting geschreven worden

$$v_r = \frac{k}{n} \cdot \frac{ds}{dr} = \frac{-Q_o}{2\pi Hn\lambda} K_1(r/\lambda) \quad (8.3)$$

Afwijkend van hetgeen staat op blz. 146 van (Huisman, 1972) geldt namelijk

$$\frac{dK_o(ax)}{dx} = -a K_1(ax) \quad (8.4)$$

Onder  $K_1(x)$  verstaan we de gemodificeerde Bessel-functie van de tweede soort en eerste orde.

Voor de gemiddelde verblijftijd  $T_h$  die verstrijkt voordat een waterdeeltje (dat zich op afstand  $R$  in het watervoerende pakket bevindt) de winning bereikt heeft, geldt (gebruikmakend van (8.3))

$$T_h = \int_R^o \frac{dr}{v_r} = \frac{2\pi Hn\lambda}{Q_o} \int_o^R \frac{dr}{K_1(r/\lambda)} \quad (8.5)$$

of met een substitutie

$$T_h = \frac{2\pi Hn\lambda^2}{Q_o} \int_o^{R/\lambda} \frac{dr}{K_1(r)} \quad (8.6)$$

Ook de gemiddelde verticale watersnelheid  $v_z$  in de weerstandbiedende laag kan worden berekend

$$v_z = \frac{s}{n'c} \quad (8.7)$$

Met (8.1) is de gemiddelde verblijftijd  $T_v$  in de weerstandbiedende laag met dikte  $d$

$$T_v = \frac{n'cd}{s} = \frac{2\pi\lambda^2 n'd}{Q_o \cdot K_o(R/\lambda)} \quad (8.8)$$

Hierin is de  $n'$  de gemiddelde fractie van de weerstandbiedende laag die wordt doorstroomd.

Voor de totale verblijftijd  $T$  geldt dus  $T = T_h + T_v$  of

$$T(R) = \frac{2\pi\lambda^2}{Q_o} [nH \cdot E(R/\lambda) + n'd \cdot G(R/\lambda)] \quad (8.9)$$

Hierin is  $T(R)$  de totale verblijftijd van het op een afstand  $R$  van de winning inziigende water.  $T(R)$  is aldus bepaald door een tweetal functies  $E$  en  $G$ .

De geïntroduceerde functies  $E$  en  $G$  zijn gedefinieerd als

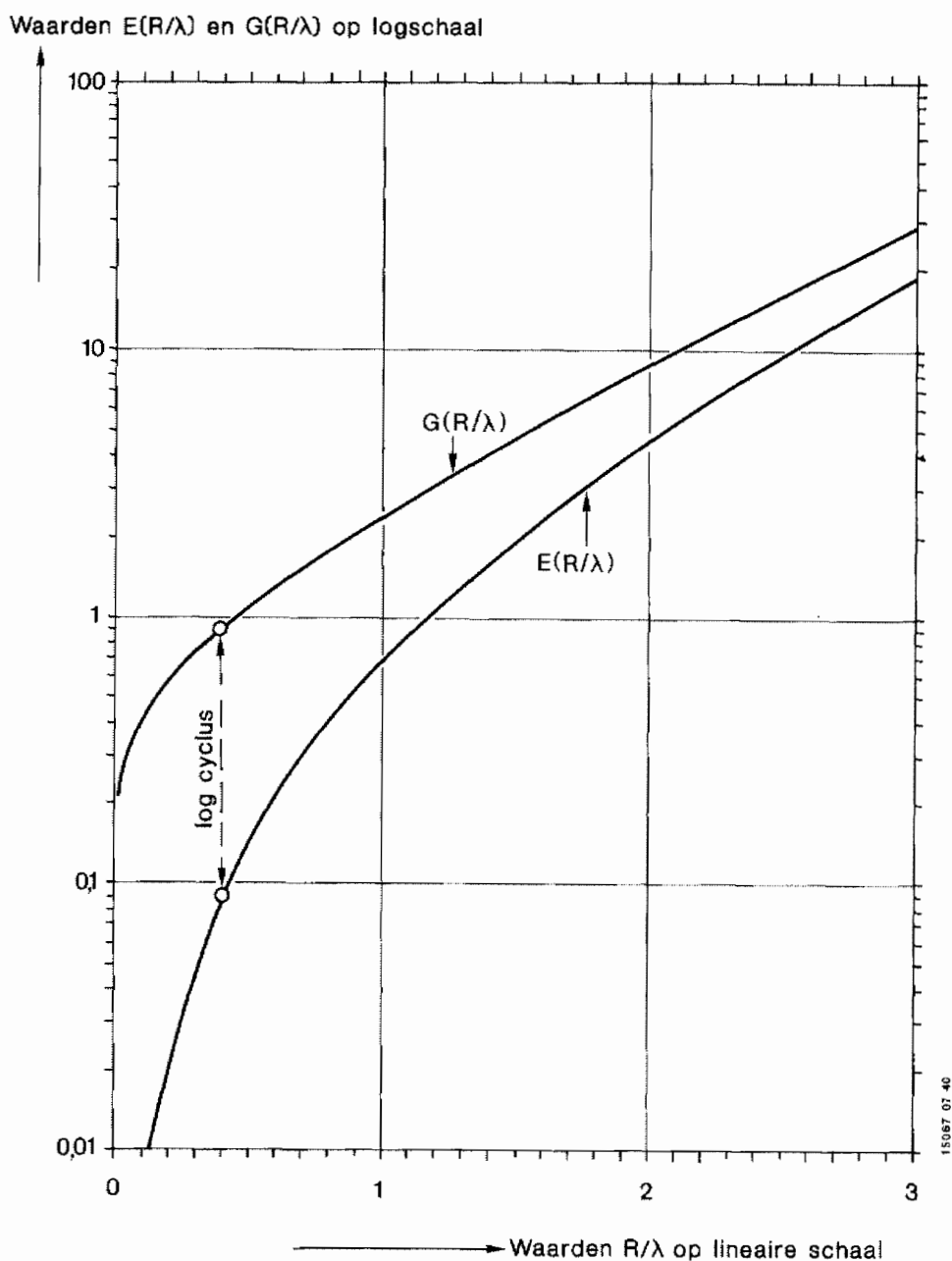
$$E(R/\lambda) = \int_0^{R/\lambda} \frac{dr}{K_1(r)} \quad (8.10)$$

en

$$G(R/\lambda) = 1/(K_o(R/\lambda)) \quad (8.11)$$

De functies  $E$  en  $G$  zijn weergegeven in figuur 26 met standaardkrommen. De functie  $E$  is berekend met behulp van een numerieke integratieprocedure (Peters, 1980). De totale verblijftijd van het op afstand  $R$  inziigende water kan aldus met vergelijking (8.9) en met de standaardkrommen uit figuur 26 worden bepaald. De  $E$ - en  $G$ -waarden van  $R/\lambda$  zijn hierbij het uitgangspunt ( $\lambda$  is de spreidingslengte als gedefinieerd met (8.2)).





Figuur 26 - Standaardfuncties E en G voor de gemiddelde verblijftijden (bij winning van semispanningswater) in het geëxploiteerde watervoerende pakket respectievelijk in een begrenzende weerstandbiedende laag

Het blijkt dat als  $n_H$  gelijk is aan  $n'd$  dat dan de gemiddelde verblijftijden in de c-laag altijd groter zijn dan de gemiddelde verblijftijden in het watervoerende pakket (!). Ook blijkt dat als  $n_H$  ongeveer 10 maal zo groot is als  $n'd$  dat dan  $T_h$  groter is dan  $T_v$  voor punten die verder weg liggen dan  $4\lambda/10$ . Dit kan worden gevonden door de G-kromme 1 logcyclus naar beneden te verschuiven.

Het is bekend dat de waterdoorlatendheid van weerstandbiedende lagen veelal bepaald wordt door onvolkomenheden (gaten). Als deze min of meer gelijkmatig verdeeld zijn, dan kan ook met de hier gepresenteerde vergelijkingen de invloed van de kortsluitstroming worden gekwantificeerd. Immers, de fractie van de weerstandbiedende laag die deelneemt aan de stroming is dan gering zodat al op kleine afstand van de winmiddelen de verblijftijd in het watervoerende pakket gaat overheersen.

## 8.2 Concentraties in het gewonnen semispanningswater

Bij de winning van grondwater uit een freatisch pakket is de voeding die aan het pakket ter aanvulling komt, constant. Bij de winning van semispanningswater is dit niet het geval. Deze is afhankelijk van de verlaging  $s(r)$  in het geëxploiteerde pakket en dus van de afstand  $r$  tot aan de winning. Voor de hoeveelheid  $M$  van een stof die na verloop van tijd met het opgepompte grondwater wordt gewonnen, geldt dus (8.12)

$$M = c_g \cdot Q_o = \int_0^{\infty} \frac{s(r)}{c} \cdot 2\pi r \cdot c_i(r) \cdot \exp(-a_v b_v T_v - a_h b_h T_h) dr$$

Hierin is

- $c_g$  - de concentratie in het opgepompte grondwater
- $c_i(r)$  - de concentratie in het op afstand  $r$  inzijsende grondwater; deze is gelijk aan de fractie  $dS$  van het jaarlijkse gebruik  $S$  gedeeld door de kwel  $s/c$  door de weerstandbiedende laag ( $c$  in jaren)
- $a_v$  - afbraaksnelheid in de weerstandbiedende laag ( $T^{-1}$ )
- $a_h$  - afbraaksnelheid in het watervoerende pakket ( $T^{-1}$ )
- $b_v$  - vertragingsfactor in de weerstandbiedende laag (-)
- $b_h$  - vertragingsfactor in het watervoerende pakket (-)

Met gebruikmaking van (8.1) volgt (8.13)

$$c_g = \int_0^{\infty} \frac{r}{\lambda^2} K_0(r/\lambda) \cdot c_i(r) \cdot \exp(-a_v b_v T_v - a_h b_h T_h) dr$$

Indien het bijvoorbeeld een niet-afbreekbare stof betreft die op een fractie  $f$  van het intrekgebied - met uitzondering van de zone tot een afstand  $R$  van de winning - wordt gebruikt, dan reduceert (8.13) tot

$$c_g = c_i f \int_R^{\infty} \frac{r}{\lambda^2} K_0(r/\lambda) dr \quad (8.14)$$

$c_i$  is nu de concentratie in het inzijsende grondwater die onafhankelijk van de afstand  $r$  is verondersteld. De concentratie zal sterk bepaald worden door de kwaliteit van het polderwater. Omdat geldt dat (zie Abramowitz and Stegun, 1965)

$$\int_0^R r K_0(r) dr = 1 - R \cdot K_1(R) \quad (8.15)$$

kan voor  $c_g$  worden geschreven

$$c_g = c_i f * R/\lambda * K_1(R/\lambda) \quad (8.16)$$

#### Voorbeeld 8

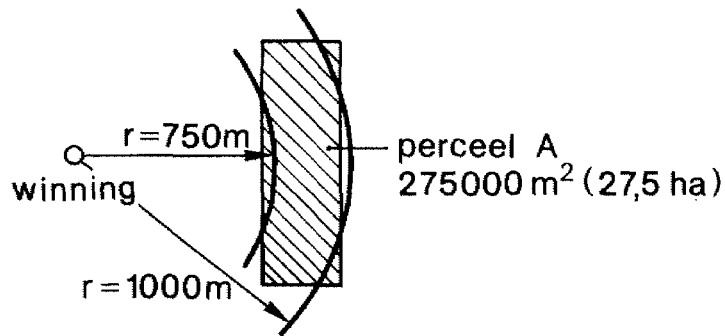
Veronderstel een winning uit een watervoerend pakket met een doorlaatvermogen  $kH$  van  $1000 \text{ m}^2/\text{d}$  dat aan de bovenzijde begrensd is door weerstandbiedende lagen met een weerstand van  $1000 \text{ d}$ . De spreidingslengte is dus  $1000 \text{ m}$ , zie (8.2). Een niet-afbreekbare stof wordt op  $10 \%$  van het intrekgebied ( $f = 0.1$ ) gebruikt met uitzondering van het gebied binnen de straal  $R$  van  $1000 \text{ m}$  van de winning. Ter plaatse onder de landbouwpercelen is de concentratie  $c_i$  in het diepere, inziigende grondwater  $1 \mu\text{g}/\text{l}$ . De concentratie in het opgepompte grondwater zal op den duur een waarde bereiken van (zie (8.16))

$$c_g = 0.1 * K_1(1.) = 0.06 \mu\text{g}/\text{l}$$

Als voor de betreffende stof een norm zou gelden van  $0.1 \mu\text{g}/\text{l}$  dan zou men kunnen overwegen gebruik overal toe te laten (op dus  $10 \%$  van het totale intrekgebied).

#### Voorbeeld 9

Stel een boer heeft een perceel A voor landbouw in gebruik.



15067 04 40

Figuur 27 - Een perceel in een beschermingszone

Veronderstel tevens dat het een winning betreft uit een pakket met een doorlaatvermogen  $kH$  van  $25 \text{ m/d} \cdot 40 \text{ m} = 1000 \text{ m}^2/\text{d}$ . De  $c$ -waarde van afdekende minder goed doorlatende lagen is slechts 250 d. De spreidingslengte  $\lambda$  is dus 500 m (zie 8.2).

Het perceel heeft een oppervlak van 27.5 ha en beslaat aldus circa 20 % van de zone tussen de concentrische cirkels met stralen van 750 en 1000 m ( $f$  is dus 0.2). Door toepassing van een middel X dat niet afbreekbaar is, stijgt de concentratie in het in perceel A inzijsende water (dat dus het verzadigde grondwater bereikt) met gemiddeld  $10 \mu\text{g/l}$ . Op den duur zal dan de concentratie in het opgepompte water toenemen met

$$\Delta c_g = \frac{0.2 \cdot 10}{500} [750 \cdot K_1(1.5) - 1000 \cdot K_1(2.)]$$

$$\Delta c_g = 0.27 \mu\text{g/l}$$

#### Voorbeeld 10

Stel dezelfde boer wil een bestrijdingsmiddel Y toepassen dat wél afbreekbaar is. De integraal die

in (8.13) staat, is niet analytisch uit te schrijven. Door een kleine vereenvoudiging toe te passen, kunnen toch berekeningen worden uitgevoerd. Perceel A ligt namelijk op gemiddeld 875 m. Voor de gemiddelde verblijftijden  $T_h$  en  $T_v$  gelden (8.6), (8.8) en (8.9) zodat met

$$R/\lambda = 875/500 = 1.75$$

$$Q_o = 3 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{j}$$

$$n = 0.35$$

$$H = 40 \text{ m}$$

$$n' = 0.1$$

$$d = 10 \text{ m}$$

én de standaardfuncties E en G (figuur 26) geldt

$$T_h = 22.0 \text{ jaar}$$

$$T_v = 3.4 \text{ jaar}$$

De stof breekt in de weerstandbiedende laag af met een halfwaardetijd van 10 jaar en wordt ten gevolge van het hoge organische stofgehalte vertraagd met een factor 10

$$a_v = (\ln(2))/10\text{j} = 0.069 \text{ j}^{-1}$$

$$b_v = 10$$

Door lage microbiologische activiteit en een laag organisch stofgehalte in het watervoerende pakket veronderstellen we dat de stof daar slecht wordt afgebroken met een halfwaardetijd van 100 jaar. Ook vertraging ten opzichte van de watersnelheid is gering (10 %) zodat

$$a_h = (\ln(2))/100 \text{ j} = 0.007 \text{ j}^{-1}$$

$$b_h = 1.1$$

Van de hoeveelheid van het middel Y die met het polderwater inzigt, bereikt slechts een fractie de winmiddelen en wel (zie (8.13))

$$\exp(-0.069*10*3.4-0.007*1.1*22.0) = 0.08$$

Als door gebruik van een middel Y de concentratie in het in perceel A inziggende polderwater verhoogd wordt met bijvoorbeeld 10 µg/l dan resulteert dit op den duur (eerst na enkele decennia) in een verhoogde concentratie in het gewonnen grondwater van  $0.08 * 0.27 = 0.02$  µg/l.

Zeer essentieel hierbij is dat stroming door de weerstandbiedende laag gelijkmatig plaatsvindt. Mocht deze laag bijvoorbeeld ter plaatse van de landbouwpercelen niet ononderbroken en niet regelmatig zijn, dan is het waarschijnlijk dat dit - eerder al - leidt tot te hoge concentraties in het opgepompte grondwater.





DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

In het algemeen is men het er over eens dat de mate waarin bescherming moet worden gegeven aan het ten behoeve van de watervoorziening op te pompen grondwater dient toe te nemen in de richting van de winning. Dit is ook een belangrijke conclusie uit het eindrapport van de Commissie Bescherming Waterwingebieden (CBW, 1980). Immers, ten gevolge van de processen die zich in de bodem afspelen, hebben verontreinigingen minder gevolgen naarmate deze zich verder van de winning bevinden. Dit rapport handelt onder andere over het risico van het diffuus gebruik van stoffen op de bodem en met name in hoeverre het gebruik van bestrijdingsmiddelen kan resulteren in verontreiniging van het op te pompen grondwater. Ook wordt aangegeven in hoeverre beperking van het gebruik van stoffen in bepaalde zones, zinvol kan zijn.

Het gedrag van bepaalde bestrijdingsmiddelen in de bouwvoor - de bovenste decimeters - is door velen onderzocht. Echter, er zijn vele verschillende stoffen (met sterk wisselende eigenschappen) en vele verschillende bodems waarop (onder sterk wisselende omstandigheden) stoffen worden toegediend. In de studies wordt soms ook onderzocht in hoeverre sprake kan zijn van doorlekken van de stoffen of de afbraakprodukten daarvan. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit onderzoek plaatsvindt op het hoge concentratieniveau zoals dat ter plaatse in de bouwvoor aanwezig is (een lager niveau vereist wellicht andere of nauwkeuriger analysetechnieken) en tevens dat door de vrij grote fracties organische stof in de onverzadigde zone het stoftransport naar diepere horizonten sterk vertraagd plaatsvindt. Hieruit volgt dat deze experimenten vele jaren in beslag dienen te nemen om niet het "lekpercentage" systematisch te onderschatten.

Zo veel aandacht als is besteed aan het gedrag in de onverzadigde zone, zo weinig is bekend van het gedrag in de verzadigde zone. Met name is weinig bekend van afbraak en adsorptie in diepere pakketten, met omstandigheden die sterk afwijken van die in de bouwvoor. Een pleidooi dus voor het (meer dan in het verleden het geval is geweest) gericht zoeken en meten van (de verbreiding van) stoffen onder percelen waar deze worden gebruikt. Met name de slecht afbrekende grondontsmettingsmiddelen en herbiciden (triazines) met lage octanol/water verdelingscoëfficiënten vragen hierbij de aandacht. Deze stoffen worden in grote hoeveelheden gebruikt, ook op zandgronden met lage gehalten organische stof (zowel in de bouwvoor als in diepere pakketten) en met relatief hoge infiltratiesnelheden..

Dit onderzoek had tot doel een rekenschema te ontwikkelen dat een basis kan vormen voor de te formuleren randvoorwaarden voor toepassing van stoffen op de bodem. Dit met het oog op bescherming van de drinkwatervoorziening. Het verdient aanbeveling het onderzoek met betrekking tot bestrijdingsmiddelen mede te richten op rubricering van die parameters van de gebruikte middelen of hun afbraakprodukten die voor het rekenschema essentieel zijn; te weten:

- \* het gebruik (S) zoals dat wordt voorgeschreven of ingang heeft gevonden (dit gebruik is het produkt van dosering en frequentie van behandeling)
- \* afbraak (a of  $t_h$ ) en adsorptie (b) in de watervoerende pakketten (onder andere afhankelijk van octanol/waterverdelingscoëfficiënt ( $K_{ow}$ ) en fractie ( $f_{oc}$ ) organische stof in het pakket)
- \* de fractie (d) van S die - afhankelijk van bodemgebruik, samenstelling en grondwaterstand -

wellicht het verzadigde grondwater of het geëxploiteerde watervoerende pakket kan bereiken  
\* het gedrag in minder goed doorlatende lagen.

Het in het CBW-rapport beschreven zoneringsbeleid is er opgericht om op de *korte en middellange termijn* grondwaterwinningen voldoende bescherming te kunnen bieden. De in dit rapport gepresenteerde aanpak is op enkele punten een andere. Immers hier worden geen incidentele en plaatselijke maar jaarlijkse en diffuse toedieningen beoordeeld. Het rekschema beoogt hierbij die maatregelen te vinden die *blijvend* een voldoende bescherming garanderen. Voorwaarde hiervoor is dat ook die gebieden worden beschermd die een bestemming hebben voor de waterwinning maar nog niet als zodanig worden gebruikt.



LIJST VAN GEBRUIKTE SYMBOLEN EN AFKORTINGEN MET  
HUN BETEKENIS EN EENHEDEN

In het hele rapport kan elk consistent eenhedenstelsel worden gebruikt. Een uitzondering hierop is vergelijking (4.1), in verband met de daarin voorkomende constante. Bij voorkeur echter te gebruiken meters, jaren en grammen. In geval van bestrijdingsmiddelen respectievelijk meststoffen heeft het tevens de voorkeur S op te geven in mg/m<sup>2</sup>/j respectievelijk g/m<sup>2</sup>/j. De te berekenen concentraties zijn dan in µg/l respectievelijk mg/l.

Kleine letters

- a - afbraaksnelheidscoëfficiënt behorend bij een eerste orde proces ( $T^{-1}$ )
- b - vertragingsfactor ten gevolge van lineaire adsorptie; zie vergelijking 4.2. (-)
- c - concentratie ( $M/L^3$ ) of  
- weerstand tegen waterstroming (T)
- d - fractie van de dosering die het verzadigde grondwater bereikt (-),  
- dikte van slechtdoorlatende lagen (L) of  
- afkorting voor dag, etmaal (T)
- e - rekenparameter, zie § 6.3 ( $T^{-1}$ )
- f - fractie van een bepaalde zone waar het middel wordt toegepast of gebruikt (-)
- f<sub>oc</sub> - fractie organische koolstof in de droge bodem (-)
- g - rekenparameter, zie § 6.3 (T/L) of  
- afkorting voor gram (M)
- h - hoogte van grondwaterstand, zie figuur 5 (L)
- ha - hectare, 10.000 m<sup>2</sup> (L<sup>2</sup>)
- i - index voor het nummeren van beschermingszones, zie vergelijking (6.16)

- j - afkorting voor jaar (T)
- k - gemiddelde horizontale doorlatendheid van een watervoerend pakket (L/T)
- kg - kilogram of 1000 gram
- kD of kH - doorlaatvermogen van een watervoerend pakket ( $L^2/T$ ), het produkt van gemiddelde doorlatendheid en dikte
- m - aantal zones, zie vergelijking (6.16),  
- als voorvoegsel:  $10^{-3}$  of  
- afkorting voor meter (L)
- n - effectieve porositeit van een watervoerend pakket met betrekking tot stroming (-) of  
- als voorvoegsel:  $10^{-9}$
- n' - doorstroomde fractie van een weerstandbiedende laag (-)
- r - variabele afstand tot de winning (L)
- $r_*$  - grens intrekgebied, zie vergelijking (6.12)
- s - verlaging van de stijghoogte (L)
- t - afkorting voor de tijd (T)
- $t_o$  - 'tijdstip o' (T)
- $t_b$  - grens (T) van een beschermingszone
- $t_h$  - halfwaardetijd (T) behorend bij een eerste orde afbraakproces,  
 $t_h = \ln(2)/a$
- u - parameter (T) kenmerkend voor het gedrag van een stof in de ondergrond,  
 $u = t_h/b$
- v - werkelijke watersnelheid (L/T)
- w - toenamesnelheid ( $T^{-1}$ ) van de belasting van het maaiveld, zie vergelijking (6.26)
- z - rekenparameter ( $T^{-1}$ ), zie vergelijking (6.29)

Hoofdletters

- A(T) - de oppervlakte  $L^2$  van een beschermingszone met als grens de verblijftijd T
- $C_o$  - concentratie, zie vergelijking (6.29)
- D - gemiddelde dikte van het watervoerende pakket (L)
- E(R/ $\lambda$ ) - standaardfunctie voor verblijftijden in het watervoerende pakket, zie § 8.1
- F(T) - verblijftijdsverdeling (-), zie definitie § 6.1
- F'(T) - aankomstdichtheid ( $T^{-1}$ ), zie § 6.3,  $F'(T) = dF(T)/dT$
- G(R/ $\lambda$ ) - standaardfunctie voor verblijftijden in weerstandbiedende laag, zie § 8.1
- H - waterstand, zie figuur 5 (L) of (als D) dikte watervoerend pakket (L)
- $K_0(x)$  - gemodificeerde Besselfunctie van de tweede soort en de nulde orde
- $K_1(x)$  - gemodificeerde Besselfunctie van de tweede soort en de eerste orde
- $K_d$  - verdelingscoëfficiënt ( $L^3/M$ ), zie vergelijking (4.1)
- $K_{ow}$  - octanol/water verdelingscoëfficiënt (-)
- L - afmeting (L), zie figuur 5, of  
- eenheid van lengte
- M - eenheid van massa of  
- als voorvoegsel:  $10^6$
- P - nuttige, effectieve, inziigende neerslag (L/T of  $L^3/L^2/T$ )
- R - vaste afstand tot een winning (L)
- Q,  $Q_o$  - (onttrekkings)hoeveelheid per tijdseenheid ( $L^3/T$ )
- S,  $S_o$  - diffuse, gelijkmatige belasting van het maaiveld met een bepaalde stof ( $M/L^2/T$ ); het produkt van dosering en frequentie van behandeling

- T - eenheid van tijd of de verblijftijd (T) tot aan de winning
- $T_h$  - gemiddelde verblijftijd (T) in het wattervoerende pakket
- $T_o$  - verblijftijd (T) van de stof in de onverzadigde zone
- $T_v$  - gemiddelde verblijftijd (T) in slechtdoorlatende lagen
- $V_{bi}$  - relatieve oppervlakte (-) van het beschermingsgebied binnen het intrekgebied, zie vergelijking (6.13)

#### Griekse letters

- $\varepsilon$  - porositeit als n (-), in vergelijking (4.2) en figuur 4
- $\lambda$  - spreidingslengte (L);  $\lambda = (kHC)^{\frac{1}{2}}$
- $\mu$  - als voorvoegsel:  $10^{-6}$
- $\pi$  -  $4 \arctan(1.)$ ; circa 3.14159265
- $\rho_b$  - volumieke massa van de droge grond ( $M/L^3$ )
- $\rho_s$  - volumieke massa van het korrelskeletmateriaal ( $M/L^3$ )

#### Afkortingen

- AMVB's - Algemene Maatregelen van Bestuur
- CBW - de in samenwerking tussen RID en VEWIN ingestelde Commissie Bescherming Waterwingebieden die in 1980 eindrapport uitbracht
- CTB - Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen
- IOB - Instituut voor Onderzoek van Bestrijdingsmiddelen, Wageningen
- KB - het rekenprogramma 'Konikow-Bredehoeft'
- KIWA - Keuringsinstituut voor Waterleidingartikelen, Rijswijk en Nieuwegein



- RID - Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, nu RIVM
- RIVM - Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven en Leidschendam
- VEWIN - Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland, Rijswijk
- VROM - Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

### Indices

De indices h en v geven aan dat het parameters betreft van het watervoerende pakket respectievelijk de slechtdoorlatende laag (zie hoofdstuk 8).



11

LIJST VAN GERAADPLEEGDE EN ANDERE RELEVANTE LITERATUUR

Abramowitz, M., and I.A. Stegun, 1965. Handbook of Mathematical functions, Dover. Publ., 1046 p.

Anoniem, 1979. Rapport van de werkgroep Berekeningen van de Commissie Bescherming Waterwingebieden, 58 p.

Anoniem, Waterleidingbesluit gepubliceerd in Staatsblad 1960, 345 gewijzigd 1984, 220.

Anoniem, Bericht no 84-16 van 11 mei 1984 inzake bestrijdingsmiddelen in waterwingebieden, Plantenziektenkundige Dienst, Consulentschap voor de Gewasbescherming, Geertjesweg 15, Postbus 9102, 6700 HC Wageningen.

Akker, C. van den, 1982. Numerical analysis of the stream function in plane groundwater flow, Ph. D.-Thesis Delft, 130 p.

Appelo, C.A.J., G.J.W. Krajenbrink, C.C.D.F. van Ree, L. Vášák. Beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit in het infiltratiegebied van de noordwestelijke Veluwe, Staatsuitgeverij 's-Gravenhage, BO-11, 1982.

Bailey, G.W., J.L. White & T. Rothberg, 1968. Adsorption of organic herbicides by Montmorillonites: Role of pH and Chemical Character of Adsorbate. Proc. Soil Sci. Soc. Amer. 32: 222-234.

Baker, R.D. and H.G. Applegate, 1970. Effect of temperature and ultraviolet radiation on the persistence of methyl parathion and DDT in soils. Agron. J. 62: 509-512.

Baumeister, P. 1978. Freiland- und Laborversuche zum zeitlichen Verlauf der Abbaus einiger Herbiziden in verschiedenen Böden und Bodentiefen. Diss. Univ. Hohenheim.

Bear, J. (1979). Hydraulics of groundwater, McGraw-Hill Inc, 567 p.

Beek, G.G.E.M. van, D. van der Kooij, P.C. Noordam en J.C. Schippers, 1984. Nitraat en drinkwatervoorziening, KIWA-mededeling 84, 144 p.

Beek, C.G.E.M. van, 1985. Evaluatie van de omvang van beschermingszones rond de grondwaterwinningen in Nederland, KIWA-rapport SWO-84.248, 27 p.

Blanken, M.G.M. den, 1977. Enkele kenmerken van Nederlandse grondwaterpompstations,  $H_2O(10)$ , nr. 4, p. 103-105.

Blanken, M.G.M. den, 1979. De beschermende werking van afdekkende lagen voor de grondwaterkwaliteit,  $H_2O(12)$ , nr. 23.

Bleuten, W. en M. Cerutti, 1984. De huidige en toekomstige nitraat- en sulfaatbelasting van grond- en drinkwater van de Nederlandse Pleistoocene zandgronden,  $H_2O(17)$ , nr. 10, p. 208-212 en 218.

Boesten, J.J.T.I. & M. Leistra. Models of the behaviour of pesticides in the soil-plant system. Application of Ecol. Modelling in Env. Man., Part B, Elsevier, p. 35-64, 1983.

Boukes, H. (1984). Beschrijving van het computerprogramma voor het genereren en tekenen van contourlijnen KLGEM, KIWA-rapport SWI-84.103, 14 p en 3 bijlagen.

Bouma, J. (1982). Waterbeweging in kleigronden met macroporiën. Landbouwkundig tijdschrift/pt 94, nr 11, p. 396-400.

Braids, D.P., F.L. Hines, and G.W. Volk, 1967. The occurrence of carbazole in a peatsoil. Soil Sci. Amer. Proc. 31: 435-436.

Bromilow, R.H. & M. Leistra. Measured and simulated behaviour of Aldicarb and its oxidation products in fallow soils, Pestic. Sci., Vol. 11, p. 389-395, 1980.

Burnside, O.C., C.R. Fenster, G.A. Wicks. Dissipation and leaching of monorun, simazine and atrazine in Nebraska soils, Weeds 11, (1963), 209.

CBS, 1984. Gebruik van chemische bestrijdingsmiddelen door overheidsinstellingen, 1980; te bestellen bij het CBS (tel. 070-789469) onder nummer 803-020.80, 98 p.

CBW, 1980. Commissie Bescherming Waterwingebieden. Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden, VEWIN-RID, 59 p.

Dewaide, J.H., 1984. Bodembescherming, ook grondwater, H<sub>2</sub>O (17), nr. 10, p. 198-200.

Engelen, G.B., 1985. Vulnerability and restoration aspects of groundwater systems in unconsolidated terrains in the Netherlands, Proc. of IAH 18-th congress, Part 3, p 64-69, Cambridge.

Faassen, H.G. van, 1983. Invloed van chemische grondontsmetting op de microbiële afbraak van natuurlijke stoffen en bestrijdingsmiddelen in grond. Inst. v. Bodemvruchtbaarheid Haren, rapport 8-83, 131 p.

Goring, C.A.I. and J.W. Hamaker, (1972) Organic chemicals in the soil environment, vol 1, M. Dekker Inc, New York

Green, R.E. (1974) Pesticide-Clay Water Interactions, Chapter 3 in (Guenzi et al, 1974).

Guenzi, W.D. et. al. (eds, 1974) Pesticides in soil and water, soil science society of America, Inc., publisher Madison, Wisconsin USA.

Hiltbold, A.E. (1974) Persistence of Pesticides in soil, chapter 9 in Pesticides in soil and water (Guenzi et al, 1974).

Howard, P.H. and S. Banerjee (1984) Interpreting results from biodegradability tests of chemicals in water and soil, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol 3, p. 551-562.

Hsu, T.S., R. Bartha, Accelerated mineralization of two organophosphate insecticides of the rhizosphere, Appl. Environm. Microbiology, vol 37, no 1, 1979.

Huisman, L. (1972) Groudwater recovery, MacMillan Press Ltd., London.

Hurle, K., 1982, Untersuchungen zum Abbau von Herbiziden in Böden, Acta Phytomedica 8, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, 120 p.

Karickhoff, S.W., D.S. Brown and T.A. Scott (1979), Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments, *Water Research* (13) p. 241-248.

Kearney, P.C. , R.G. Nash and A.R. Isensee (1969) Persistence of pesticide residues in soils. In Miller and Berg (eds), *Chemical Fallout, Current research of persistent pesticides*, Ch. C. Thomas, Springfield Illinois.

Khesina, A.Y., N.P. Shcherbak, and L.M. Shabad, 1969. Destruction of Benzo [a] pyrene by soil Microflora. *Byull. Eksp. Biol. Med.* 68: 70-73 *Chem Abstr.* 72: 4424 OV, 1970.

King, P.H., & P.L. Mc Carthy, 1968. A Chromatographic Model for predicting Pesticide migration in soils. *Soil Sci.* 106: 248-261.

Konikow, L.F., 1981. Role of numerical simulation in analysis of ground-water quality problems. *The Science of the Total Environment*, 21, p. 299-312.

Konikow, L.F. & J.D. Bredehoeft, 1978. Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in groundwater. U.S. Geological Survey, Book 7, Chapter C2, 90 pp.

Kovar, K. en J.M. Beets, 1983. Handleiding voor het gebruik van het computerprogramma Konikow-Bredehoeft en de hulpprogramma's Konlis, Konpam en Konpct. RID Leidschendam.

Lanen, H.A.J. van (1984). Verblijftijd van water in de onverzadigde zône van zandgronden in gebieden met diepe grondwaterspiegels, *H<sub>2</sub>O* (17), nr. 1, p. 9-16.

Leh, H.O. Untersuchungen über die verticale wand-  
rung von Herbiciden im Boden, Nachr. bl. Deutsch  
Pflanzenschutzel (Braunschweig) 20 1968, 99.

Leijnse, A. en R. Lieste (1983). Handleiding voor  
het gebruik van het computerprogramma INTERA, RID-  
hydrologische hoofdafdeling, Leidschendam.

Leistra, M., Computation models for the transport  
of pesticides in soil, Residue Reviews, Vol 49,  
p. 87-130, 1973.

Leistra, M., Predictions of effectivity and after-  
effects of metam-sodium by simulating soil fumiga-  
tions, Neth. J. Pl. Path., Vol 80, p. 61-71, 1974.

Leistra, M., Computed leaching of pesticides from  
soil as influenced by high rainfall, plant growth  
and time of application, Agriculture and Environ-  
ment, Vol 2, p. 137-146, 1975.

Leistra, M., The use of computation models in stu-  
dies of pesticides movement in soils, Proc. BCPC  
Symp: Persistence of Insecticides and Herbicides,  
p. 171-179, 1976.

Leistra, M., A model for the transport of pestici-  
des in soil, with diffusion-controlled rates of  
adsorption and desorption, Agriculture and En-  
vironment, Vol 3, p. 325-335, 1977.

Leistra, M. Computed redistribution of pesticides  
in the root zone of an arable crop, Plant and  
Soil, Vol 49, p. 569-580, 1978.

Leistra, M., Computing the movement of ethoprophos  
in soil after application in winter. Soil Science,  
Vol 128, no 5, p. 303-311, 1979.



Leistra, M. (1980). Transport in solutions, Chapter 2 in Interactions between herbicides and the soil, R.J. Hance (ed), Acad. Press, London.

Leistra, M., Bestrijdingsmiddelen in de bodem, Hoofdstuk 7.4, Handboek voor Milieubeheer Deel IV Bodembescherming, Vermande Zonen, 1980.

Leistra, M., R.H. Bromilow and J.J.T.I. Boesten, Measured and simulated behaviour of oxamyl in fallow soils, Pestic. Sci, Vol 11, p. 379-388, 1980.

Leistra, M. & W.A. Dekkers, Computed effects of adsorption kinetics on pesticide movement in soils, J. of Soil Sci, vol 28, p. 340-350, 1976.

Leistra, M; Dekker, A.; Burg, A.M.M. van der; Computed and measured leaching of the insecticide methomyl from greenhouse soils into water courses. Water, air and soil pollution (1984) 23 (2) p. 155-167.

Leistra, M. and W.A. Dekkers, Computed leaching of pesticides from soil under field conditions, Water, Air and Soil Pollution, vol 5, p. 491-500, 1976.

Leistra, M. and M.J. Frissel, Computations on the material balance of pesticides in soil, Environmental Quality and Safety, Supplement Volume III, Pesticides, p. 817-828, Thieme Publ., Stuttgart, 1975.

Leistra, M. and J.H. Smelt, Concentrations of Quintozene at Different Depths in Bulb-growing soil, Bull. of Env. Cont. & Toxicology, Vol 11, no 3, p. 241-243, 1974.

Leistra, M., J.H. Smelt & R. Zandvoort, Persistence and mobility of bromacil in orchard soils, Weed Research, Volume 15, p. 243-247, 1975.

Leistra, M., J.H. Smelt and T.M. Lexmond, Conversion and leaching of Aldicarb in soil columns, Pestic. Sci, vol 7, p. 471-482, 1976.

Leistra, M. & J.H. Smelt, Computer simulation of leaching of aldicarb residues from arable soils in winter, in Quality of Groundwater, Proc. of an Int. Symp (Van Duijvenbooden, et al, eds), Vol 17, p. 941-952, 1981.

Leistra, M. and J.H. Smelt, Movement and conversion of ethoprophos in soil in winter: 2 computer simulation, Soil Sc., Vol 131, no 5, p. 296-302, 1981.

Leo, A., C. Hansch and D. Elkins (1971). Partition coefficients and their uses. Chemical Reviews, Vol. 71, no 6, p. 525-616.

Lichtenstein, E.P., & K.R. Schulz, 1968. The effects of moisture and microorganisms on the persistence and metabolism of some organophosphorous insecticides in soils with special emphasis on parathion. J. Econ. Entomol. 57: 618-627.

Linders, J.B.H.J. (1983). Studie naar beschikbare wiskundige modellen voor beschrijving van het gedrag van bestrijdingsmiddelen in de bodem, RID-Mededeling 83-6, RIVM-Leidschendam, 74 p.

Mencke, F.G. (1983) Wetgeving en beleid ten aanzien van de grondwaterkwaliteit in nederland, TNO-project p. 269-272.

Meijers, A.P. (1972) Pesticiden en drinkwatervoorziening, Mededeling van de commissie organische stoffen, KIWA, 49 p.

Milde, G., J. Pribyl, M. Kiper & P. Friesel, Problems of pesticide use and the impact on groundwater, Proc. of Int. Symp. IAH Prague, p. 249-260, 1982.

Miller, C.T. and W.J. Weber Jr. (1984). Modeling Organic Contaminant Partitioning in Groundwater Systems. Ground Water, Vol. 22, no 5, p. 584-592.

Molz, F.J., O. Güven and J.G. Melville (1983). An examination of scale-dependent dispersion-coefficient, Groundwater, Vol 21, no 6, p 715-725.

Moreale A. & R. van Bladel, Adsorptie van 13 herbiciden en insecticiden door de bodem, Relatie oplosbaarheid-activiteit, Landbouwtijdschrift, jrg 34, nr. 4, p. 927-941, 1981.

Newsom, J.M. 1985. Transport of organic compounds dissolved in groundwater. Groundwater Monitoring Review, spring 1985, p. 28-36.

Olsthoorn, T.N., 1983. Invloed van mechanische ingrepen in beschermende geologische lagen. KIWA-rapport SWO-83.206, 72 p.

Parr, J.F. (1974) Effects of pesticides on microorganisms in soil and water, chapter 12 in Pesticides in soil and water (Guenzi et al, 1974).

Pekdeger, A., G. Matthess and J. Schröter (1985). Protection of groundwater against pathogenic bacteria and viruses, proceedings of IAH 18th congress, part 3, p 149-158, Cambridge.

Peters, J.H. (1980). Appendix bij 'demping van kwaliteitsfluctuaties bij persputinfiltratie. Student Thesis, TH Delft.

Peters, J.H. en M.G.M. den Blanken (1984a). Diffuse toediening van stoffen in waterwingebieden; enkele hydrologische beschouwingen. KIWA-rapport SWE 84.002, 29 p.

Peters, J.H. en M.G.M. den Blanken (1984b). Risk of application of biocides in water supply catchment areas. KIWA-report SWE 84.017, 7 p.

Peters, J.H. (1985). Risk of application of biocides in water supply catchment areas. KIWA-report SWI 85.114, 16 p.

Peters, J.H. en M.G.M. den Blanken (1985), zie 1984b, Water Supply (J. of the IWSA), Vol. 3, no 2, p. 179-186.

Rekker, R.F. en H.M. de Kort (1979). The hydrophobic fragmental constant; an extension to a 1000 data point set. Eur. J. Med. Chem., nr. 6, p. 479-488.

Richard, J.J., G.A. Junk, M.J. Avery, N.L. Nehring, J.S. Fritz & H.J.Svec. Analysis of various IOWA waters for selected pesticides: Atrazine, DDE and Dieldrin, Residues in water, Vol 9, no 3, p. 117-123, 1975.

Roberts, P.V. and A.J. Valocchi (1981). Principles of organic contaminant behavior during artificial recharge, studies in Environmental science, volume 17, p. 439-450.

Roeth, F.W., T.L. Lavy and O.C. Burnside (1969) Atrazine degradation in two soil profiles. *Weed Sci* (17), p. 202-205.

Schröter, J. (1984). Mikro- und Makrodispersivität poröser Grundwasserleiter, *Meyniana*, 36, 1-34, Kiel (zie ook Pekdeger, A., G. Matthes and J. Schröter, 1985).

Schwarzenbach, R.P. and J. Westall (1981) Transport of non-polar organic pollutants in a river water - ground water infiltration system: a systematic approach, *Studies in Environmental Science*, Vol 17, p. 569-574.

Siebering, H. & M. Leistra, Computer simulation of fumigant behaviour in soil, Chapter 7 in *Soil Disinfectation* (Mulder, ed.), Elsevier, 1979.

Smelt, J.H., M. Leistra, A. Dekker & C.J. Schut. Movement and conversion of ethoprophos in soil in winter: 1. Measured concentration patterns and conversion rates, *Soil Sci.*, vol 131, no 4, p. 242-248, 1981.

Smelt, J.H., A. Dekker, M. Leistra & N.W.H. Houx, Conversion of four Carbamoyloximes in soil samples from above and below the soil water table, *Pestic. Sci*, Vol 14, p. 173-181, 1983.

Sykes, J.F., S.B. Pahwa, R.B. Lantz and D.S. Ward (1982). Numerical simulation of flow and contaminant migration at an extensively monitored landfill. *Water Resources Research*, Vol. 18, no 6, p. 1687-1704.

Thompson, A.R. & C.A. Edwards, Effects of Pesticides of Nontarget Invertebrates in freshwater and soil, Chapter 13 in Pesticides in soil & water (W.D. Guenzi, ed), 1974.

Valocchi, A.J. (1984). Describing the transport of Ion-exchanging contaminants using an Effective  $K_d$ -approach, Water Res. Res., vol 20, nr 4, p. 499-503.

Vos, R.H. de, W. van Dokkum, P.D.A. Olthof, J.K. Quirijns, T. Muys and J.M. van der Poll (1984). Pesticides and other chemical residues in Dutch total diet samples (june 1976-july 1978), Fd. Chem. Toxic., Vol 22, no 1, p. 11-21.

Weber, J.B., T.J. Monaco, and A.D. Worsham (1973). What happens to herbicides in the environment? Weeds Today 4 (1) p. 16-17, 22.

Weed, S.B. and J.B. Weber (1974) Pesticide-organic matter interactions, Chapter 3 in (Guenzi et al, 1974).

Zandvoort, R., G.W. van den Born, J.M. Braber and J.H. Smelt, Leaching of the herbicide bromacil after application on railroads in the Netherlands, Water, Air and Soil Pollution, Vol 13, p. 363-372, 1980.

Zeilmaker, D.A. (1983) Bescherming bodem en grondwater: juridische en technische aspecten,  $H_2O$ , (16), nr. 22, p. 500-508.

Zoeteman, B.C.J., E. de Greef en F.J.J. Brinkmann (1981). Persistancy of organic contaminants in groundwater, lessons from soil pollution incidents

in the Netherlands, Studies in Env. Sci, Vol. 17,  
p. 465-480.

Zweegman, J., 1979. Grondwaterbescherming en de  
continuïteit van de drinkwatervoorziening,  
H<sub>2</sub>O(12), nr. 23, p. 518-521.

CVT/KIW034/B-C





BIJLAGE 1

Programmaling BIOCIDE1

Het programma is kort beschreven in § 6.3.1, voorbeeld 2.

PROGRAM BIOCIDE1

C  
C\*\*\*\*\*  
C Op den duur in opgepompt grondwater te verwachten concen-  
C ratie bestrijdingsmiddel bij een verschillend beschermings-  
C beleid. Uitgegaan wordt van een winning van freatisch  
C grondwater.  
C Er wordt gebruik gemaakt van formule (6.18) uit KIWA-mede-  
C deling 95.  
C Het programma berekent en plot voor een vaste gebruiks-  
C hoeveelheden S, vaste doorlekfractie d en een vaste fractie  
C waar de stof gebruikt wordt (f), de uiteindelijk in het  
C onttrokken grondwater te verwachten concentratie.  
C Ook vast is de vertragingsfactor b. Het programma is  
C interactief en vraagt zelf om de parameters waaronder  
C ook NC halfwaardetijden th waarvoor de berekening wordt  
C uitgevoerd. Het programma berekent zelf de afbraak-  
C snelheden a (in het watervoerende pakket) met de formule  
C  $a = \ln(2)/th$ .  
C J.H. Peters  
C april 1985

C\*\*\*\*\*

C  
C DIMENSION TH(10),T(10),A(10),C(10,10),XARAY(10),YARAY(10),  
C 1 TACC(10,10),U(10)  
C REAL INCH  
C PARAMETER (INCH = 2.54)

C  
C CONSTANTEN

C DATA T /.1, 0.2, 0.5, 1.0, 2.0, 5., 10., 20., 50., 100. /

C  
C TYPE 9999, '\$GEEF AANTAL HALFWAARDETIJDEN (AANTAL CURVEN, MAX=10) : '  
C READ \*, NC  
C TYPE 9999, '\$GEEF VERTRAGINGSFAKTOR b : '  
C READ \*, B  
C TYPE 9999, '\$GEEF DOORLEKFAKTOR d : '  
C READ \*, D  
C TYPE 9999, '\$GEEF EFFEKTIEVE NEERSLAG P IN m/j : '  
C READ \*, P  
C TYPE 9999, '\$GEEF PAKKETDIKTE D IN m : '  
C READ \*, H

```
TYPE 9999,'$GEEF POROSITEIT n : '  
READ *, POR  
TYPE 9999,'$GEEF FRAKTIE LANDBOUWAREAAL f : '  
READ *, F  
TYPE 9999,'$GEEF BELASTING S IN mg/m2/j : '  
READ *, S  
OPEN (1,NAME='IPETERS.BIOCONJBIOCIDEL.LIS',STATUS='NEW')  
WRITE(1,9998) NC,B,D,P,H,POR,F,S  
9998 FORMAT (/// ' Invoergegevens ',  
1 /15(' '),  
1 // ' Aantal curven : ',I10,  
1 // ' Verdragingsfaktor : ',F10.3,  
1 // ' Doorlekfactor : ',F10.3,  
1 // ' Effektieve neerslag (m/jaar) : ',F10.3,  
1 // ' Pakketdikte (m) : ',F10.3,  
1 // ' Porositeit (-) : ',F10.3,  
1 // ' Fraktie landbouwareaal (-) : ',F10.3,  
1 // ' Belasting (mg/m2/j) : ',F10.3,  
1 //65(' '))  
9997 FORMAT(//// ' De u-waarde (th/b) van de ',I2,'-de curve ',  
1 ' bedraagt : ',F8.2,' jaren',  
1 // ' (De halfwaarde is dus ',F6.2,' jaren)',  
1 // ' Verblijftijd (jaar) Concentratie (microgr/l)',  
1 /47(' '))  
9996 FORMAT(F10.1,16X,F10.3)  
C  
C1 = D*F*S  
C  
DO I = 1,NC  
TYPE 9999,'$GEEF EEN HALFWAARDETIJD IN JAREN : '  
READ *,TH(I)  
U(I) = TH(I)/B  
WRITE(1,9997)I,U(I),TH(I)  
A(I) = ALOG(2.)/TH(I)  
G = 1/((A(I)*B*H*POR)+P)  
E = A(I)*B + P/(H*POR)  
DO J = 1, 10  
C2 = -E*T(J)  
C(I,J) = C1*G*EXP(C2)  
TACC(I,J) = T(J)  
WRITE(1,9996) T(J),C(I,J)  
ENDDO  
ENDDO
```

```
C
9999  FORMAT(A)
C
C      PLOTTEM
C
      CALL PLINIT
      PAGEX = 21.0/INCH
      PAGEY = 29.7/INCH
      XAXIS = 3.0
      YAXIS = 5.0
      CALL PAGE(PAGEX,PAGEY)
      CALL AREA2D(XAXIS,YAXIS)
      CALL DUPLX
      CALL XNAME('OMVANG BESCHERMINGSZONES IN JAREN$',100)
      CALL YNAME('BIOCIDE CONCENTRATIE IN MICROGRAM/LITER$',100)
      CALL HEADIN('U = HALFWAARDETIJD IN JAAR/RETARDATIEFACTOR$',100,1.,1)
      CALL LOGLOG(0.1,1.,0.001,1.)
      CALL GRID(-9,-9)
      CALL FRAME
C
      DO I = 1,NC
          DO I1 = 1,10
              IF (C(I,I1) .LE. 0.001) THEN
                  C(I,I1)=C(I,I1-1)
                  TACC(I,I1)=TACC(I,I1-1)
              ENDIF
              YARAY(I1) = C(I,I1)
              XARAY(I1) = TACC(I,I1)
          ENDDO
      CALL THKCRV(0.02)
      CALL CURVE(XARAY,YARAY,10,0)
      ENDDO
C
      CALL ENDPL(0)
C
      END
```

BIJLAGE 2

Uitvoer van het programma BIOCIDE1 (zie bijlage 1).

Het betreft voorbeeld 2 als weergegeven in § 6.3.1.

Invoergegevens

-----

Aantal curven	:	4
Vertragingsfaktor	:	5.000
Doorlekfactor	:	0.010
Effektieve neerslag (m/jaar)	:	0.365
Pakketdikte (m)	:	30.000
Porositeit (-)	:	0.350
Fraktie landbouwareaal (-)	:	0.250
Belasting (mg/m <sup>2</sup> /j)	:	1000.000

=====

De u-waarde (th/b) van de 1-de curve bedraagt : 100.00 jaren  
(De halfwaarde is dus 500.00 jaren)

Verblijftijd (jaar)    Concentratie (microgr/l)

-----

0.1	5.687
0.2	5.663
0.5	5.593
1.0	5.477
2.0	5.254
5.0	4.636
10.0	3.764
20.0	2.481
50.0	0.710
100.0	0.088

De u-waarde (th/b) van de 2-de curve bedraagt : 10.00 jaren  
(De halfwaarde is dus 50.00 jaren)

Verblijftijd (jaar)      Concentratie (microgr/l)

---

0.1	2.264
0.2	2.241
0.5	2.172
1.0	2.062
2.0	1.858
5.0	1.360
10.0	0.808
20.0	0.285
50.0	0.013
100.0	0.000

De u-waarde (th/b) van de 3-de curve bedraagt : 1.00 jaren  
(De halfwaarde is dus 5.00 jaren)

Verblijftijd (jaar)      Concentratie (microgr/l)

---

0.1	0.304
0.2	0.283
0.5	0.227
1.0	0.158
2.0	0.076
5.0	0.009
10.0	0.000
20.0	0.000
50.0	0.000
100.0	0.000

De u-waarde (th/b) van de 4-de curve bedraagt : 0.10 jaren  
(De halfwaarde is dus 0.50 jaren)

Verblijftijd (jaar)      Concentratie (microgr/l)

---

0.1	0.017
0.2	0.008
0.5	0.001
1.0	0.000
2.0	0.000
5.0	0.000
10.0	0.000
20.0	0.000
50.0	0.000
100.0	0.000



BIJLAGE 3

Programmaling BIOCIDE2.

Het programma is kort beschreven in § 6.3.1,  
voorbeeld 3.

PROGRAM BIOCIDE2

```
C
C*****
C      Op den duur in opgepompt grondwater te verwachten concen-
C      raties bestrijdingsmiddel met een verschillend bodemgedrag.
C      Uitgegaan wordt van een winning van freatisch grondwater.
C      Er wordt gebruik gemaakt van formule (6.18) uit KIWA-mede
C      deling 95.
C      Het programma berekent en plot voor een vaste gebruiks-
C      hoeveelheid S, vaste doorlekfractie d en een vaste fractie
C      waar de stof gebruikt wordt (f), de uiteindelijk in het
C      onttrokken grondwater te verwachten concentratie.
C      Ook vast is de vertragingsfactor b. Het programma is
C      interactief en vraagt zelf om de parameters waaronder
C      ook NC grenzen Tb (van beschermingszones) waarvoor de
C      berekening wordt uitgevoerd. Het programma berekent zelf
C      de afbraaksnelheden a (in het watervoerende pakket) met
C      de formule  $a = \ln(2)/th$ . De halfwaardetijden zijn min of meer
C      log-verdeeld tussen .1 en 100 jaar.
C      J.H. Peters
C      juli 1985
```

```
C*****
```

```
C
C      DIMENSION TH(10),TB(10),C(10,10),XARAY(10),YARAY(10),
C      1      UACC(10,10),U(10),E(10),G(10)
C      REAL INCH
C      PARAMETER (INCH = 2.54)
C
C      CONSTANTEN
C
C      DATA TH /.1, 0.2, 0.5, 1.0, 2.0, 5., 10., 20., 50., 100. /
C
C      TYPE 9999,'$GEEF HET AANTAL GRENZEN NC (MAX=10) : '
C      READ *, NC
C      TYPE 9999,'$GEEF DE VERTRAGINGSFAKTOR b : '
C      READ *,B
C      TYPE 9999,'$GEEF DE DOORLEKFAKTOR d : '
C      READ *, D
C      TYPE 9999,'$GEEF DE EFFEKTIEVE NEERSLAG P IN m/j : '
C      READ *, P
C      TYPE 9999,'$GEEF DE PAKKETDIKTE D IN m : '
C      READ *, H
```

```
TYPE 9999,'$GEEF DE POROSITEIT n : '  
READ *, POR  
TYPE 9999,'$GEEF DE FRAKTIE LANDBOUWAREAAL f : '  
READ *, F  
TYPE 9999,'$GEEF DE BELASTING S IN mg/m2/j : '  
READ *, S  
OPEN (1,NAME='IPETERS.BIOCONJBIOCIDE2.LIS',STATUS='NEW')  
WRITE(1,9998) NC,B,D,P,H,POR,F,S  
9998 FORMAT (/// Invoergegevens ',  
1 /15('-'),  
1 /// Aantal curven : ',I10,  
1 // Verdragingsfaktor : ',F10.3,  
1 // Doorlekfactor : ',F10.3,  
1 // Effektieve neerslag (m/jaar) : ',F10.3,  
1 // Pakketdikte (m) : ',F10.3,  
1 // Porositeit (-) : ',F10.3,  
1 // Fraktie landbouwareaal (-) : ',F10.3,  
1 // Belasting (mg/m2/j) : ',F10.3,  
1 //65('='))  
9997 FORMAT(///// 'De grens (tb) van de zone bedraagt :',F8.2,' jaren',  
1 /// u-waarde (th/b in jaar) concentratie (microgr/l)',  
1 /51('-')//  
9996 FORMAT(F10.3,20X,F10.3)  
C  
C1 = D*F*S  
C  
DO J = 1, 10  
A = ALOG(2.)/TH(J)  
E(J) = (A * B) + P/(H*POR)  
G(J) = 1/(E(J)*H*POR)  
U(J) = TH(J)/B  
ENDDO  
C  
DO I = 1,NC  
TYPE 9999,'$GEEF DE GRENS VAN EEN ZONE IN JAREN : '  
READ *,TB(I)  
WRITE(1,9997)TB(I)  
DO J = 1,10  
C2 = -E(J)*TB(I)  
C(I,J) = C1*G(J)*EXP(C2)  
UACC(I,J) = U(J)  
WRITE(1,9996) U(J),C(I,J)  
ENDDO  
ENDDO
```

```
9999  FORMAT(A)
C
C  PLOTTEN
C
      CALL PLINIT
      PAGEX = 21.0/INCH
      PAGEY = 29.7/INCH
      XAXIS = 5.0
      YAXIS = 5.0
      CALL PAGE(PAGEX,PAGEY)
      CALL AREA2D(XAXIS,YAXIS)
      CALL DUPLX
      CALL XNAME('U-WAARDE IN JAREN$',100)
      CALL YNAME('BIOCIDE CONCENTRATIE IN MICROGRAM/LITERS$',100)
      CALL HEADIN('U = HALFWAARDETIJD IN JAAR/RETARDATIEFACTOR$',100,1.,1)
      CALL XLOG(0.001,1.,0.,.1)
      CALL GRID(-9,-1)
      CALL FRAME
C
      DO I = 1,NC
          DO J = 1,10
              IF (C(I,J) .GT. .5) THEN
                  C(I,J)=C(I,J-1)
                  UACC(I,J)=UACC(I,J-1)
              ENDIF
              YARAY(J) = C(I,J)
              XARAY(J) = UACC(I,J)
          ENDDO
C
      CALL THKCRV(0.02)
      CALL CURVE(XARAY,YARAY,10,0)
      ENDDO
C
      CALL ENDPL(0)
C
      END
```

BIJLAGE 4

Uitvoer van het programma BIOCIDE2 (zie bijlage 3).

Het betreft voorbeeld 3 als weergegeven in § 6.3.1.

Invoergegevens

-----

Aantal curven	:	5
Vertragingsfaktor	:	5.000
Doorlekfactor	:	0.010
Effektieve neerslag (m/jaar)	:	0.365
Pakketdikte (m)	:	30.000
Porositeit (-)	:	0.350
Fraktie landbouwareaal (-)	:	0.250
Belasting (mg/m2/j)	:	1000.000

=====

De grens (tb) van de zone bedraagt : 0.10 jaren

u-waarde (th/b in jaar)      concentratie (microgr/l)

-----

0.020	0.000
0.040	0.002
0.100	0.017
0.200	0.048
0.400	0.113
1.000	0.304
2.000	0.601
4.000	1.121
10.000	2.264
20.000	3.406

De grens (tb) van de zone bedraagt : 1.00 jaren

u-waarde (th/b in jaar)      concentratie (microgr/l)

-----

0.020	0.000
0.040	0.000
0.100	0.000
0.200	0.002
0.400	0.023
1.000	0.158
2.000	0.426
4.000	0.929
10.000	2.062
20.000	3.200

De grens (tb) van de zone bedraagt : 3.00 jaren

u-waarde (th/b in jaar)      concentratie (microgr/l)

-----

0.020	0.000
0.040	0.000
0.100	0.000
0.200	0.000
0.400	0.001
1.000	0.037
2.000	0.199
4.000	0.613
10.000	1.674
20.000	2.785

De grens (tb) van de zone bedraagt : 10.00 jaren

u-waarde (th/b in jaar)      concentratie (microgr/l)

---

0.020	0.000
0.040	0.000
0.100	0.000
0.200	0.000
0.400	0.000
1.000	0.000
2.000	0.014
4.000	0.143
10.000	0.808
20.000	1.713

De grens (tb) van de zone bedraagt : 25.00 jaren

u-waarde (th/b in jaar)      concentratie (microgr/l)

---

0.020	0.000
0.040	0.000
0.100	0.000
0.200	0.000
0.400	0.000
1.000	0.000
2.000	0.000
4.000	0.006
10.000	0.170
20.000	0.605