

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne  
Bilthoven

rapport nr. 725201002

Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging

P.Lagas, H.Snelting, R.van den Berg

augustus 1990

Het rapport werd opgesteld in overleg met Dr. J.M.Roels (DGM)

Het rapport vormt een onderdeel van het project "Beoordeling Risico Bodemverontreiniging" (projectleider: Ir. R. van den Berg), dat werd uitgevoerd in opdracht van het Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Bodem, Hoofdafdeling Bodem, Afdeling bodemsanering (Opdrachtbrief 1668408 dd. 20 april 1988).

**VERZENDLIJST**

1-3	Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Bodem.
4	Directeur Generaal Volksgezondheid
5	Directeur Generaal Milieubeheer
6	Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer
7 t/m 119	Hoofd Afd. Bodemsanering van de Directie Drinkwater, Water, Bodem
120	Depot nederlandse publicaties en nederlandse bibliografie
121	Directie RIVM
122	Ir.N.D.van Egmond
123	Ir.F.Langeweg
124	Dr.Ir.T.Schneider
125	Dr.Ir.C.van den Akker
126	Ir.W.van Duijvenbooden
127	Ir.A.M.A. van der Linden
128	Ir.J.J.G.Kliest
129	Ir.J.B.H.J.Linders
130	Ir.C.A.M.van Gestel
131	Ir.P.Glasbergen
132	Dr.Ir.D.van de Meent
133	Dr.F.I.Kappers
134	Ir.E.R.Soczo
135	Ir.G.J.Heij
136-137	Bureau Projecten en Rapportenregistratie
138-139	bibliotheek RIVM
140-141	LBG/SGO
142-144	Auteurs
145-170	Reserve exemplaren

## VOORWOORD

In de Leidraad bodemsanering (1983) wordt het rijksbeleid met betrekking tot juridische, technisch-inhoudelijke en financiële aspecten van de aanpak van bodemverontreiniging uiteengezet. Periodiek vindt herziening van deze Leidraad plaats. Door het Directoraat-Generaal Milieubeheer is in het kader van een komende herziening (de 7e) aan het RIVM opdracht gegeven de technisch-wetenschappelijke onderbouwing te verzorgen van onderdelen van deel II (het technisch-inhoudelijke deel) van de Leidraad. In de opdracht neemt het criterium 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu' een centrale plaats in. Aan dit criterium wordt inhoud gegeven door onderbouwing van de reeds bestaande getalsmatige invulling van de toetsingswaarden in de huidige Leidraad. De opdracht aan het RIVM omvat een drietal deelaspecten, nl. risico's voor de volksgezondheid respectievelijk het milieu als gevolg van blootstelling aan bodemverontreiniging en nadere beschouwingen met betrekking tot deze blootstelling ten aanzien van het aspect verspreiding via lucht en grondwater. In het beoordelen van de vraag of sprake is van 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu' speelt de verspreiding van de verontreiniging een belangrijke rol. In dit rapport wordt ingegaan op de mogelijkheden tot verspreiding via met name het grondwater, inclusief de kwantificering ervan, en de toepassing daarvan bij de onderzoekstrategie (van het nader onderzoek), de diagnose van de opgetreden verontreiniging en de prognose van toekomstige verontreiniging.

## INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST .....	ii
VOORWOORD .....	iii
INHOUDSOPGAVE .....	iv
SUMMARY .....	v
SAMENVATTING .....	vi
1. INLEIDING .....	1
2. UITGANGSPUNTEN BEOORDELING VERSPREIDING .....	3
2.1 Verspreidingsroutes .....	3
2.1.1 <i>Water</i> .....	3
2.1.2 <i>Grond</i> .....	3
2.1.3 <i>Lucht</i> .....	4
2.2 Uitgangspunten beoordeling verspreiding via water .....	4
3. INSTRUMENTARIUM .....	6
3.1 Algemeen .....	6
3.2 Voorspelling van de mobiliteit (cq. retardatiefactor) van de stof .....	6
3.2.1 <i>Organische verbindingen</i> .....	8
3.2.2 <i>Anorganische verbindingen</i> .....	10
3.3 Voorspelling van de stroomsnelheid en stroomrichting van grondwater .....	13
3.3.1 <i>Inleiding</i> .....	13
3.3.2 <i>De stroming in de onverzadigde zone</i> .....	13
3.3.3 <i>De stroming door de waterbodem</i> .....	15
3.3.4 <i>De stroming in de watervoerende pakketten</i> .....	16
3.3.5 <i>De stroming door slechtdoorlatende lagen</i> .....	18
3.4 Schatting van de concentratie van een stof in het grondwater. ....	20
3.5 Schatting van de potentiële omvang van de verontreiniging .....	21
4. TOEPASSING VERSPREIDINGSASPECTEN BIJ NADER ONDERZOEK .....	22
4.1 Diagnose van opgetreden verspreiding van verontreiniging .....	22
4.1.1 <i>Klasseindeling</i> .....	22
4.1.2 <i>Onderzoeksstrategie</i> .....	23
4.1.3 <i>Beoordelingsprocedure</i> .....	24
4.2 Prognose van de kans op verspreiding van verontreiniging .....	25
4.2.1 <i>Schatting van de potentiële omvang van de verontreiniging</i> .....	25
4.2.2 <i>Prognose van verspreiding t.b.v. berekeningen van blootstellingsrisico</i> .....	25
5. REFERENTIES .....	26
BIJLAGE 1. BEGRIPPENLIJST .....	27

## SUMMARY

Part of the assessment of the risk for humans and the environment as a consequence of exposure to soil pollution is the chance of transport of compounds which are present in the contaminated sites. Compounds of a polluted site can be transported to groundwater or air. Remaining compounds can be transformed or can be transported with the soil itself. The assessment procedure for distribution of polluted compounds in the environment is based on transport by flow of groundwater. In the proposed assessment procedure four instruments for prediction or estimation are presented:

- prediction instrument for the mobility(retardation factor) of pollutants in soil and groundwater;
- prediction instrument for the velocity and direction of groundwater flow;
- estimation instrument for concentrations of pollutants in groundwater after transport;
- estimation instrument for potential volume of the polluted soil or groundwater.

Distribution of pollutants as a consequence of groundwater flow is estimated with flow through the saturated zone and its retardation. Pollutants are classified as immobile when the retardation factor is higher than 100 and the concentration in the groundwater is below its water solubility. The retardation factor for organic compounds is estimated, using hydrophobic sorption theories, with the solubility of the compound in water and the fraction organic carbon of the soil. The retardation factor for inorganic compounds is estimated with empirical relations between soil properties and partition coefficients.

For prediction of velocity and direction of the groundwater flow the following situations are distinguished:

- flow in the unsaturated zone;
- flow through polluted sediment on river/canal beds;
- flow through the saturated zone;
- flow through semi-permeable layers.

In the unsaturated zone and in semi-permeable layers only vertical transport is taken into account while in aquifers horizontal as well as vertical groundwater flow is considered.

These two described prediction instruments can be applied at the stage of the further investigation of a polluted site. In order to assess the present situation (diagnosis stage) at the start a worse case situation is supposed while further on more realistic situations are considered. Concerning the strategy for further research of the possible polluted location for immobile pollutants most attention is given to exposure in relation to soil particles while for mobile pollutants attention is given to exposure to transported polluted groundwater.

In order to predict possible risks for the future (prognosis stage) after transport of pollutants with groundwater an estimation instrument is described based on diminishing of groundwater concentrations according to a first order process. Finally an estimation instrument is given to calculate potential volumes of polluted soil or groundwater supposing transport of pollutants until a threshold concentration in soil or groundwater is reached. This instrument can be used in order to compare different polluted sites (priority assessment).

## SAMENVATTING

Een onderdeel van de beoordeling van het risico voor mens en milieu als gevolg van blootstelling aan een bodemverontreiniging is de kans op en de mate van verspreiding van de stoffen die in of op een verontreinigde lokatie aanwezig zijn. Stoffen die zich ter plaatse van een verontreinigde lokatie bevinden kunnen zich verspreiden naar en via het grondwater of de lucht, terwijl ook stoffen die in de grond zijn achtergebleven via de grond kunnen worden verspreid of omgezet. De beoordelingsprocedure voor verspreiding van stoffen richt zich in dit rapport voornamelijk op verspreiding via grondwater. Voor de beoordelingsprocedure worden een viertal schattings- cq. voorspellingsinstrumenten aangeleverd:

- voorspellingsinstrument voor de mobiliteit (cq. retardatiefactor) van een verontreiniging in bodem en grondwater;
- voorspellingsinstrumenten voor de snelheid en de richting van de grondwaterstroming;
- schattingsinstrument voor de concentratie van de verontreiniging in het grondwater na verspreiding;
- schattingsinstrument voor de potentiële omvang van de verontreinigde lokatie na verspreiding.

De verspreiding van verontreinigende stoffen via het grondwater wordt geschat met behulp van de snelheid waarmee het grondwater door de verzadigde zone stroomt en de relatieve snelheid die de betreffende stof heeft ten opzichte van het grondwater. De verontreinigingen worden geclassificeerd als immobiel of mobiel. Voor indeling in de klasse voor immobiele stoffen dient aan de volgende twee voorwaarden te worden voldaan:

- de retardatiefactor van de stof moet groter zijn dan 100;
- de concentratie van de stof in grondwater moet lager zijn dan de wateroplosbaarheid.

Voor organische verbindingen wordt de retardatiefactor, gebaseerd op de hydrophobe sorptietheorie, voorspeld met behulp van de wateroplosbaarheid van de stof en de fractie organisch koolstof van de bodem. Voor anorganische verbindingen worden empirische relaties tussen bodemeigenschappen en de verdelingscoëfficiënt van de stof gehanteerd.

Bij de voorspelling van de stroomsnelheid en de stroomrichting van het grondwater wordt onderscheid gemaakt in de volgende typen stroming:

- de stroming in de onverzadigde zone;
- de stroming door de waterbodem;
- de stroming in watervoerende pakketten;
- de stroming door slechtdoorlatende lagen.

Ten aanzien van de grondwaterstroming wordt het volgende aangenomen. In de onverzadigde zone vindt het transport uitsluitend in verticale richting plaats, in watervoerende pakketten (aquifers) is naast horizontale stroming ook een verticale stromingscomponent aanwezig en in slechtdoorlatende lagen wordt slechts vertikaal transport van belang geacht.

De twee beschreven voorspellingsinstrumenten worden toegepast bij het nader onderzoek van een verontreinigde lokatie waarbij onder andere de kans op verspreiding van stoffen wordt onderzocht ten behoeve potentiële en actuele blootstelling.

Teneinde de bestaande situatie te kunnen beoordelen (diagnose fase) wordt in eerste instantie uitgegaan van worst-case situaties en wordt steeds verder toegewerkt naar de reële situatie. Bij de onderzoeksstrategie in het nader onderzoek wordt bij immobiele stoffen voornamelijk gekeken naar blootstelling via de vaste fase van de bodem; bij mobiele stoffen wordt naast deze blootstelling tevens blootstelling na verspreiding via grondwater beschouwd. Bij de prognose van de toekomstige verspreidingsrisico's wordt een schattingsinstrument aangeleverd om de grondwaterconcentratie in te schatten gebaseerd op concentratieafname van de stof in het grondwater volgens een eerste orde proces. Tenslotte wordt een instrument beschreven waarmee de potentiële omvang van de verontreiniging kan worden geschat. Bij dit laatste wordt berekend hoeveel kubieke meter grond danwel grondwater kan worden verontreinigd tot aan een toetsingswaarde indien voortgaande verspreiding plaatsvindt. Dit instrument kan worden gebruikt om verschillende verontreinigde lokaties met elkaar te vergelijken (prioriteitstelling).

## 1. INLEIDING

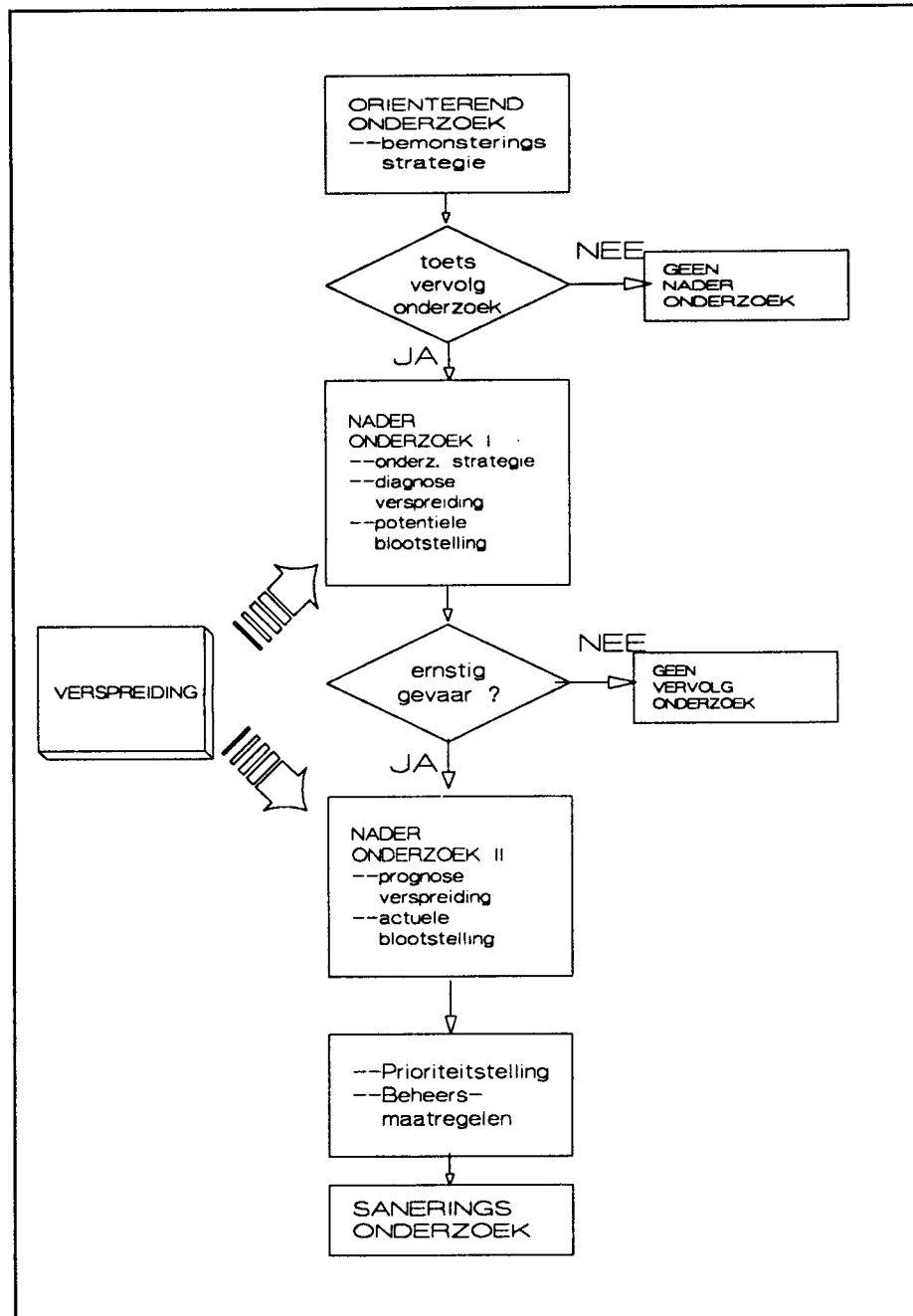
Een onderdeel van de beoordeling van het risico voor mens en milieu als gevolg van blootstelling aan een bodemverontreiniging is de kans op en de mate van verspreiding van de stoffen die in of op een verontreinigde lokatie aanwezig zijn. Hierbij is kennis nodig over de stroming van het grondwater onder en in de omgeving van de betreffende lokatie en van het gedrag van de verontreinigende stoffen in de bodem. De kans op verspreiding en de mate hiervan is van belang in twee fasen van de beoordelingsprocedure (zie ook Fig. 1):

- de onderzoeksstrategie voor en de diagnose van de verontreinigingssituatie;
- de prognose van de kans op en de mate van de verspreiding.

In het oriënterend onderzoek, dat gestart wordt naar aanleiding van het vermoeden van een verontreiniging, dient te worden vastgesteld

of sprake is van een verontreiniging, of deze homogeen of heterogeen van aard is en of er een noodzaak is tot verder onderzoek. Hierbij wordt in principe zeer beperkt gebruik gemaakt van kennis van verspreiding vanuit de verontreinigingsbron.

In het nader onderzoek dienen onder andere aard, omvang en concentraties van de verontreiniging te worden vastgesteld (diagnose van de verontreiniging) evenals de kans op verspreiding en contactmogelijkheden. Om richting te geven aan dit onderzoek is inzicht in de mogelijkheid van verspreiding van belang. Op basis hiervan kunnen plaats en diepte van de uit te voeren boringen



Figuur 1. Schema van de procedure ter beoordeling van risico's van bodemverontreiniging

worden onderbouwd. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de resultaten uit het oriënterend onderzoek en van tijdens het nader onderzoek ter beschikking gekomen gegevens.

Bij het bepalen van de onderzoeksstrategie wordt uitgegaan van de worst-case benadering ten aanzien van het stofgedrag. Verder wordt een niet bijzonder geavanceerd hydrologisch schema gehanteerd. Indien uit dit eerste deel van het nader onderzoek is gevolgd dat sprake is van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" in de zin van de Leidraad bodemsanering, dient in het tweede deel ook de actuele blootstelling bepaald te worden ten behoeve waarvan ook de prognose van de verspreiding wordt meegenomen.

Voor de beoordeling van de kans en mate van verspreiding van de verontreinigende stoffen in de toekomst en de gevolgen hiervan voor mens of milieu kan worden uitgegaan van de in het eerste deel van het nader onderzoek verzamelde gegevens over hydrologie, bodem(opbouw) en stof(gedrag). Het doel van het tweede deel van het nader onderzoek is de mogelijkheden aan te geven voor prioriteitstelling en eventuele noodzaak tot het treffen van beheersmaatregelen.



## 2. UITGANGSPUNTEN BEOORDELING VERSPREIDING

Bij het beoordelen van verspreiding dient een duidelijk onderscheid gemaakt te worden tussen diagnose en prognose. Om voornoemd "ernstig gevaar" in de zin van de Leidraad bodemsanering, te kunnen beoordelen wordt uitgegaan van potentiële blootstelling (alle mogelijke vormen van blootstelling en alle mogelijke vormen van verspreiding die opgetreden (kunnen) zijn). Bij de verspreiding wordt alleen autonome verspreiding meegenomen. Bij de prognose van de blootstelling wordt de actuele blootstelling beschouwd. Autonome verspreiding betekent dat wordt uitgegaan van het (a)biotische proces zonder direct beheersbaar menselijk ingrijpen. De tijdstermijn waarover de prognose dient te worden uitgevoerd betreft in beginsel enkele tientallen jaren (relevante termijn in het licht van de risicoschatting).

### 2.1 Verspreidingsroutes

Stoffen die zich ter plaatse van een verontreinigde lokatie bevinden kunnen zich verspreiden naar en via het grondwater of de lucht, terwijl ook stoffen die in de grond zijn achtergebleven via de grond kunnen worden verspreid of omgezet (zie Fig. 2).

#### 2.1.1 Water

De hier te bespreken beoordelingsprocedure voor verspreiding van stoffen richt zich voornamelijk op verspreiding via grondwater. In 2.2 worden de uitgangspunten daarvan uiteengezet en in de volgende hoofdstukken wordt de procedure verder uitgewerkt.

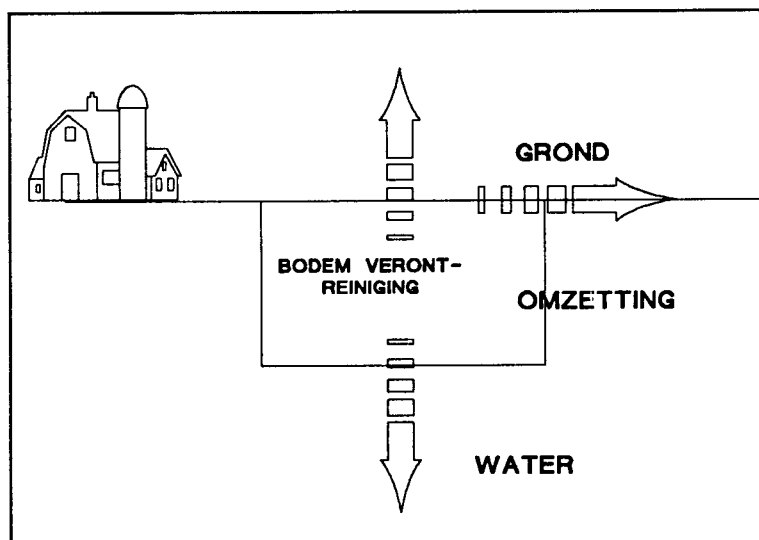
#### 2.1.2 Grond

Een algemene beoordelingsmethode voor verspreidingskansen via grond is niet te geven, omdat een dergelijke verspreiding niet gebonden is aan wetmatigheden.

Over verspreiding van bodemmateriaal zijn wel de volgende algemene opmerkingen te maken. Verspreiding kan plaatsvinden door menselijke (niet-autonome verspreiding) of dierlijke activiteiten, of door abiotische processen voornamelijk onder invloed van wind en stromend water (sediment).

#### Opmerkingen

- voorbeelden van **menselijke activiteiten** zijn grondverzet en grondwaterwinningen;
- **dierlijke activiteiten** vinden voornamelijk plaats in de humeuze bovenlaag; hierbij moet gedacht worden aan de werking van bodemdieren zoals mollen en wormen. Wormen kunnen per hectare circa 250 ton grond per jaar verplaatsen. Dat is 8% van de grond in de bovenste 20 cm onder maaiveld.
- Bij verspreiding onder invloed van **abiotische processen** kan worden gedacht aan verwaaiing van bodemmateriaal door wind (bij landbodems). Bij de waterbodem kan verspreiding plaatsvinden door natuurlijk transport (golven, stroming) of resuspensie van slib (bijv. als gevolg van scheepvaart).



Figuur 2. Mogelijke verspreidingsroutes van stoffen uit een verontreinigde lokatie.

De genoemde mogelijkheden van verspreiding zijn vooral van belang als de verontreiniging zich aan het bodemoppervlak bevindt. Indien een verontreiniging zich onder een schone bodemlaag bevindt zijn de genoemde kansen op verspreiding kleiner. Blootstelling via de grond kan plaatsvinden door directe opname of direct contact (vooral kinderen) of door opname via gewassen. De potentiële omvang van de bodemverontreiniging kan worden berekend met vergelijkingen uit Paragraaf 3.5.

### **2.1.3 Lucht**

Verdwijning van stoffen door vervluchtiging is slechts in beperkte mate te kwantificeren omdat daarbij van belang is te weten welk deel van de verontreiniging in contact staat met de lucht. Hierop wordt nader ingegaan in het RIVM-rapport "Vaststelling van de potentiële en actuele inhalatoire blootstelling als gevolg van bodemverontreiniging" (Kliest, 1990). In dit rapport is geen rekening gehouden met verdwijning van stoffen door vervluchtiging. Wel is aangegeven welke stoffen een risico vormen voor verontreiniging van binnenlucht.

#### Opmerkingen

- Omzetting van de verontreiniging zal leiden tot verlaagde concentraties van de moederstof, maar ook tot vorming van omzettingsproducten die een geheel ander gedrag kunnen vertonen in de bodem. Omzettingsproducten zijn bijvoorbeeld vaak meer polair van karakter, binden daardoor vaak minder sterk aan bodemmateriaal en verplaatsen zich daardoor over het algemeen sneller met het grondwater.
- Voor omzetting van verontreinigingen in de bodem zijn er onvoldoende mogelijkheden voor modelberekeningen als gevolg van afhankelijkheid van een groot aantal onderling gecorreleerde factoren zoals:
  - zuurgraad, organische stofgehalte en vochtgehalte van de grond;
  - zuurstofgehalte van het bodemvocht cq. grondwater;
  - concentratie van de verontreiniging in grond en grondwater;
  - beschikbaarheid van de verontreiniging in de grond.
 Omzetting is daarom niet in de beschouwingen betrokken.

## **2.2 Uitgangspunten beoordeling verspreiding via water**

De verspreiding van verontreinigende stoffen via het grondwater wordt geschat met behulp van de snelheid waarmee het grondwater door de verzadigde zone stroomt en de relatieve snelheid die de betreffende stof heeft ten opzichte van het grondwater. Met betrekking tot de concentraties die in het grondwater kunnen voorkomen wordt gebruik gemaakt van de theorie van de verdeling in evenwicht over vaste en waterfase. Bij de start van het onderzoek wordt voornamelijk uitgegaan van historische gegevens van de lokatie en algemene gegevens met betrekking tot de onderhavige regio en de betreffende stoffen. Gedurende het nader onderzoek wordt steeds meer feitenmateriaal verzameld om de onderzoeksstrategie te verbeteren teneinde uiteindelijk een goede en betrouwbare prognose van de verspreiding te kunnen leveren. De uitgangspunten voor de vier voorspellings- cq. schattingsinstrumenten die worden toegepast bij de beoordelingsprocedure worden hierna kort toegelicht.

### *a. Voorspelling van de mobiliteit van de verontreiniging*

Om de mobiliteit van stoffen te kunnen voorspellen wordt de vertraging van de verontreiniging ten opzichte van de stroomsnelheid van het grondwater berekend. De vertraging wordt berekend met de verdelingscoëfficiënt, die afhankelijk is van stof- en grondeigenschappen. Voor organische verbindingen is de waarde voor de verdelingscoëfficiënt semi-empirisch bepaald en voor anorganische verontreinigingen empirisch. Voor de beschrijving van het gedrag van de verontreinigende stoffen zijn twee mobiliteitsklassen (mobiel en immobiel) gedefinieerd.

*b. Voorspelling van de stroomsnelheid en stroomrichting van het grondwater*

Uitgangspunt voor een beschrijving van de grondwaterstroming is dat gebruik kan worden gemaakt van bestaande gegevens die op regionale schaal zijn verzameld. Gedacht wordt hierbij aan grondwaterstanden en stijghoogten (isohypsenkaarten) en gegevens over de opbouw van de ondergrond met de bijbehorende geohydrologische parameters die in provinciale grondwaterplannen zijn opgenomen of uit TNO-grondwaterkaarten kunnen worden afgeleid.

*c. Schatting van de concentratie van de verontreiniging.*

De concentratie van een verontreiniging in het grondwater wordt berekend met behulp van de verdelingscoëfficiënt die ook gebruikt is bij de berekening van de mobiliteit.

*d. Schatting van de potentiële omvang van de verontreiniging na verspreiding*

Deze berekening geeft informatie over de voorraad verontreiniging die in de bodem nog beschikbaar is voor verspreiding. Uitgangspunt voor de berekening is dat de verontreiniging zich volledig verspreidt in de bodem of het grondwater totdat, na verdunning, de concentratie gelijk is geworden aan de toetsingswaarde. Hierbij wordt gebruik gemaakt van gegevens over de omvang van de verontreinigde lokatie en de concentratie van de verontreiniging in de lokatie. Doel van deze berekening is om onderbouwing te geven aan de prioriteitstelling tussen verschillende lokaties.

### 3. INSTRUMENTARIUM

#### 3.1 Algemeen

In dit hoofdstuk worden vier voorspellings- cq. schattingsinstrumenten aangeleverd die kunnen worden gebruikt in het kader van de beoordelingsprocedure voor verspreidingsaspecten:

- voorspellingsinstrument voor de mobiliteit (cq. retardatiefactor) van de stof;
- voorspellingsinstrumenten voor snelheid en richting van de grondwaterstroming;
- schattingsinstrument voor de concentratie van de stof in grondwater na verspreiding;
- schattingsinstrument voor de potentiële omvang van de verontreiniging.

De eerste twee hebben betrekking op het voorspellen van de parameters uit onderstaande vergelijking:

$$v_{\text{STOF}} = v_{\text{WATER}} / R_{\text{STOF}} \quad (1)$$

De stroomsnelheid van de verontreiniging, ( $v_{\text{STOF}}$ ), wordt geschat aan de hand van de retardatiefactor van de verontreiniging, ( $R_{\text{STOF}}$ ), en de stroomsnelheid van het grondwater, ( $v_{\text{WATER}}$ ). De laatste twee schattingsinstrumenten moeten een indicatie geven van de kwaliteit (concentratie) en de kwantiteit (potentiële omvang) van de verontreiniging na verspreiding.

#### 3.2 Voorspelling van de mobiliteit (cq. retardatiefactor) van de stof

De mobiliteit van de verontreiniging is afhankelijk van de mate waarin de verontreiniging wordt vertraagd ten opzichte van het grondwater; dit in verband met de processen sorptie en desorptie. Een maat voor deze vertraging is de retardatiefactor,  $R$ , die wordt geschat met behulp van bodem- en stoffeigenschappen (zie Tabel 1). De retardatiefactor wordt voornamelijk bepaald door de verdelingscoëfficiënt,  $K_p$ , die de verdeling van de verontreiniging tussen grond en grondwater weergeeft (Verg. 2, Tabel 1). Met behulp van de retardatiefactor worden twee mobiliteitsklassen gedefinieerd:

##### **KLASSE 1: IMMOBIELE STOFFEN**

Indeling in klasse 1 als:  $R \geq 100$  en  $c_w \leq S$

De snelheid van de verontreiniging is in dit geval maximaal 1% van de snelheid van het grondwater ter plaatse. In de Nederlandse situatie is de grondwatersnelheid in het algemeen 0,1-10 m jaar<sup>-1</sup>. Gebaseerd op een retardatiefactor van meer dan 100 betekent dit dat de stof zich met een snelheid van maximaal 0,1-10 cm jaar<sup>-1</sup> verplaatst zodat de kans dat de verontreiniging buiten de lokatie zal worden gevonden erg klein is. Bij een verhouding, tussen de dichtheid ( $\rho$ ) en de porositeit ( $\theta$ ) van de grond, van 5 betekent dit dat bij  $K_p$ -waarden van 20 of hoger sprake is van een immobiele stof. Indien de concentratie van de stof in het grondwater,  $C_w$ , hoger is dan de oplosbaarheid van de stof in water,  $S$ , dan kan de mobiliteit van de stof aanzienlijk hoger zijn dan op grond van de retardatiefactor kan worden geschat, omdat drijfslagen kunnen worden gevormd, die relatief snel uit een lokatie kunnen treden.

##### **KLASSE 2: MOBIELE STOFFEN**

Indeling in klasse 2 als:  $R < 100$  of  $c_w > S$

De snelheid van de verontreiniging is groter dan 1% van de snelheid van het grondwater of er is een kans op vorming van drijfslagen. Deze classificatie is gebaseerd op de retardatiefactor onder de gegeven omstandigheden en laat de mogelijkheid open dat een stof bijvoorbeeld in de bovengrond met een relatief hoog organische koolstofgehalte immobiel wordt genoemd en in de ondergrond met weinig organisch koolstof mobiel.

Tabel 1. Gebruikte vergelijkingen en symbolen bij beoordeling van de mobiliteit van verontreinigingen

Relatieve snelheid:	$V_{\text{STOF}} = V_{\text{WATER}} / R_{\text{STOF}}$	(1)
Lineaire sorptie:	$K_p = c_G / c_w$	(2)
Freundlich sorptie:	$c_G = K_p (c_w)^N$	(3)
Retardatiefactor:	$R = 1 + K_p \cdot \rho / \theta$	(4)
Organische verbindingen:	$K_p = 10^{4.45} f_{\text{OC}} S^{-0.67}$	(5)
Dissocieerbare org.verbindingen:	$K_p = f_{\text{ND}} 10^{4.45} f_{\text{OC}} (S_{\text{ND}})^{-0.67}$	(6)
Correctiefactor $f_{\text{ND}}$ :	$f_{\text{ND}} = 1 / (1 + 10^{\text{pH}-\text{pK}_a})$	(7)
Anorganische verbindingen:	$K_p = f(\text{pH}, \text{CEC}, f_{\text{OC}}, c_w)$	(8)

$V_{\text{STOF}}$  = de stroomsnelheid van de verontreiniging (m jaar<sup>-1</sup>)

$R_{\text{STOF}}$  = retardatiefactor; verhouding tussen de snelheid van het grondwater en de snelheid van de verontreiniging (dimensieloos)

$V_{\text{WATER}}$  = stroomsnelheid van het grondwater (m jaar<sup>-1</sup>)

$K_p$  = verdelingscoëfficiënt van stof tussen grond en grondwater (dm<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>)

$c_w$  = concentratie van de verontreiniging in grondwater (mg dm<sup>-3</sup>)

$c_G$  = concentratie van de verontreiniging in grond (mg kg<sup>-1</sup>)

$K_F$  = Freundlich-coëfficiënt (mg<sup>(1-N)</sup> kg<sup>-1</sup> dm<sup>N</sup>)

$N$  = exponent (dimensieloos)

$\rho$  = dichtheid van de droge grond (kg dm<sup>-3</sup>)

$\theta$  = vochtfractie van de grond (m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>)

$S$  = oplosbaarheid van de stof in water bij heersende pH bij 20° C (mg dm<sup>-3</sup>)

$S_{\text{ND}}$  = oplosbaarheid van de ongedissocieerde verbinding in water bij 20° C (mg dm<sup>-3</sup>)

$f_{\text{OC}}$  = fractie organisch koolstof van de grond (kg<sub>OC</sub> kg<sub>GROND</sub><sup>-1</sup>)

$f_{\text{ND}}$  = fractie van de verbinding die niet is gedissocieerd en dus in de ongeladen, hydrofobe vorm voorkomt (dimensieloos)

pH = zuurgraad van de grond van de lokatie (dimensieloos)

pK<sub>A</sub> = negatieve logaritme van de dissociatieconstante van de dissocieerbare verbinding (dimensieloos)

CEC = kationenuitwisselingscoëfficiënt van grond (mmol<sup>+</sup> kg<sup>-1</sup>)

Voor organische en anorganische verbindingen worden verschillende methoden gebruikt ter voorspelling van  $K_p$  (zie Tabel 1). Voor organische verbindingen is een semi-empirische benadering mogelijk die is gebaseerd op hydrofobe sorptietheorieën, terwijl voor anorganische verontreinigingen een volledig empirische benadering noodzakelijk is.

### Toelichting

- Bij deze benadering wordt aangenomen dat er evenwicht heerst tussen de concentraties van de stof in oplossing en aan de grond.
- Bij stofconcentraties hoger dan de oplosbaarheid gaat de relatie niet meer op. In dat geval wordt er van uit gegaan dat de verontreiniging geen vertraging ondervindt. Organische verbindingen met een dichtheid kleiner dan water kunnen lagen vormen die drijven op het

grondwater (drijfslagen). Organische verbindingen met een hogere dichtheid dan water verplaatsen zich sneller neerwaarts door de ondergrond.

- De theorie geldt voor zowel de onverzadigde zone als de verzadigde zone. Voor de verzadigde zone is de vochtfractie,  $\theta$ , gelijk aan de porositeit.
- Voor de verhouding  $\rho/\theta$  is bij de uitgevoerde berekeningen gekozen voor een waarde van 5. De dichtheid  $\rho$  (uitgedrukt in  $\text{kg dm}^{-3}$ ) bedraagt voor een zandige ondergrond doorgaans 1,5 - 1,6. Bij venige gronden, kleigronden en gronden met een hoog organische stof gehalte in de bovengrond komen lagere dichtheden voor (bijv. 1,0 - 1,4). In een zandige ondergrond bedraagt de porositeit 0,3 - 0,4; venige gronden en kleigronden hebben een hogere porositeit (bijv. 0,5 - 0,6). Als gevolg hiervan varieert verhouding  $\rho/\theta$  in een zandige ondergrond tussen 4,5 en 5, terwijl in een venige ondergrond en in kleilagen waarden van bijvoorbeeld 2 kunnen voorkomen. Aangezien bij het beoordelen van risico's van verspreiding het transport door veen- en kleilagen een aanzienlijk minder grote rol speelt dan het transport door een goed doorlatende zandige ondergrond is bij de berekeningen uitgegaan van een waarde van 5.

### 3.2.1 Organische verbindingen

De mate van sorptie van organische verbindingen kan worden geschat met behulp van relaties die gebaseerd zijn op de hydrofobe sorptietheorie. Deze theorie komt erop neer dat hydrofobe verbindingen liever aan of in het organische materiaal van de bodem hechten en een lage oplosbaarheid in water hebben. Deze methode wordt algemeen aanvaard als een redelijk betrouwbare manier ter voorspelling van  $K_p$ -waarden voor zowel land- als waterbodems. Lineaire relaties zijn daarmee gevonden tussen de hoeveelheid organisch stof (uitgedrukt als fractie organische koolstof,  $f_{oc}$ ) in de grond en de  $K_p$  van een hydrofobe verbinding. Verder zijn relaties gevonden tussen wateroplosbaarheid ( $S$ ), en de  $K_p$  (Karickhoff, 1981, Chiou et al., 1983). De  $K_p$  blijkt verder praktisch onafhankelijk van andere factoren zoals bijvoorbeeld het concentratieniveau van de verbinding, pH, zuurstofgehalte, CEC. Voor verschillende stofgroepen worden echter soms verschillende relaties gevonden. Op basis van verschillende onderzoeken werd door Verschueren (1985) een relatie gegeven voor  $K_p$  die voor alle hydrofobe verbindingen toepasbaar is (Verg. 5). De fout in de berekening van  $K_p$  kan globaal geschat worden op een factor 5 á 7 (van der Meijden en Driessen, 1986).

$$\text{Organische verbindingen: } K_p = 10^{4.45} f_{oc} S^{-0.67} \quad (5)$$

De retardatiefactoren ( $R$ ) die worden berekend met behulp van  $K_p$ -waarden volgens Verg. 4 (zie Tabel 1) van de belangrijkste organische verontreinigingen die in de Leidraad Bodemsanering staan worden gegeven in Tabel 2, voor  $f_{oc}$ -waarden van 0.1, 0.01 en 0.001 en een  $\rho/\theta$  verhouding van 5.

- Een  $f_{oc}$ -waarde van 0.1 staat model voor een bovengrond met een zeer hoog humus (organisch koolstof) gehalte; in veengrond komen hogere fracties organisch koolstof voor.
- Een  $f_{oc}$ -waarde van 0.01 is representatief voor een bovengrond met een laag organisch stof gehalte ofwel een ondergrond met relatief veel organisch stof.
- Een  $f_{oc}$ -waarde van 0.001 is representatief voor een organisch-stofarme ondergrond.

Tabel 2. Mobiliteitsbeoordeling aan de hand van de retardatiefactor (R) voor organische verbindingen. De retardatie factoren zijn berekend met behulp van de oplosbaarheid (S) en de fractie organische koolstof ( $f_{OC}$ ) van de bodem bij een  $\rho/\theta$  verhouding van 5 volgens Verg. 4 en 5.

	S (mg dm <sup>-1</sup> )	Retardatiefactor (R) en mobiliteit		
		$f_{OC}=0.1$	$f_{OC}=0.01$	$f_{OC}=0.001$
<b>AROMATEN</b>				
benzeen	1780	95 MOBIEL	10 MOBIEL	1.9 MOBIEL
ethylbenzeen	152	488 IMMOBIEL	50 MOBIEL	5.9 MOBIEL
tolueen	515	216 IMMOBIEL	22 MOBIEL	3.1 MOBIEL
xylenen				
xyleen (m)	180	435 IMMOBIEL	44 MOBIEL	5.3 MOBIEL
fenolen				
fenol	82000	8 MOBIEL	2 MOBIEL	1.1 MOBIEL
cresol (m)	23500	18 MOBIEL	3 MOBIEL	1.2 MOBIEL
<b>PAK'S</b>				
naftaleen	30	1444 IMMOBIEL	145 IMMOBIEL	15.4 MOBIEL
anthraceen	0.075	79925 IMMOBIEL	7993 IMMOBIEL	800.2 IMMOBIEL
fenanthreen	1.6	10286 IMMOBIEL	1030 IMMOBIEL	103.9 IMMOBIEL
fluorantheen	0.265	34309 IMMOBIEL	3432 IMMOBIEL	344.1 IMMOBIEL
pyreen	0.16	48108 IMMOBIEL	4812 IMMOBIEL	482.1 IMMOBIEL
benzo(a)pyreen	0.003	690716 IMMOBIEL	69072 IMMOBIEL	6908.1 IMMOBIEL
<b>GECHLOREERDE KWS</b>				
alif. Cl kws (tot.)				
1,1,1-TC-ethaan	4400	52 MOBIEL	6 MOBIEL	1.5 MOBIEL
1,2-DC-propaan	2700	72 MOBIEL	8 MOBIEL	1.7 MOBIEL
chloorethanol	1E+06	2 MOBIEL	1 MOBIEL	1.0 MOBIEL
chloorbenzenen (tot.)				
monochloorbenzeen	500	220 IMMOBIEL	23 MOBIEL	3.2 MOBIEL
1,2,3-TC-benzeen	12	2667 IMMOBIEL	268 IMMOBIEL	27.7 MOBIEL
hexachloorbenzeen	0.11	61836 IMMOBIEL	6185 IMMOBIEL	619.4 IMMOBIEL
chloorfenolen (tot.)				
chloorfenol (o)	26000	17 MOBIEL	3 MOBIEL	1.2 MOBIEL
2,3,4-trichloorfeno	1000	139 IMMOBIEL	15 MOBIEL	2.4 MOBIEL
pentachloorfenol	14	2406 IMMOBIEL	241 IMMOBIEL	25.0 MOBIEL
chloorpaks (totaal)				
chloortolueen(o)	159	473 IMMOBIEL	48 MOBIEL	5.7 MOBIEL
chloornaftaleen	265	336 IMMOBIEL	35 MOBIEL	4.4 MOBIEL
pcb's (totaal)				
trichloorbifenyyl	0.225	38284 IMMOBIEL	3829 IMMOBIEL	383.8 IMMOBIEL
pentachloorbifenyyl	0.12	58335 IMMOBIEL	5834 IMMOBIEL	584.3 IMMOBIEL
eox (totaal)				
bromoform	3190	64 MOBIEL	7 MOBIEL	1.6 MOBIEL
<b>OVERIGE VERBINDINGEN</b>				
tetrahydrofuran	888000	2 MOBIEL	1 MOBIEL	1.0 MOBIEL
pyridine				
tetrahydrothiofeen				
cyclohexanon	20000	20 MOBIEL	3 MOBIEL	1.2 MOBIEL
styreen				

Per stofgroep worden de  $K_p$ -waarden voor een drietal stoffen gegeven: een relatief hydrofobe stof, een gemiddelde en een relatief weinig hydrofobe. Voor chloorbenzenen staan bijvoorbeeld de  $K_p$ -waarden vermeld van monochloor-, een trichloor- en hexachloorbenzeen. Voor mengsels is het niet mogelijk om te volstaan met één  $K_p$ -waarde. In dat geval dient naar de afzonderlijke componenten uit het mengsel te worden gekeken.

In Fig. 3 wordt de retardatiefactor, R, van een organische verbinding gegeven als functie van zijn oplosbaarheid, S, en de organisch stof fractie van de grond,  $f_{OC}$ . In de figuur is aangegeven wanneer een stof als immobiel danwel mobiel wordt beoordeeld.

toelichting

-- Een aantal organische verbindingen komen in de bodem, afhankelijk van de pH, voor als ongeladen verbinding of in de ionvorm. De oplosbaarheid, de  $K_p$  en de retardatiefactor zijn dan afhankelijk van de pH. De  $K_p$  kan dan worden gecorrigeerd met  $f_{ND}$  de fractie van de stof die niet is gedissocieerd (Lagas, 1988). De oplosbaarheid van penta-chloorfenol bij pH 3 bedraagt bijvoorbeeld 14 mg  $dm^{-3}$  en bij pH van 8 14000 mg  $dm^{-3}$ . De voorspelling van de  $K_p$  (cq. R) van dissocierbare verbindingen kan worden uitgevoerd met Verg. 5 indien de wateroplosbaarheid bij de pH van de bodem bekend is. Indien deze waarde niet bekend is kan deze met behulp van Verg. 6 worden geschat.

-- Uit vergelijking 5 blijkt dat  $K_p$  onafhankelijk is van het concentratieniveau. Bij hogere concentraties kunnen echter afwijkingen optreden en gaat de lineaire relatie tussen  $c_G$  en  $c_w$  over in een Freundlich relatie (Verg. 3, Tabel 1). Aangezien de Freundlich-exponent, N, meestal kleiner dan 1 is kan vergelijking 3 gezien worden als een worst-case benadering.

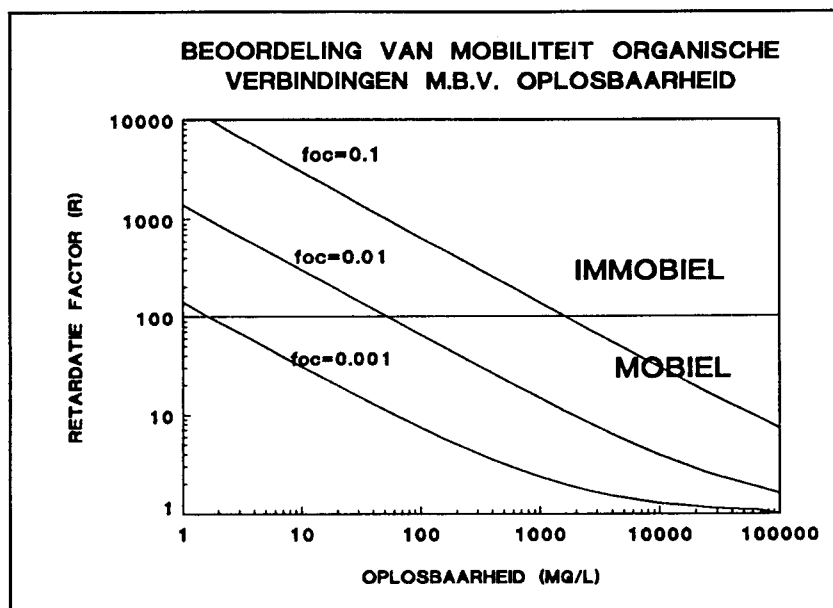
**3.2.2 Anorganische verbindingen**

De  $K_p$ -waarde van anorganische verbindingen is niet met een eenvoudige algemeen geldende relatie te schatten, omdat een rol speelt in welke vorm de verontreiniging zich in de bodem bevindt (speciatie). Bovendien is de mate van sorptie afhankelijk van de concentratie van de verontreiniging. Voor de beschrijving van deze processen ten aanzien van aanwezigheid in water of aan de vaste fase zijn geen algemeen geldende wetmatigheden te geven.

Toelichting

- Voor anorganische verbindingen geldt in het algemeen dat de oplosbaarheid en eventuele complexeringsreacties de mate van voorkomen in grondwater bepalen. Goed wateroplosbare of sterk complexerende stoffen zijn per definitie mobiel. De wateroplosbaarheid is afhankelijk van de samenstelling van de bodemoplossing. Zo is bijvoorbeeld natriumsulfaat goed wateroplosbaar maar bariumsulfaat niet.
- In het algemeen geldt dat nitraten, sulfaten, chloriden, bromiden, jodiden en fluoriden goed wateroplosbaar zijn. Hydroxiden, sulfiden, carbonaten en fosfaten zijn dat in het algemeen niet, met uitzondering van de natrium- en kaliumverbindingen. Voor de andere kationen, calcium, magnesium, barium geldt dat de wateroplosbaarheid matig tot slecht is.

Voor een aantal metalen is de sorptie beschreven met een Freundlich-isotherm gebruikmakend van veldwaarnemingen uit de literatuur, waarbij de coëfficiënten zijn gegeven als functie van een aantal grondeigenschappen (Van der Meijden, 1988) (zie Tabel 3).



Figuur 3. De mobiliteit van organische verbindingen als functie van de oplosbaarheid en de organische koolstof fractie van de grond.



Tabel 3. Freundlich constanten,  $K_F$  en  $N$ , voor metalen uitgedrukt als functie van de pH, OS (organische stof percentage; OS = ca. 170  $f_{OC}$ ) of CEC (van der Meijden, 1988). (N.B.  $c_w$  in  $mg\ m^{-3}$ )

metaal	log $K_F$ en $N$	geschatte fout	$c_w$ -range ( $mg\ m^{-1}$ ) (lit. gegevens)
arsen	log $K_F = 6.671 \cdot \log\ pH - 4.082$ N=0.417	factor 2.5	30 - $2.10^4$
cadmium	log $K_F = 0.302 \cdot \log\ OS + 6.955 \cdot \log\ pH - 5.917$ N=0.791	factor 7	0.1 - $8.10^3$
koper	log $K_F = 0.666 \cdot \log\ OS + 5.095 \cdot \log\ pH - 3.796$ N=0.722	factor 5	50 - $5.10^3$
lood	log $K_F = 5.55 \cdot \log\ CEC - 4.409$ N=0.597	factor 10	0 - $5.10^3$
nikkel	log $K_F = 0.105 \cdot pH + 0.020 \cdot CEC - 0.711$ N=0.195 $\cdot$ pH + 0.019 $\cdot$ CEC - 0.711	factor 5 á 30 afh. van $c_w$	0.1 - $1.10^3$
zink	log $K_F = -0.180 \cdot \log\ OS + 0.595$ N=0.459	factor 6	800- $1.10^5$

Tabel 4.  $K_p$ -waarden voor een zestal metalen bij verschillende bodemeigenschappen, berekend met behulp van de Freundlich parameters uit tabel 3.

	pH	4	4	4	6	6	6
	$f_{OC}$	0.1	0.01	0.001	0.1	0.01	0.001
	CEC	300	60	20	300	60	20
	C	R	R	R	R	R	R
arsen	100	294	294	294	4386	4386	4386
koper	200	$4.5 \cdot 10^{13}$	2905	279	$3.6 \cdot 10^{14}$	22918	2195
cadmium	10	136	69	35	2276	1135	567
lood	200	$3.7 \cdot 10^6$	481	2	$3.7 \cdot 10^6$	481	2
nikkel	200	31	112	139	381	1417	1763
zink	800	321	482	729	321	482	729

Met de data uit Tabel 3, zijn voor een zestal gronden de  $K_p$ -waarden berekend voor een concentratie gelijk aan de huidige C-waarde in water (zie Tabel 4). De berekening is uitgevoerd voor drie gronden met een fractie organische koolstof van resp. 0.1, 0.01 en 0.001. Voor deze drie gronden zijn CEC-waarden van resp. 300, 60 en 20  $mmol\ kg^{-1}$  gekozen. De  $K_p$  werd berekend voor een relatief lage pH van 4, en een reële pH van 6. De daarbij gevonden waarden hebben echter evenals de in Tabel 3 gegeven data een beperkte geldigheid en de mogelijke fout is relatief groot.

Van de overige metalen die worden vermeld in de Leidraad bodemsanering: molybdeen, chroom, cobalt, tin, barium en kwik zijn geen relaties bekend waarmee de  $K_p$ -waarde kan worden berekend, zodat deze moeten worden ingedeeld bij de mobiele stoffen. Aanvullend onderzoek hiernaar is noodzakelijk.

Bij beoordeling van de kans op verspreiding is informatie over de speciatie van de verontreiniging noodzakelijk. Een bijkomend probleem is dat metalen die nu immobiel zijn omdat ze zijn gebonden aan hydroxiden in de toekomst na jarenlange zure beregening mobiel kunnen worden.

Toelichting

- De vorm waarin metalen voorkomen (speciatie) is essentieel voor de mobiliteit in de bodem. Zo kunnen metalen gebonden zijn aan kleimineralen, organische stof of aan oxiden of hydroxiden waardoor ze immobiel zijn. Maar als het adsorptiecomplex van de grond vol is of het oplosbaarheidsprodukt van oxiden overschreden wordt dan worden ze mobiel. Bovendien kunnen metalen in oplossing worden gecomplexeerd en daardoor met het grondwater getransporteerd worden. Hetzelfde geldt voor andere anorganische verontreinigingen; vrijcyanide is bijvoorbeeld mobiel terwijl ijzercyanideneerslagen immobiel zijn. Aangenomen wordt dat door uit te gaan van veldwaarnemingen waaruit empirische relaties zijn ontwikkeld het speciatieprobleem voor een belangrijk deel geëlimineerd wordt.
- Bij lagere concentraties dan de C-waarde is de  $K_p$  meestal groter, omdat de exponent, N, uit de Freundlich-isotherm meestal kleiner is dan 1. Met betrekking tot mobiliteit is voor de berekening van  $K_p$ -waarden een conservatieve benadering gekozen, omdat bij een N van 1 een grotere  $K_p$  wordt berekend.

### 3.3 Voorspelling van de stroomsnelheid en stroomrichting van grondwater

#### 3.3.1 Inleiding

Gelet op de bij het diagnosegedeelte van het nader onderzoek te realiseren betrouwbaarheid vergt het modelleren en beschrijven van de verplaatsing van het grondwater en de verontreinigende stoffen over korte afstanden (meters) een onevenredige onderzoeksinspanning. De rekenmodellen waarmee dit zou kunnen worden uitgevoerd vereisen een groot aantal invoergegevens die in een dergelijk detail niet beschikbaar zijn. Uitgegaan wordt dan ook van bestaande gegevens die op regionale schaal zijn verzameld zoals grondwaterstanden en stijghoogten (isohypsenkaarten) en gegevens over de opbouw van de ondergrond met de bijbehorende geohydrologische parameters (k-waarden, c-waarden) die in provinciale grondwaterplannen zijn opgenomen of uit TNO-grondwaterkaarten kunnen worden afgeleid. Bedacht moet echter worden, dat gestreefd is naar een eenvoudige aanpak waarbij complicerende factoren in de schematisering van de ondergrond zijn vermeden.

Onderscheid is gemaakt in :

- de stroming in de onverzadigde zone;
- de stroming door de waterbodem;
- de stroming in watervoerende pakketten;
- de stroming door slechtdoorlatende lagen.

Ten aanzien van de grondwaterstroming wordt het volgende aangenomen. In de onverzadigde zone vindt het transport uitsluitend in verticale richting plaats, in watervoerende pakketten (aquifers) is naast horizontale stroming ook een verticale stromingscomponent aanwezig en in slechtdoorlatende lagen is uitsluitend vertikaal transport van belang. Geen rekening is gehouden met eventuele gelaagdheid van de aquifer, met sloten en drainage-systemen in de omgeving van de betreffende lokatie en met aanwezige grondwateronttrekkingen in de omgeving ten behoeve van de drinkwatervoorziening en de industrie. Een en ander betekent, dat de aangegeven verblijftijden cq. stroomsnelheden en indringingsdiepten moeten worden gezien als een benadering.

Voor het prognosegedeelte van het onderzoek kan in vele gevallen eveneens gebruik worden gemaakt van de hier beschreven methodiek. De bruikbaarheid ervan kan worden onderzocht door de verspreiding die met de aangenomen schematisering is voorspeld, te vergelijken met de meetresultaten van het nader onderzoek.

In die gevallen waar de geschatte verspreiding (sterk) afwijkt van de onderzoeksmetingen, is het deskundig gebruik van rekenmodellen niet uit te sluiten. Hiermee kunnen de noodzakelijke verfijningen in de schematisering zoals gelaagdheid, sloten en drainage-systemen en onttrekkingen van grondwater, in de berekeningen worden betrokken.

#### 3.3.2. De stroming in de onverzadigde zone

In aquifers met freatisch water kan de grondwaterstand aan de bovenkant vrij fluctueren. Afdekkende (slechtdoorlatende) klei/veenlagen zijn in een dergelijke situatie niet aanwezig en de verontreiniging die met de inzijgende neerslag wordt meegenomen kan direkt tot de aquifer toetreden. De hoeveelheid neerslag in Nederland bedraagt gemiddeld ca. 750 mm per jaar. Een gedeelte hiervan, het neerslagoverschot, is beschikbaar voor de aanvulling van het grondwater en percoleert door het niet met water verzadigde deel van de bovengrond (de onverzadigde zone) naar de met grondwater verzadigde zone.

Het tijdgemiddelde neerslagoverschot in zandgebieden kan gesteld worden op 0,5 - 1 mm dag<sup>-1</sup>. De waarde van 1 mm moet in grote delen van het land als een maximum worden beschouwd, dat optreedt als het gehele neerslagoverschot kan inzijgen.

In vele gevallen van bodemverontreiniging is dit evenwel niet het geval. Als gevolg van begroeiing, bebouwing, bestratingen, parkeerplaatsen en drainage-systemen wordt een gedeelte van het neerslagoverschot via rioleringen afgevoerd waardoor de grondwateraanvulling beduidend minder kan bedragen dan voornoemde 1 mm dag<sup>-1</sup>.

Uitgaande van door het KNMI gepubliceerde gegevens over neerslag en verdamping kunnen de volgende waarden voor de aanvulling van de grondwaterspiegel via het niet met water verzadigde deel van de bovengrond worden afgeleid. Voor bouwland bedraagt deze aanvulling ca. 350 mm jaar<sup>-1</sup>, voor grasland en voor loofbos ca. 250 mm jaar<sup>-1</sup> en voor naaldbos ca. 150 mm jaar<sup>-1</sup>. Hieruit volgt, dat voor begroeide oppervlakken een grondwateraanvulling kan worden aangehouden van 0,5 - 1 mm dag<sup>-1</sup>. De laagste waarde geldt voor bosgebieden en de hoogste waarde voor gebieden met bouwland. Voor 'kale' grond gelden hogere waarden dan voor begroeide oppervlakken: voor de grondwateraanvulling van niet begroeide gebieden kan een waarde tussen 1 en 2 mm dag<sup>-1</sup> worden aangehouden. Bij de hoogste waarde is de verdamping en de oppervlakkige afstroming gering. Lagere waarden worden bereikt bij een grotere verdamping en/of een grotere oppervlakkige afstroming.

Voor stedelijke gebieden is de grondwateraanvulling geringer dan voor begroeide oppervlakken. Afhankelijk van het rioleringsysteem en de afsluitende werking van de bestratingen geldt voor de aanvulling in dergelijke gebieden een waarde tussen 0 en 0,5 mm dag<sup>-1</sup>.

De onverzadigde zone aan maaiveld kan ook zijn samengesteld uit (slecht-doorlatende) klei/veenlagen. Het neerslagoverschot is hier geringer dan het gemiddelde van 1 mm dag<sup>-1</sup> voor zandgebieden. De oorzaken hiervan zijn een grotere verdamping en de mogelijkheid van oppervlakkige afvoer van neerslag naar open water omdat de neerslag niet onmiddellijk door de slecht-doorlatende lagen kan inzijgen. In dit rapport wordt voor kleigebieden voor het neerslagoverschot een waarde aangehouden van 0,5 mm dag<sup>-1</sup>.

Voor het vochtgehalte in de onverzadigde zone in zandgebieden is 20% als gemiddelde waarde aangenomen. In kleigronden is het vochtgehalte groter, maar een groot gedeelte van het vocht is opgeslagen in de microporiën en doet niet mee aan de stroming. Ook in kleigronden is als gemiddelde waarde een vochtgehalte aangehouden van 20%.

Bij het in hoofdzaak verticale transport van het neerslagoverschot door het niet met water verzadigde deel van de bovengrond (de onverzadigde zone) kunnen de verontreinigende stoffen aan maaiveld of in de ondiepe ondergrond meegenomen worden. De gemiddelde verblijftijd van het neerslagoverschot in de onverzadigde zone kan worden berekend uit de dikte (D) ervan, het vochtgehalte ( $\theta$ ) en het neerslagoverschot (NN) volgens Verg. 9.

$$t = \frac{D \cdot \theta}{NN} \quad (9)$$

- t = gemiddelde verblijftijd in jaren;  
 D = dikte onverzadigde zone in m (af te leiden uit de grondwaterstand in een peilbuis ter plaatse of uit isohypsenkaarten);  
 $\theta$  = volumefractie vocht 0,2;  
 NN = neerslagoverschot in m jaar<sup>-1</sup>.

De dikte van de onverzadigde zone varieert met de grondwaterstand. In de zandgebieden kunnen verschillen in dikte tussen het droge en het natte seizoen voorkomen van meer dan 1 m. In dergelijke gebieden kan met gemiddelde waarden voor de grondwaterstand worden gerekend. Deze gemiddelde waarden kunnen in vele gevallen worden afgeleid uit reeksen peilwaarnemingen die in het TNO-archief voor grondwaterstanden zijn opgeslagen of uit isohypsenkaarten van zomer- en wintersituaties.

Als de dikte van de onverzadigde zone op 1 m wordt gesteld en het neerslagoverschot voor zand- en kleibodems op resp. 365 en 180 mm per jaar, volgt uit Verg. 9 voor zandbodems een verblijftijd van 200 dagen per meter dikte ( $t = 0,55$  jaar) en voor kleibodems een verblijftijd van 400 dagen per meter dikte ( $t = 1,1$  jaar).

### 3.3.3 De stroming door de waterbodem

Infiltratie van oppervlaktewater naar de onderliggende aquifer kan optreden als het peil ervan hoger is dan de grondwaterstand/stijghoogte in de aquifer. Als de waterbodem in dergelijke situaties verontreinigd is, kunnen de aan het slib geadsorbeerde verontreinigingen door het infiltrerende oppervlaktewater worden uitgespoeld naar de aquifer en kan verspreiding van de uitgespoelde stoffen naar de omgeving optreden (Visser en Taat, 1989).

Is de verontreiniging eenmaal aangekomen in de aquifer dan kan een indruk van de mate van de verspreiding ervan worden verkregen op de in paragraaf 3.3.4 aangegeven wijze.

Bepalend voor de stroming door de waterbodem zelf is vooral de intredeweerstand van de bodem, maar ook de weerstand van de afdekkende lagen naast de waterloop, het verschil tussen het peil van de waterloop en het polderpeil, het doorlaatvermogen van de onderliggende aquifer en de stijghoogte van het grondwater in deze aquifer.

Voor een geohydrologisch systeem dat geschematiseerd kan worden tot één watervoerend pakket, kan het infiltratiedebiet in de stationaire situatie worden berekend volgens Verg. 10 (Heij, 1989). Hierbij wordt verder verondersteld dat het watervoerende pakket aan de onderzijde is begrensd door een ondoorlatende basis en dat de rivieroever ondoorlatend is.

$$Q_{1/2B} = \frac{kD}{\lambda_p} (H - \phi_B) \quad (10)$$

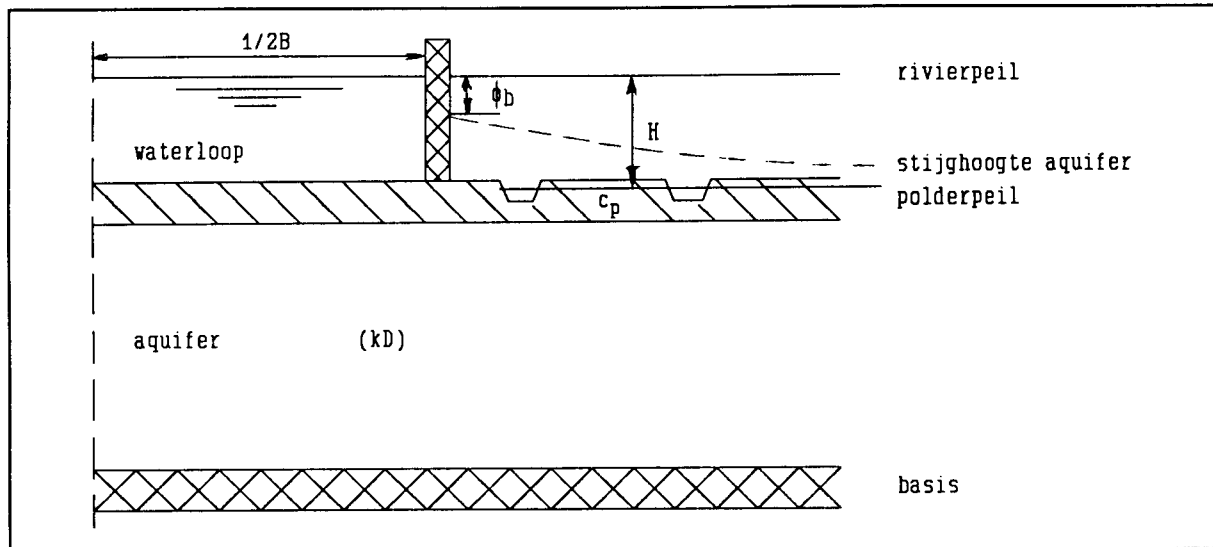
- $Q_{1/2B}$  = infiltratiedebiet over de halve rivierbreedte ( $m^3 \text{ dag}^{-1} m^{-1}$ );
- $kD$  = doorlaatvermogen van de aquifer ( $m^2 \text{ dag}^{-1}$ );
- $\lambda_p$  = spreidingslengte  $= \sqrt{kD \cdot c_p}$ , waarin  $c_p$  is de weerstand tegen verticale grondwaterstroming van de deklaag in de polder (m);
- $H$  = oppervlaktewaterpeil - polderpeil (m);
- $\phi_B$  = oppervlaktewaterpeil - stijghoogte aquifer onder de oever (m);
- $B$  = breedte van de waterloop (m).

In Fig. 4 is de geohydrologische situatie weergegeven. In situaties met een geringe weerstand tegen verticale grondwaterstroming van de rivierbodem wordt de term  $\phi_B$  in Verg. 10 klein omdat de stijghoogte in de aquifer onder de oever het peil van het oppervlaktewater benadert. De term  $(H - \phi_B)$  wordt dan groot waardoor het infiltratiedebiet min of meer de maximale waarde bereikt. Bij een grote intredeweerstand ontstaat een gering infiltratiedebiet. In een dergelijk geval wordt de stijghoogte in de aquifer onder de oever nauwelijks beïnvloed door het peil in de rivier. Stel dat de stijghoogte in de aquifer het polderpeil benadert, dan nadert de waarde van  $(H - \phi_B)$  in Verg. 10 naar 0.

Opgemerkt kan nog worden, dat de weerstand van de deklaag in de polder ( $c_p$ ) kan verschillen (groter of kleiner) van de weerstand van de rivierbodem.

De benodigde parameters om het infiltratiedebiet te berekenen zijn, met uitzondering van  $\phi_B$ , af te leiden uit de provinciale grondwaterplannen, TNO-grondwaterkaarten, waterstaatskaarten e.d.  $\phi_B$  is het verschil tussen het oppervlaktewaterpeil en de stijghoogte van het grondwater in de aquifer onder de rivieroever. Het is evenwel niet altijd mogelijk om in een dijklichaam een boring met peilfilters te plaatsen waaruit de betreffende stijghoogte in de aquifer kan worden afgeleid. In een dergelijk geval dient de stijghoogte op twee of meer lokaties loodrecht op de waterloop, op wat grotere afstand ( $x$ ) ervan, te worden bepaald. In een grafiek op semi-logaritmische schaal ( $x$  logaritmisch) geeft een rechte lijn door de gevonden stijghoogten voor de betreffende situatie de relatie tussen  $\phi_B$  en de afstand ( $x$ ) tot de waterloop. De waarde voor  $\phi_B$  kan op een afstand  $x = B$  worden afgelezen.

Met behulp van het infiltratiedebiet ( $Q$ ) kan de infiltratiesnelheid (in  $m \text{ dag}^{-1}$ ) worden berekend uit:



Figuur 4. Geohydrologisch schema van de waterbodem in een éénlaag systeem.

$$V_{\text{INF}} = \frac{Q}{B} \quad (11)$$

### 3.3.4 De stroming in de watervoerende pakketten

In de watervoerende pakketten kan de stroming van het grondwater worden ontbonden in een horizontale en een verticale component. De horizontale component kan worden berekend uit het verhang ( $s$ ) van het grondwater, de doorlatendheid van het pakket waarin de stroming plaatsvindt ( $k$ -waarde) en de effectieve porositeit ( $n$ ). Het verhang geeft de helling aan van de grondwaterspiegel in een gebied en kan worden afgeleid uit de eerder genoemde isohypsenkaarten die zijn opgenomen in de provinciale grondwaterplannen of uit de TNO-grondwaterkaarten. Een voor de Nederlandse zandgebieden veel voorkomende waarde voor het verhang is ca. 1:2500; ook steilere verhangen komen voor, bijvoorbeeld 1:1000. De stroomsnelheid van het grondwater ten gevolge van het verhang is groter naarmate het verhang steiler is. De doorlatendheid ( $k$ -waarde) van het zand waaruit de aquifer is opgebouwd, wordt bepaald door een aantal factoren zoals de korrelgrootte en het slibgehalte maar kan ook worden bepaald uit het doorlaatvermogen ( $kD$ ) van het watervoerende pakket.

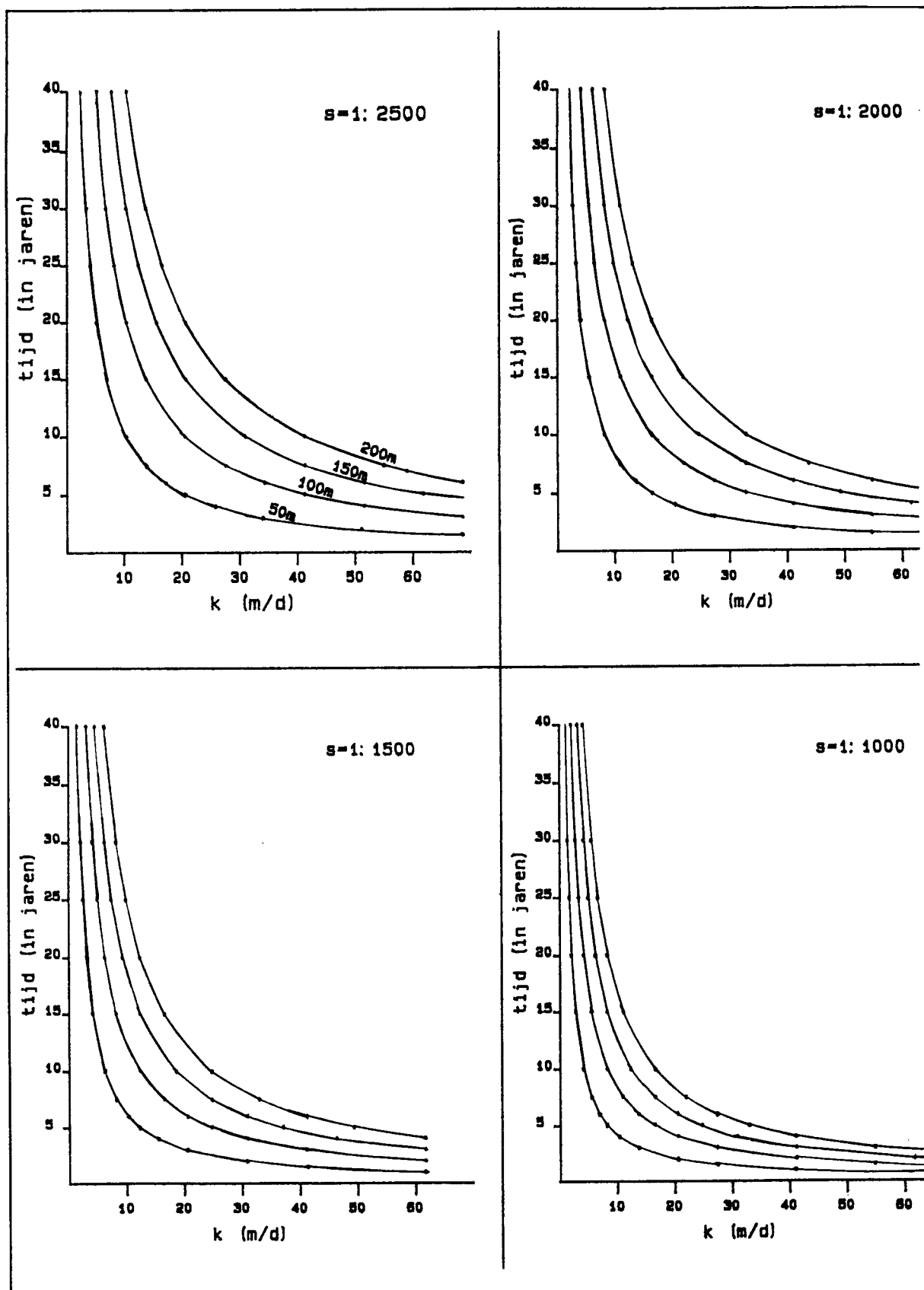
Contourenkaarten van deze parameter zijn meestal voorhanden en de (gemiddelde)  $k$ -waarde is af te leiden uit  $kD$  en de dikte van het pakket ( $D$ ). De effectieve porositeit wordt op 30% gesteld.

De stroomsnelheid in horizontale richting kan bij benadering worden bepaald uit de volgende relatie:

$$v = \frac{k * s}{n} \quad (12)$$

In Fig. 5 kan de horizontale verplaatsing van het grondwater bij gegeven tijd en  $k$ -waarde voor een verhang van 1:2500, 1:2000, 1:1500 en 1:1000 worden afgelezen.

De verticale stromingscomponent welke is op te vatten als een maat voor de diepte waarover het water na het passeren van de onverzadigde zone in een bepaalde tijd in de aquifer kan doordringen, kan worden bepaald uit de grootte van de grondwateraanvulling (maximaal 1 mm dag<sup>-1</sup>) en de porositeit van het zand waaruit de aquifer is opgebouwd. Bij de maximale grondwater-



Figuur 5. De horizontale verplaatsing van het grondwater bij gegeven tijd en  $k$ -waarde voor een verhang van resp. 1:2500, 1:2000, 1:1500 en 1:1000.

aanvulling en een effectieve porositeit van 30% bedraagt de indringingsdiepte ca. 1 m per jaar. In feite is een dergelijke aparte benadering van de grondwatersnelheid in horizontale en verticale zin niet geheel correct. Verondersteld wordt, dat de flux die de drijvende kracht vormt voor de horizontale stroming (berekend uit het verhang en de k-waarde) in het betreffende gebied niet wijzigt maar constant blijft. Dit is evenwel niet het geval. De hoeveelheid water die door het watervoerende pakket stroomt neemt toe tengevolge van de grondwateraanvulling. De onnauwkeurigheid die door de bovenstaande niet correcte veronderstelling ontstaat, is groter naarmate de afstand waarover wordt gerekend groter wordt. In dit rapport is als maximale afstand waarover wordt gerekend 200 m aangehouden.

De stroming van het grondwater in het watervoerende pakket in de omgeving van de verontreinigde lokatie vindt plaats van gebieden met een hogere naar gebieden met een lagere stijghoogte, langs een stroombaan loodrecht op de lijnen van gelijke stijghoogte volgend uit het betreffende isohypsenbeeld, waarbij wordt verondersteld dat de doorlatendheid onafhankelijk is van de richting. De isohypsenbeelden zijn in de meeste gevallen geconstrueerd uit de waarnemingen van stijghoogten op een bepaald tijdstip, soms zijn langjarig-gemiddelde isohypsenbeelden beschikbaar. Bovendien is het zeer wel mogelijk dat het stromingspatroon in de tijd wijzigt (seizoens en jaarlijkse fluctuaties) of is gewijzigd tengevolge van bijvoorbeeld ruilverkavelingen, het inrichten of verdwijnen van grondwaterwinningen, de herziening van peilbesluiten en dergelijke. De nauwkeurigheid waarmee het verhang kan worden vastgesteld is derhalve niet zo groot. Indien hiervoor geen nadere onderbouwing is te geven, kan de stromingsrichting die volgt uit het isohypsenbeeld over een hoek van 90° (2 maal 45°) worden gedraaid. Verondersteld wordt dan, dat de verplaatsing van het verontreinigde grondwater in het hierdoor ontstane gebied over de maximaal mogelijke afstand plaatsvond of plaats kan vinden.

### 3.3.5 De stroming door slechtdoorlatende lagen

Klei- en veenlagen, maar ook fijnzandige eventueel slibhoudende zandlagen worden als slechtdoorlatend (weerstandbiedend) beschouwd. De stroming door dergelijke lagen wordt vertikaal verondersteld.

De hoeveelheid grondwater die per oppervlakte-eenheid door een slechtdoorlatende laag kan stromen is afhankelijk van het verschil in stijghoogte over de laag en de weerstand tegen verticale grondwaterstroming (de hydrologische parameter  $c$ ).

De hoeveelheid kan worden berekend met Verg. 13:

$$Q = \frac{\Phi_1 - \Phi_2}{c} \quad (13)$$

$Q$  = de hoeveelheid grondwater die door de laag stroomt ( $\text{m}^3 \text{dag}^{-1} \text{m}^{-2}$ );

$\Phi_1$  = de stijghoogte van het grondwater in het bovenliggende watervoerende pakket (m);

$\Phi_2$  = de stijghoogte van het grondwater in het onderliggende watervoerende pakket (m);

$c$  = de weerstand tegen verticale grondwaterstroming (dag);

Het stijghoogteverschil ( $\Phi_1 - \Phi_2$ ) is veelal bekend uit peilingen in een waarnemingsput met een filter boven en onder de beschouwde slechtdoorlatende laag of kan worden afgeleid uit de reeds eerder genoemde provinciale grondwaterplannen of uit TNO-grondwaterkaarten. Een positief verschil ( $\Phi_1$  groter dan  $\Phi_2$ ) betekent dat de grondwaterstroming door de  $c$ -laag van boven naar beneden plaatsvindt en een negatief verschil ( $\Phi_1$  kleiner dan  $\Phi_2$ ) houdt in dat kwel van beneden naar boven optreedt. De gemiddelde weerstand tegen verticale grondwaterstroming ( $c$ -waarde) kan, indien beschikbaar, worden afgeleid uit pompproeven in de omgeving van de verontreinigde lokatie of is in de vorm van contourkaarten aangegeven in voornoemde provinciale plannen of TNO-kaarten. De  $c$ -waarde kan ook worden berekend uit de dikte ( $D$  in m) van de slechtdoorlatende laag en de doorlatendheid,  $k$ -waarde ( $\text{m dag}^{-1}$ ), volgens  $c = D/k$ .

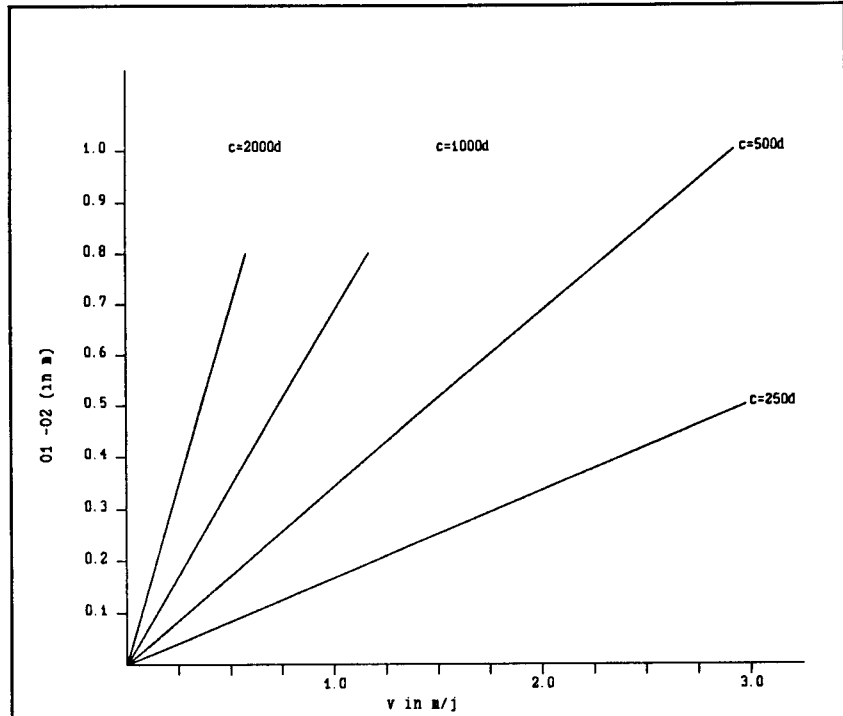
De bovengenoemde gemiddelde waarden voor de weerstand betreffen meestal geregionaliseerde waarden van uit onderzoeken verkregen gegevens. Met name in situaties met onderbrekingen ("gaten") in afsluitende lagen, kunnen gemiddelde waarden voor een bepaalde lokatie een foutief



beeld van de weerstand opleveren. Dergelijke onderbrekingen kunnen de gemiddelde waarde die uit bijvoorbeeld pompproeven wordt afgeleid enigszins reduceren, terwijl de  $c$ -waarde ter plaatse van de onderbreking onder de betreffende lokatie nul is. De aan te houden gemiddelde weerstand van een afsluitende laag in onderzoeken in het kader van bodemsanering moet derhalve nader worden geïnterpreteerd met behulp van bijvoorbeeld ter plaatse uit boringen verkregen informatie over de opbouw van de ondergrond.

De verblijftijd van het grondwater in slechtdoorlatende lagen kan worden vastgesteld door de porositeit in de berekeningen te betrekken.

De poriën waardoor het verdringingstransport kan plaatsvinden bepalen de reeds eerder genoemde effectieve porositeit ( $n$ ). Deze waarde ligt voor slechtdoorlatende lagen in een range van 10 - 40%. Een bij dit soort berekeningen veel gebruikte schatting voor de effectieve porositeit is een waarde van 25%. In Fig. 6 kan de snelheid van de grondwaterstroming door slechtdoorlatende lagen voor een aantal  $c$ -waarden bij een gegeven stijghoogteverschil worden afgelezen.



Figuur 6. Stroomsnelheid door slechtdoorlatende lagen bij een gegeven  $c$ -waarde en stijghoogteverschil.

### 3.4 Schatting van de concentratie van een stof in het grondwater.

De schatting van de concentratie van een verontreiniging in het grondwater is geen eenvoudige zaak, hoewel de principes die gehanteerd zullen worden wel eenvoudig zijn. De concentratie in het grondwater wordt bepaald door de concentratie in de bodem  $c_G$  (de voorraad) en de verdelingscoëfficiënt  $K_p$ :

$$c_w = c_G / K_p.$$

Een voorwaarde aan de concentratie in het grondwater is dat de concentratie maximaal gelijk mag zijn aan de oplosbaarheid van de stof, dus:

$$c_w \leq S.$$

In de evenwichtssituatie, waarbij de snelheid van sorptie/desorptie (in de orde van uren-dagen) gering is ten opzichte van de grondwatersnelheid (maanden-jaren), zou in principe  $c_w$  gemeten moeten kunnen worden. Een aantal factoren beïnvloeden de concentratie in het grondwater.

1. Indien een snelle uitputting van de voorraad in de bodem plaats vindt, zal  $c_w$  ook evenredig snel veranderen. Indien de verdelingscoëfficiënt  $K_p$  groot is en/of de stof in principe boven zijn oplosbaarheidsgrens zou komen, is dit juist niet het geval en kan lange tijd dezelfde concentratie waargenomen worden.
2. Door een voortdurend sorptie-desorptieproces gedurende de stroming van het grondwater door nog niet met deze stof verontreinigde grond, wordt de stof ten eerste vertraagd (zie mobiliteit), maar zal de concentratie in het grondwater beïnvloed worden door het organische stofgehalte ter plaatse. De totale hoeveelheid stof zal gelijk blijven, maar zich anders verdelen. Een hoger organische stofgehalte zal tot lagere concentraties in het grondwater leiden en omgekeerd.
3. Door omzetting, chemisch of biologisch, kan de concentratie ook verlaagd worden. In het algemeen worden tijdens een dergelijk proces meer polaire en daarmee ook mobieler metabolieten gevormd.
4. Door vervluchtiging zou een deel van de stof kunnen verdwijnen en tot lagere concentraties leiden. Tevens kunnen dispersie en verdunning met andere grondwaterstromen (bv. de grondwateraanvulling) aanleiding zijn tot lagere concentraties.

Om met name de concentratieverlagende processen te kunnen kwantificeren zou de strategie gevolgd kunnen worden om te trachten een halfwaardelengte te bepalen. De halfwaardelengte  $L_{50}$  is de afstand waarover de concentratie van een stof in het grondwater met 50 % afneemt. Hierbij wordt aangenomen dat de afname een eerste orde proces (of keten van processen) betreft.

$$c_{w,L} = c_{w,0} * \exp [ (- \ln 2 * L) / L_{50} ] \quad (14)$$

$c_{w,L}$  = grondwaterconcentratie op afstand L ( $\text{mg dm}^{-3}$ )

$c_{w,0}$  = grondwaterconcentratie bij de bulk ( $\text{mg dm}^{-3}$ )

L = afstand (m)

$L_{50}$  = halfwaardelengte (m)

Aangenomen wordt hierbij dat de snelheid van het grondwater over de afstand gelijk blijft, anders zou hiervoor ook gecorrigeerd moeten worden. Correcties voor het organische stofgehalte (en bij metalen kleigehalte) zijn hierbij wel noodzakelijk en de waargenomen concentraties dienen wel gerelateerd te worden aan de bodemconcentraties op het moment van uitloggen. Een niet-uitputtende bron vormt wat dit betreft een ideaal uitgangspunt.

### 3.5 Schatting van de potentiële omvang van de verontreiniging

Om de potentiële omvang van de verontreiniging te kunnen beoordelen kan worden berekend hoeveel kubieke meters grond of grondwater kunnen worden verontreinigd tot aan een toetsingswaarde als gevolg van verspreiding ervan. Als eerste benadering wordt daarbij verondersteld wordt dat de verontreiniging zich volledig zal verspreiden in de bodem via het grondwater totdat de concentratie gelijk is geworden aan de betreffende toetsingswaarde. Op deze wijze kunnen verontreinigde lokaties die verschillende verontreinigingen bevatten onderling worden vergeleken. Indien een verontreiniging immobiel is in de bodem kan een indruk worden verkregen van het grondverontreinigingspotentieel, BP (m<sup>3</sup>) dat wordt geschat met Verg. 15 (zie Tabel 5). Voor verbindingen die mobiel zijn in het grondwater kan worden berekend hoeveel kubieke meter grondwater kan worden verontreinigd tot aan de gekozen toetsingswaarde. Hierbij wordt er van uitgegaan dat ook datgene wat aan grond gebonden (c<sub>G</sub>) is, uiteindelijk in oplossing gaat. Het grondwaterverontreinigingspotentieel, WP (m<sup>3</sup>) wordt geschat met Verg. 16.

Tabel 5. Vergelijkingen en symbolen bij beoordeling van de omvang van de verontreiniging

$$BP = \frac{c_G}{T_G} V \quad (15)$$

$$WP = \left( c_w + c_G \frac{\rho}{\theta} \right) \frac{V n}{T_w} \quad (16)$$

- V = volume van de verontreinigde lokatie (m<sup>3</sup>)  
 c<sub>w</sub> = concentratie van de verontreiniging in grondwater (mg dm<sup>-3</sup>)  
 c<sub>G</sub> = concentratie van de verontreiniging in grond (mg kg<sup>-1</sup>)  
 T<sub>w</sub> = toetsingswaarde van de stof in grondwater (mg dm<sup>-3</sup>)  
 T<sub>G</sub> = toetsingswaarde van de stof in grond (mg kg<sup>-1</sup>)  
 BP = grondverontreinigingspotentieel (m<sup>3</sup>)  
 WP = grondwaterverontreinigingspotentieel (m<sup>3</sup>)  
 ρ = dichtheid van de droge grond (kg dm<sup>-3</sup>)  
 θ = vochtgehalte van de grond (dm<sup>3</sup> dm<sup>-3</sup>)  
 n = porositeit van de grond (dm<sup>3</sup> dm<sup>-3</sup>)

#### 4. TOEPASSING VERSPREIDINGSASPECTEN BIJ NADER ONDERZOEK

Bij het vaststellen van de onderzoeksstrategie van het nader onderzoek (Lamé en Bosman, 1990) is inzicht in de mobiliteit van de verontreiniging noodzakelijk. Fig. 7 geeft schematisch weer op welke wijze verspreidingsaspecten aan de orde komen in het Nader Onderzoek (delen I en II).

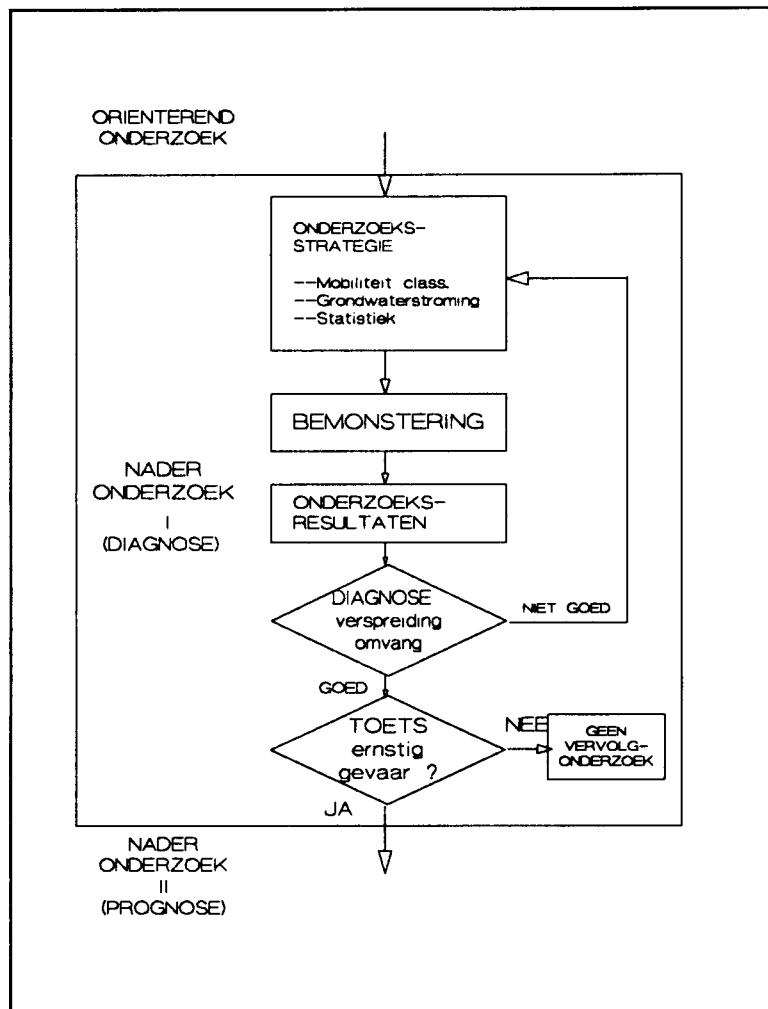
##### 4.1 Diagnose van opgetreden verspreiding van verontreiniging

De verontreinigingen die zich in de bodem van een lokatie bevinden worden ingedeeld in een mobiliteitsklasse met behulp van voorspellingsinstrument 1 (zie Paragraaf 2.2). Inzicht in de grondwaterstroming is op lokale schaal bij de bepaling van de onderzoeksstrategie slechts in beperkte mate mogelijk. De indeling van de verbindingen in mobiliteitsklassen vindt plaats aan de hand van voor mobiliteit resp. immobiliteit geldende worst-case situaties.

##### 4.1.1 Klasse-indeling

###### KLASSE 1: IMMOBIELE STOFFEN

Ongunstige omstandigheden voor immobiliteit zijn lage waarden voor  $f_{oc}$ , CEC, en pH:  $f_{oc} = 0.001$ ;  $CEC = 20 \text{ mmol}^+ \text{ g}^{-1}$  en  $pH = 4$ . Verbindingen die in deze grond een retardatiefactor groter dan 100 hebben kunnen bij de bemonsteringsstrategie worden beschouwd als immobiel.



Figuur 7. Schematische voorstelling van verspreidingsaspecten bij onderzoeksstrategie en diagnose.

###### KLASSE 2: MOBIELE STOFFEN

Ongunstige omstandigheden voor mobiliteit zijn een hoge  $f_{oc}$ , CEC en pH:  $f_{oc} = 0.1$ ;  $CEC = 300 \text{ mmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ ;  $pH = 6$ . Verbindingen die in deze grond een retardatiefactor kleiner dan 100 hebben kunnen bij de bemonsteringsstrategie worden beschouwd als mobiel. Dit geldt ook voor organische verbindingen waarvoor de concentratie in het grondwater hoger is dan de oplosbaarheid:  $c_w > S$ .

Toelichting

- Als concentraties hoger zijn dan de oplosbaarheid zijn de verbindingen niet in opgeloste vorm aanwezig maar als aparte vloeibare fase in de waterfase. In dat geval kunnen de stoffen zich snel door de bodem bewegen en kunnen eventueel lagen worden gevormd, die op het grondwater drijven (drijfslagen) of vloeistoflagen die door het zoete grondwater heen zakken.

**4.1.2 Onderzoeksstrategie**

Na het voorspellen van de mobiliteit van de in de verontreinigde lokatie aanwezige verbindingen kan met behulp van voorspellingsinstrument 2 worden aangegeven met welke snelheid en in welke richting het grondwater stroomt. De volgende onderzoeksstrategie (zie ook Tabel 6) kan dan worden gevolgd:

*onderzoeksstrategie voor mobiele stoffen:*

- relatief uitgebreide analyse van grondwater onder en in de omgeving van de verontreinigde lokatie;
- analyse van grond ter plaatse van de lokatie;
- eventueel analyse van grond op grotere diepte en in de omgeving van de lokatie (afhankelijk van concentraties in het grondwater).

*onderzoeksstrategie voor immobiele stoffen:*

- beperkte analyse van het grondwater ter plaatse van de lokatie;
- zeer beperkte of geen analyse van het grondwater in de omgeving van de lokatie;
- analyse van grond ter plaatse van de lokatie.

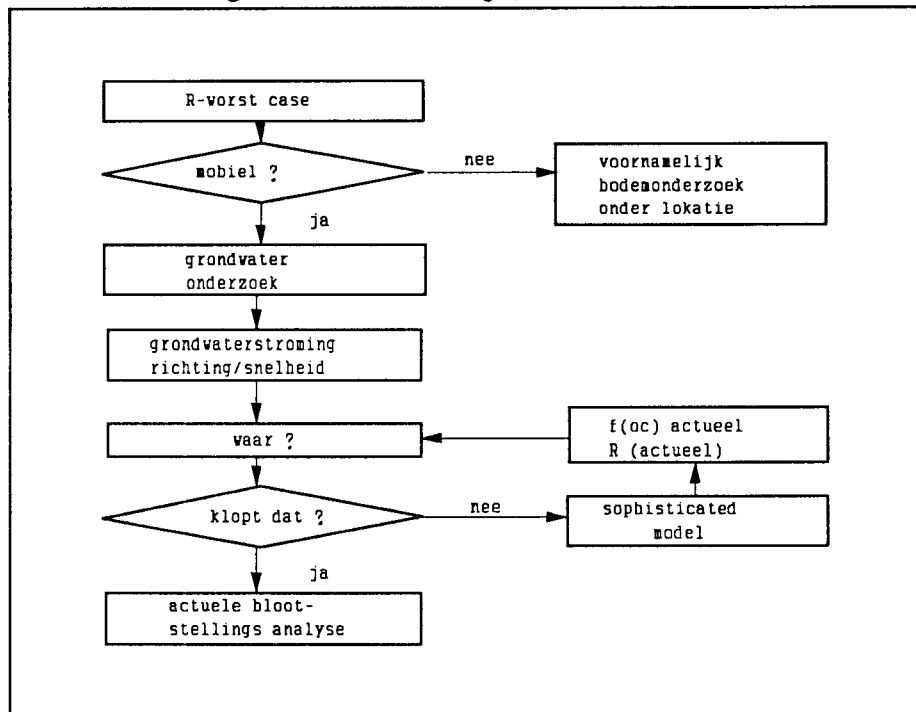
Tabel 6. Overzicht van de onderzoeksstrategie in diagnosefase aan de hand van de mobiliteit van de verontreiniging.

	op lokatie	buiten lokatie
mobiele stof	grondonderzoek grondwateronderzoek	(grondonderzoek ?) grondwateronderzoek
immobiele stof $R > 100$ en $c_w < S$	grondonderzoek (grondwateronderzoek ?)	- -

#### 4.1.3 Beoordelingsprocedure

Fig. 8 geeft schematisch weer hoe de beoordelingsprocedure in de diagnosefase daarna plaatsvindt. Na uitvoering van de analyses dient te worden nagegaan in hoeverre reeds verspreiding van de verontreiniging heeft plaatsgevonden. Hierbij wordt gebruik gemaakt van hydrologische gegevens die een indicatie geven van de richting (horizontaal en/of verticaal)

waarin de verontreiniging kan zijn verspreid en met welke snelheid (*waar?*) en van de verdeelingsgegevens om een indicatie van de te verwachten concentraties te krijgen (*hoeveel?*). Hiertoe dienen de onderzoeksresultaten te worden vergeleken met de resultaten van het model (*klopt dat?*). Bij verschillen tussen schattingen en metingen wordt het verspreidingsmodel verfijnd en wordt meer actuele informatie zoals stof- en bodemparameters ( $f_{oc}$ , pH) alsmede hydrologische parameters verzameld.



Figuur 8: Schema voor de beoordeling van het verspreidingsrisico (diagnose).

Hierbij wordt steeds minder uitgegaan van een worst-case situatie en steeds meer gekozen voor een lokatiespecifieke benadering.

Ten aanzien van de concentratie geldt dat met name de kwantificering van de afnameprocessen een rol moet spelen in dit diagnoseproces. De basisconcentratie kan op basis van actuele gegevens worden vastgesteld. Het iteratieproces wordt voortgezet totdat de diagnose is voltooid en voldoende gegevens voorhanden zijn voor de prognose van verspreidingsrisico's in het tweede deel van het nader onderzoek. In verband met de vele problemen bij het schatten van de grondwaterconcentraties hoeft de diagnose niet uitputtend te worden geïtereerd voor de vaststelling hiervan. Wel noodzakelijke gegevens zijn:

- de (maximaal gemeten) grondwaterconcentratie;
- de grootte van de bulk t.o.v. de grondwaterconcentratie;
- eventuele wisselingen in het organische stofgehalte in de bodem rond de lokatie.

Voordat de diagnosefase kan worden afgesloten dienen de actuele  $f_{oc}$  en  $R$  alsmede de (actuele) hydrologische parameters te worden geschat.

#### Opmerking

--Hoewel in Fig. 7 de toets voor "ernstig gevaar" staat vermeld na het iteratieproces is toetsing in een eerder stadium (bijv. na de eerste stap) op zijn plaats. De toets is echter pas volledig als deze zowel voor grond als grondwater is toegepast.

## 4.2. Prognose van de kans op verspreiding van verontreiniging

### 4.2.1 Schatting van de potentiële omvang van de verontreiniging

In de prognosefase kan een indruk worden verkregen van de potentiële omvang van de verontreiniging met behulp van de vergelijkingen gegeven in Paragraaf 3.5.

De verontreiniging van de bodem kan worden beschouwd als een voorraadvat waarin een hoeveelheid verontreiniging is opgeslagen die in de loop van de tijd beschikbaar zou kunnen komen door verspreiding. De urgentie van sanering kan mede afhankelijk van de grootte van het voorraadvat en de snelheid van het leeglopen ervan bepaald worden.

Als eerste benadering wordt daarbij verondersteld wordt dat de verontreiniging zich volledig zal verspreiden in de bodem via het grondwater totdat de concentratie gelijk is geworden aan de betreffende toetsingswaarde. Op deze wijze kunnen verontreinigde lokaties die verschillende verontreinigingen bevatten onderling worden vergeleken. Indien een verontreiniging immobiel is in de bodem kan een indruk worden verkregen van het grondverontreinigingspotentieel, BP ( $m^3$ ) dat wordt geschat met Verg. 15 (zie Tabel 5).

Het grondwaterverontreinigingspotentieel, WP ( $m^3$ ) wordt geschat met Verg. 16. Bij de berekeningen van BP en WP wordt gebruik gemaakt van locatiegebonden waarden van de benodigde variabelen.

### 4.2.2 Prognose van verspreiding t.b.v. berekeningen van blootstellingsrisico

Indien sprake is van mobiele stoffen dient een prognose gemaakt te worden van de mogelijke verspreiding van de stoffen, maar ook van de mogelijk optredende concentraties. Hierbij speelt met name de in de diagnosefase opgebouwde kennis een rol. In die fase is getoetst welk model toegepast kan/moet worden. Verder zijn uit die fase de verschillende gegevens over parameters beschikbaar. De concentraties kunnen geschat worden met behulp van de evenwichtstheorie over de verdeling van de stof over vaste en waterfase.

Er dient rekening gehouden te worden met wisselingen in het organische stofgehalte tijdens de verspreiding en eventuele afnameprocessen (via de halfwaardelengte). Bij reeds uitgeputte bodemverontreinigingen die geleid hebben tot een grondwaterverontreiniging (bv. mogelijk bij afvalstorten) zijn aanzienlijke fouten in de berekening mogelijk. Indien onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om iets over de afnameprocessen te kunnen zeggen, moet aangenomen worden dat deze afwezig zijn en kan dus alleen van de concentratie bepaald uit de verdeling worden uitgegaan.

Als ook de gemeten concentratie niet modelmatig kan worden verklaard dient als worst-case benadering te worden uitgegaan van deze gemeten concentratie (en zo nodig het maximum van de waarnemingen). Voor mobiele stoffen wordt de grondwaterstroming nader onderzocht. Daarbij kunnen lokale gegevens die de stroomsnelheid en de stroomrichting van het grondwater in de toekomst kunnen bepalen, worden betrokken. De snelheid waarmee het verontreinigingsfront zich verplaatst kan dan worden berekend, en tevens kan een indicatie worden gegeven of daarbij grondwater, oppervlaktewater of beide worden bedreigd.

Ook kan worden beoordeeld of objecten zoals huizen (verdamping en inhalatoire blootstelling) of volkstuincomplexen (opname door gewas, orale indirecte blootstelling) worden bedreigd.

Bemonsteringsvoorschriften voor grondwater- en luchtmonsters in combinatie met modelberekeningen voor verdamping worden gegeven door Kliet (1990).

Berekeningen voor verschillende blootstellingsvormen waarbij concentraties van bodem en oppervlaktewater als input worden gebruikt, worden beschreven door Linders (1990).

## 5.REFERENTIES

**Chiou, C.T., P.E.Porter and D.W.Schmedding (1983).**

Partition equilibria of non-ionic Organic Compounds between Soil Organic-humus and water. Environ.Sci. Technol., vol.17, no.4, 227-231.

**Heij, G.J. (1989)**

River-groundwater relationships in the lower parts of the Netherlands. J. of Hydrol., 108, 35-62.

**Karickhoff, S.W., (1981).**

Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on Natural Sediments and soils, Chemosphere, vol. 10, no. 8, 833-846.

**Kliest, J.J.G. (1990)**

Vaststelling van de potentiële en actuele inhalatoire blootstelling als gevolg van bodemverontreiniging. RIVM-rapport.

**Lagas, P., (1988)**

Sorption of chlorophenols in the soil, Chemosphere, 17, no 2, 205-216.

**Lamé, F.P.J. en R.Bosman (1990)**

Leidraad bodemsanering: nader onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van bodemverontreiniging. TNO-rapport R 89/171.

**Leidraad bodemsanering (1983)**

Uitgegeven in opdracht en onder redactie van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat-Generaal voor de Milieuhygiëne, Directie Bodem, Water, Stoffen (thans Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Bodem). Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

**Linders, J.B.H.J. (1990)**

Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen. Uitgangspunten en veronderstellingen. RIVM-rapportnr. 725201003.

**Meijden, A.M. van der, en A.P.T.Driessen (1986).**

Betekenis van het sorptie-evenwicht voor de verdeling organische (micro)verontreinigingen. Bodembescherming 54. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

**Meijden, A.M. van der (1988)**

Voorspellingsinstrument grondwatersaneringen. DHV-rapport: Deelproject 2: sorptie van zware metalen in de bodem DHV.

**Verschuieren, K. (1985)**

De distributie van natuurlijke en antropogene stoffen in mens en milieu. Landbouwniversiteit Wageningen, Vakgroep Gezondheidsleer, cursus medische milieukunde.

**Verschuieren, K. en R.Kolkhuis Tanke (1988).**

Risicoindexen voor grondwaterbedreigende stoffen. Micon Consultants.

**Visser, W. en J. Taat (1989)**

De invloed van vervuilde waterbodems op de grondwaterkwaliteit. Rapport Grondmechanica Delft, CO-298700/34.



**BIJLAGE 1. BEGRIPPENLIJST**

anionen	negatief geladen ionen
anorganische stoffen	niet tot de koolstofverbindingen behorende stoffen
aquifer	(=watervoerend pakket) bodemlaag die water goed doorlaat
complexering	(complexvorming) vorming van ionen uit deeltjes die ook als vrije deeltjes kunnen voorkomen
dichtheid van de droge grond	massa van de droge grond gedeeld door het oorspronkelijk volume van de grond
empirisch	gebaseerd op waargenomen verbanden tussen verschillende variabelen, zonder dat die verbanden theoretisch verklaard zijn
flux	hoeveelheid die per tijdseenheid door een bepaald oppervlak stroomt
hydrofoob	letterlijk watervrezend, onder natuurlijke omstandigheden niet met water mengend
infiltratie	binnentreden van water in de bodem. Vergelijk: kwel
isohypse	lijn op een kaart die de dichtst bijeen gelegen punten met gelijke stijghoogten van het grondwater met elkaar verbindt.
kationen	positief geladen ionen
kwel	naar boven gerichte waterbeweging, resulterend in het uittreden van grondwater aan het maaiveld via drains of via capillaire opstijging. Vergelijk: infiltratie
neerslagoverschot	(=nuttige neerslag= natuurlijke grondwateraanvulling) verschil tussen neerslag minus (interceptie) en evapotranspiratie
onverzadigde zone	deel van de grond boven de grondwaterspiegel, waarin de poriën zowel water als lucht bevatten
organische stoffen	koolstofverbindingen
pH	(=zuurgraad) grootheid die aangeeft of een waterige oplossing zuur (pH < 7), basisch (pH > 7) of neutraal (pH = 7) is. De pH is gedefinieerd als de negatieve logaritme van de waterstofionen uitgedrukt in mol dm <sup>-3</sup>
porositeit	(poriëngehalte) volume van de poriën gedeeld door het totale volume van de grond
retardatie	vertraging van het stoftransport in de bodem ten opzichte van de stroomsnelheid van het grondwater (bijvoorbeeld door adsorptie)
retardatiefactor	verhouding tussen de snelheid van het grondwater en de snelheid van de verontreiniging
sorptie	adsorptie en/of absorptie van ionen of moleculen aan bodemdelen
sorptie isotherm	relatie bij een bepaalde temperatuur tussen de concentratie van een bepaalde stof in oplossing en de aan de vaste bodemdelen gesorbeerde stof bij een chemisch evenwicht
verzadigde zone	zone in de bodem waarvan de poriën volledig met water zijn gevuld
worst-case benadering	benadering waarbij uitgegaan wordt van de voor het milieu meest ongunstige situatie