

GRASBOL: risiko's van het bewonen van verontreinigde lokaties

Wijk 51
Lijn 1000
Lijn 1000

Commissie voor Milieubeheer
MIRAS-advies 1-1999
september 1999
NL-1200 PA Arnhem

1200 Arnhem 02 - Bureau Streeklucht en Milieubeheer

**GRASBOL: risico's van het bewonen
van verontreinigde lokaties**

**René Kleijn
Ruben Huele
Ester van der Voet**

**Centrum voor Milieukunde
Rijksuniversiteit Leiden
Postbus 9518
NL-2300 RA Leiden**

CML report 83 - Section Substances and Products

Het rapport en de bijbehorende software (op 3½ inch DD diskette) kunnen op de volgende wijze worden besteld (kosten f 100 excl. BTW en verzendkosten; nota wordt per aparte post toegezonden):

- telefonisch: 071-277486

- schriftelijk: Bibliotheek CML, Postbus 9518, 2300 RA Leiden, hierbij graag duidelijk naam besteller en verzendadres aangeven.

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Kleijn, E.G.M.

GRASBOL : risiko's van het bewonen van verontreinigde lokaties / E.G.M. Kleijn, R. Huele en E. van der Voet. - Leiden : Centrum voor Milieukunde der Rijksuniversiteit Leiden. - (CML report ; 83)

Met lit. opg.

ISBN 90-5191-058-4

Trefw.: GRASBOL (computerprogramma) / bodemverontreiniging.

Druk: Biologie, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1992

INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING	i	
1	INLEIDING	1
2	DOELSTELLING EN DOELGROEPEN	3
3	RISIKOSCHATTING BIJ BODEMVERONTREINIGING	5
3.1	Inleiding	5
3.2	De centrale risikoschatting	5
3.3	Input en output voor de risikoschatting	8
4	BESTANDEN EN PROGRAMMADELEN BINNEN GRASBOL	9
4.1	Inleiding	9
4.2	Het bestand STOFFEN	10
4.3	Het bestand GROEPEN	11
4.4	Het bestand ACHTERGROND	11
5	BEWERKINGEN IN GRASBOL	12
5.1	Inleiding	12
5.2	Het bepalen van de totale blootstelling	12
5.2.1	Blootstelling via de bodem	12
5.2.2	Blootstelling via water	14
5.2.3	Blootstelling via lucht	14
5.2.4	Blootstelling via voeding	15
5.3	Schatting van de TDI's bij het ontbreken ervan	16
6	INTERPRETATIE VAN DE UITKOMSTEN VAN DE RISIKOBEREKENING	18
7	HANDLEIDING GRASBOL	20
7.1	Het installeren van GRASBOL	20
7.2	Het opstarten van GRASBOL	20
7.3	De deelprogramma's	
7.3.1	Het programma 'boom'	21
7.3.2	Het programma 'stoffen'	22
7.3.3	Het programma 'risiko'	23
7.3.4	Het programma 'bestand'	28
8	LITERATUUR	30

BIJLAGEN

- Bijlage I: Algemene vergelijkingen voor verwaarloosde blootstellingsroutes
- Bijlage II: Chemisch/fysische konstanten
- Bijlage III: Mobiliteit van zware metalen in de bodem
- Bijlage IV: Vergelijkingen m.b.t. het gedrag in het milieu
- Bijlage V: Risikogroepen

SAMENVATTING

In de afgelopen eeuw is de bodem in Nederland op vele duizenden plaatsen verontreinigd geraakt door diverse menselijke activiteiten. Het komt dan ook steeds vaker voor dat bewoners te horen krijgen dat de bodem waarop zij wonen verontreinigd is. Een eerste vraag die op dat moment bij vele bewoners opkomt is "is er gevaar voor onze gezondheid?". Deze vraag wordt gericht aan de lokale overheid of aan intermediaire organisaties zoals Nederland Giftvrij. Het hier gepresenteerde computerprogramma kan een hulpmiddel zijn bij een eerste grove beoordeling van het gezondheidkundig risico dat bewoners lopen.

In 1986 is er, op initiatief van de wetenschapswinkels van Leiden, Delft en Rotterdam, een programmeringsstudie Bodemverontreiniging, Bodemsanering en Bodembescherming uitgevoerd. Gebleken is daarbij onder andere, dat behoefte bestond aan een betere informatievoorziening ten behoeve van bewoners. Het signaleren hiervan heeft geleid tot het ontwikkelen van een PC-model dat aan deze behoefte zou moeten voldoen. Dit systeem heeft de naam GRASBOL gekregen: Gezondheidskundig Risiko-Analyse Systeem voor Bewoners van verontreinigde bodemLokaties. De eerste versie, GRASBOL 1.0 (Van der Naald et al., 1989), had het karakter van een proefversie. Deze proefversie is nader uitgewerkt tot GRASBOL 2.0 (Bus et al., 1989), waarin voor enkele stoffen de innameberekening en de risikobeoordeling gedetailleerd in een computermodel zijn geïmplementeerd. In dit rapport met de bijbehorende floppy wordt GRASBOL 3.0 gepresenteerd.

GRASBOL 3.0 is een computerprogramma dat gebruikt kan worden op een eenvoudige PC. GRASBOL bestaat uit een aantal programmadelen die afzonderlijk gebruikt kunnen worden. In eerste instantie kan met het programmadeel 'boom' bepaald worden of er, in een gegeven situatie, contactmogelijkheden zijn met bodem en grondwater. Met het programmadeel 'stoffen' kunnen belangrijke gegevens zoals toxiciteit, mobiliteit en chemisch/fysische eigenschappen worden opgevraagd voor ongeveer vijftig stoffen en stofgroepen. Wanneer de concentratie van de verontreiniging onbekend is kunnen deze gegevens een eerste indruk geven van de routes via welke blootstelling kan optreden. Het programmadeel 'risiko' bevat de eigenlijke schatting van het gezondheidkundig risico dat bewoners van verontreinigde lokaties lopen. Met behulp van enkele eenvoudige invoergegevens wordt de inname van een bepaalde stof via verschillende routes bepaald en vergeleken met een toxicologische norm. De concentratie waarin de stof in de bodem voorkomt is het enige gegeven dat bekend moet zijn om met 'risiko' te kunnen werken. Het eindresultaat wordt weergegeven als het verhoudingsgetal tussen inname en norm. Binnen GRASBOL wordt gewerkt met vele aannames en simplificaties. De uitkomsten mogen daarom zeker niet gezien worden als absolute uitspraken maar veeleer als een eerste indicatie van een mogelijk risico. Veel wordt binnen GRASBOL daarom overgelaten aan het inzicht van de relatief deskundige gebruiker voor wie het model bedoeld is.

GRASBOL is ontwikkeld om een uitspraak te doen over het gezondheidkundige risico's dat bewoners van verontreinigde lokaties lopen. Met GRASBOL kunnen daarom geen uitspraken worden gedaan over andere aspecten van bodemverontreiniging zoals de aantasting van natuurwaarden en risico's van ander gebruik van de bodem dan bewoning.

HOOFDSTUK 1

INLEIDING

Sinds de Lekkerkerk-affaire in 1980 is bodemverontreiniging een probleem gebleken dat in Nederland op grote schaal speelt. Er zijn inmiddels bij de overheid tienduizenden lokaties met verontreinigde bodem bekend, en nog minstens zoveel lokaties staan onder verdenking. In ongeveer 20% van de gevallen is er sprake van bewoning en daarmee van mogelijke gezondheidsrisiko's.

Het beleid van de overheid is geformuleerd in de Interimwet Bodemsanering, in werking getreden eind 1982. Het ligt in de bedoeling deze wet te integreren in de Wet Bodembescherming (1987), maar tot dusverre is dat nog niet het geval. In deze wet en de daarbij aansluitende Leidraad Bodemsanering worden regels gesteld voor de aanpak van bodemverontreinigingsgevallen. Het gaat daarbij onder andere om:

- de urgentiebepaling: op basis van normen m.b.t. concentraties van stoffen in de bodem (A-, B- en C-waarden; momenteel in herziening) en van enkele andere criteria zoals verspreidingskans en bestemming
- een stappenplan voor de aanpak van de verontreiniging in 6 fasen, lopend van inventariserend onderzoek tot en met nazorg.

Gemeentes en provincies hebben beide een belangrijke taak bij de uitvoering van dit beleid. Met deze uitvoering zijn grote bedragen gemeoid.

In 1986 is er, op initiatief van de wetenschapswinkels van Leiden, Delft en Rotterdam, een programmeringsstudie Bodemverontreiniging, Bodemsanering en Bodembescherming uitgevoerd. Gebleken is daarbij onder andere, dat behoefte bestond aan een betere informatievoorziening ten behoeve van bewoners. Het signaleren hiervan heeft geleid tot het ontwikkelen van een PC-model dat aan deze behoefte zou moeten voldoen. Dit systeem heeft de naam GRASBOL gekregen: Gezondheidskundig Risiko-Analyse Systeem voor Bewoners van verontreinigde bodemlokaties. De eerste versie, GRASBOL 1.0 (Van der Naald et al., 1989), had het karakter van een proefversie. Deze proefversie is nader uitgewerkt tot GRASBOL 2.0 (Bus et al., 1989), waarin voor enkele stoffen de innameberekening en de risikobeoordeling gedetailleerd in een computermodel zijn geïmplementeerd.

Op een studiedag over GRASBOL in 1989 is naar voren gekomen, dat een dergelijk programma niet zozeer geschikt is voor gebruik door bewoners zelf, maar eerder door min of meer deskundige intermediairs of adviseurs vanwege de blijvende noodzaak tot interpretatie van de uitkomsten van dergelijke risikoberekeningen. De versie van GRASBOL die in dit rapport besproken wordt, is dan ook in dat licht ontwikkeld. GRASBOL 3.0 verschilt van zijn voorgangers in een aantal opzichten:

1. Het aantal stoffen is sterk uitgebreid. In de huidige versie zijn ca. 50 van de meest voorkomende verontreinigingen opgenomen.
2. Er is een apart gedeelte in het programma, waarmee stofgegevens (eigenschappen en normen) uit een bestand opvraagbaar zijn. Op die manier kan een zekere indicatie verkregen worden van de aard van het eventuele risico, ook bij het ontbreken van meetgegevens. Hierbij wordt ingespeeld op de kennis van zaken van de gebruiker.

3. Er is rekening gehouden met de kans op blootstelling die in een bepaalde situatie te verwachten is, door de gebruiker vooraf aan de risikoberekening door een beslisboom te leiden waarin vragen die hiervoor relevant zijn beantwoord moeten worden.

4. Vanwege de grote onzekerheden is de risikoberekening gebaseerd op minder gedetailleerde gegevens dan bij GRASBOL 2.0 het geval was. Bepaalde, kleinere blootstellingsroutes zijn bijvoorbeeld verwaarloosd.

5. Op veel plaatsen in het programma kan de gebruiker zelf de aannames maken die nodig zijn voor het uitvoeren van de risikoberekening. Bovendien is het mogelijk in de bestanden veranderingen aan te brengen zodat de meest recente inzichten en gegevens opgenomen kunnen worden. Ook hierbij wordt de (relatieve) deskundigheid van de gebruiker weer als uitgangspunt genomen.

Bij het ontwikkelen van GRASBOL 3.0 is aangesloten bij de op dit moment meest recente gegevens van het RIVM.

In hoofdstuk 2 van dit rapport wordt ingegaan op de doelstelling en de doelgroep van het programma. In hoofdstuk 3 wordt een beschrijving gegeven van de opbouw en werking van een risikoschatting voor het bewonen van verontreinigde lokaties. Hoofdstuk 4 behandelt de verschillende bestanden en programmadelen die in het programma zijn opgenomen; de berekeningen die in het model plaatsvinden worden in hoofdstuk 5 weergegeven. In hoofdstuk 6 wordt de interpretatie van de uitkomsten van de berekeningen besproken; welke konklusies kan men nu wel en welke niet doen op basis van de uitgevoerde berekeningen. Een gebruikershandleiding is bijgevoegd als hoofdstuk 7.

HOOFDSTUK 2

DOELSTELLING EN DOELGROEPEN

GRASBOL is een model dat gericht is op het inschatten van gezondheidsrisiko's van bodemverontreinigingslokaties voor de bewoners ervan. In principe zijn de uitkomsten bruikbaar als hulpmiddel voor verschillende doeleinden. Te denken valt bijvoorbeeld aan gebruik door milieu-organisaties bij de voorlichting van bewoners, besluitname tot aktie of controle op overheden; aan gebruik door gemeentes of andere overheden bij een eerste snelle inschatting van de situatie; of aan gebruik door grotere gemeentes en provincies bij de prioritering van verschillende lokaties. Het centrale element van het programma is, onafhankelijk van de doeleinden waarvoor de resultaten gebruikt worden, de risikoschatting. Het programmeeldeel RISIKO berekent of schat de gezondheidsrisiko's van individuele bodemverontreinigingslokaties door de totale inname van bepaalde stoffen te berekenen en deze ter beoordeling te konfronteren met ADI-waarden (Acceptable Daily Intake) of de daarmee vergelijkbare TDI-waarden (Tolerable Daily Intake).

Voor de verschillende doeleinden zijn verschillende aanvullingen nodig om het programma bruikbaar te maken. Met de bewoners als doelgroep zal de nadruk moeten liggen op de toegankelijkheid van het model en de zorgvuldige presentatie van de risikoberekeningen. Voor de verschillende overheden is dit minder van belang.

In het verleden (Van der Naald et al, 1989; UBM studierapport 1989/2) heeft de nadruk sterk gelegen op de bewoners van verontreinigde lokaties als doelgroep. Om het programma direkt voor bewoners geschikt te maken zijn aanvullingen van de centrale risikoschatting noodzakelijk in twee richtingen. Enerzijds moet sterk de nadruk komen te liggen op de gebruikersvriendelijkheid van het programma om gebruik door niet-deskundigen mogelijk te maken. Anderzijds is van belang dat bijvoorbeeld het al of niet overschrijden van bepaalde TDI-waarden voor bepaalde groepen via een interpretatiestap wordt omgezet in advies of aanbevelingen voor handeling. GRASBOL zou daarom voor gebruik door bewoners veel kwalitatieve informatie moeten bevatten die opvraagbaar is op relevante manieren. Gesignaleerd is reeds dat een GRASBOL programma, ook met die uitbreiding, nooit het advies van een min of meer deskundig persoon kan vervangen (studiedag GRASBOL, 1989). Het kan daarbij hooguit ondersteunend zijn. Interpretatie van dit soort uitkomsten, zeker wanneer ze gebaseerd zijn op onvolledige gegevens, blijft een zaak voor een deskundige.

Het programma is dan ook niet gericht op gebruik door de bewoners zelf, maar door (min of meer) deskundige intermediairs. Deze kunnen op basis van de GRASBOL-uitkomsten de bewoners adviseren. Door deze inperking hoeft minder nadruk te worden gelegd op de gebruikersvriendelijkheid die een éénmalig gebruik door niet-deskundigen vereist. Wel zullen bepaalde gegevens uit het programma opleverbaar moeten zijn, zoals:

- stofkarakteristieken en mogelijke effecten
- gegevens m.b.t. belangrijkste verontreinigingroutes
- gegevens m.b.t. achtergrondblootstelling.

Ook voor de andere doeleinden en doelgroepen kan GRASBOL in principe geschikt worden gemaakt. Met name op het gebied van de prioritering van in principe te saneren lokaties zou het een geschikt instrument kunnen zijn, omdat hierbij geen absolute maar relatieve uitspraken vereist zijn die gemakkelijker te maken zijn. In de praktijk blijkt echter, dat de prioritering vaak op geheel andere overwegingen dan het vergelijken van risico's geschiedt. Met name de bestemming, maar daarnaast ook politieke overwegingen zijn daarbij van belang. Aan een instrument als GRASBOL is in dat geval minder behoefte.

De doelstelling zoals in het bovenstaande omschreven kan worden samengevat als het beantwoorden van de vraag of in een bepaalde bodemverontreinigingssituatie overschrijding van TDI-waarden te verwachten is bij bewoners. GRASBOL richt zich primair op het beantwoorden van deze hoofdvraag. Daarnaast is informatie uit het systeem opvraagbaar over de eigenschappen en het milieugegedrag van stoffen en over de relevante aanwezige bodemgerelateerde normen. Tenslotte is in het programma de mogelijkheid ingebouwd voor de gebruiker om zelf aanpassingen te maken in de ingevoerde gegevens. Nieuwe gegevens en inzichten kunnen daarmee ook in het programma opgenomen worden. De doelgroep is hiermee wel nadrukkelijk beperkt tot de groep van (min of meer) deskundigen, die het programma gebruiken als hulpmiddel bij voorlichting of onderzoek. Te denken valt dan aan milieu-organisaties, onderzoeksbureaus, wetenschaps- en chemiewinkels, en milieu-ambtenaren op gemeentelijk niveau.

In hoofdstuk 3 en volgende wordt ingegaan op de opbouw en structuur van de risicoschatting bij het bewonen van verontreinigde lokaties, op de benodigde input en output en op de rol van de gebruiker daarbij.

HOOFDSTUK 3

RISIKOSCHATTING BIJ BODEMVERONTREINIGING

3.1 Inleiding

De eerste vraag die opkomt bij bewoners wanneer ze een geconfronteerd worden met bodemverontreiniging is meestal "zijn er nadelige effecten voor de gezondheid te verwachten". Een absoluut antwoord op deze vraag kan niet worden gegeven. Wel kan een indicatie worden gegeven van het gezondheidskundig risico wat bewoners lopen. Om tot een uitspraak over de grootte van het risico te kunnen komen zullen een aantal stappen moeten worden doorlopen. In dit hoofdstuk zullen de stappen waaruit de centrale risikoschatting binnen GRASBOL bestaat worden beschreven.

3.2 De centrale risikoschatting

De stappen die gevolgd moeten worden om een uitspraak te kunnen doen over het mogelijke gezondheidskundige risico, wat bewoners van verontreinigde lokaties lopen, zijn de volgende:

1. De contactmogelijkheden.

De eerste vraag die beantwoord moet worden bij het inschatten van een mogelijk gezondheidskundig risico als gevolg van bodemverontreiniging is: "zijn er contactmogelijkheden aanwezig". Wanneer het oppervlak van de verontreinigde bodem bijvoorbeeld geasfalteerd is zijn de contactmogelijkheden tot een minimum beperkt. Met gegevens over de mobiliteit van de verschillende verbindingen kan de mogelijkheid van verspreiding van een verontreiniging naar aanliggende gebieden worden ingeschat zodat ook de contactmogelijkheden in deze gebieden kunnen worden bepaald.

2. Kwalitatieve beschrijving van de verontreiniging.

Om een indruk te krijgen van de aard van de verontreiniging is het nodig om te weten welke stoffen zich in de bodem bevinden.

3. De concentratie in de contactmedia

De concentratie moet bepaald worden om de inname van verontreinigingen te kunnen berekenen. Wanneer er gemeten is zal de range tussen de verschillende metingen vaak groot zijn. Er kan daarom getwijfeld worden over het getal dat ingevoerd gaat worden: moet het het gemiddelde, de mediaan, of een percentiel zijn of moeten er mengmonsters genomen worden? In GRASBOL wordt deze keuze van aan de gebruiker overgelaten.

4. De inname van de contactmedia

Hier treden verschillen op tussen de verschillende contactgroepen. Er worden vijf contactgroepen onderscheiden namelijk: kinderen van 1-3, volwassen mannen, volwassen vrouwen, zwangeren en vegetariërs. Ook hier kan weer discussie ontstaan over de te gebruiken invoer: gemiddelde, mediaan etc. De gegevens zoals deze in GRASBOL worden gebruikt zijn te vinden in Bijlage V.

5. De inname van de stof

Deze kan verdeeld worden per contactmedium en per inname-route en wordt bepaald uit de gecombineerde gegevens van stap 3 en 4, de concentratie in

de kontaktmedia en de inname van deze kontaktmedia. In GRASBOL worden de volgende inname-routes onderscheiden: maagdarmkanaal (oraal), longen (inhalatoir) en huid (dermaal).

6. De totale inname van de stof

Deze inname is waar het systemische effecten betreft additief voor dezelfde stof indien rekening gehouden wordt met de verschillende resorptiefactoren (% opname van de inname). Als de resorptiefactoren voor de verschillende inname-routes bekend zijn kan de totale inname worden omgerekend naar een fictieve totale inname via de inname-route waarvoor de norm geldt. De resorptiefactoren voor de verschillende kontaktmedia via één inname-route worden gelijk verondersteld. Ditzelfde gebeurt wanneer de resorptiefactoren voor slechts één inname-route of zelfs in het geheel niet bekend zijn, zoals vaak het geval is.

7. De achtergrond-blootstelling

Een aantal stoffen komen ook bij het leven op een 'schone' bodem al in kleinere hoeveelheden het lichaam binnen. Dit kan worden veroorzaakt door een bepaalde achtergrond-koncentratie die in het milieu aanwezig is of door bepaalde leefgewoonten (zoals roken, eetgewoonten, medicijngebruik, arbeidsomstandigheden etc.). Om de totale blootstelling aan een stof te verkrijgen wordt de gemiddelde achtergrondblootstelling opgeteld bij de blootstelling via bodemverontreiniging.

8. De uiteindelijke risikoschatting

Om een inschatting te maken van het gezondheidkundig risico¹ wordt in de voorgaande stappen de inname van de verontreiniging als gevolg van deze bodemverontreiniging berekend. Deze inname wordt vergeleken met een toxicologische norm voor de inname. De vraag kan nu gesteld worden welke toxicologische norm gebruikt moet worden om het gezondheidkundig risico in te schatten.

Bij het bepalen van toxicologische normen wordt gebruik gemaakt van diverse toxicologische gegevens. Wanneer gegevens voorhanden zijn van de effecten van blootstelling bij de mens kunnen deze gegevens worden gebruikt. Humane gegevens vormen echter slechts voor een zeer beperkt aantal stoffen afdoende basis voor normstelling. Voor de meeste stoffen wordt daarom een extrapolatie uitgevoerd van proefdier naar mens. In enkele gevallen kan wanneer het gaat om stoffen met een directe toxische werking gebruik worden gemaakt van QSAR's (Quantitative Structure Activity Relations) om een toxicologische norm te bepalen.

Bij dierproeven wordt onder andere de 'Dose Without Effect' ofwel DWE bepaald. Wanneer er meerdere dierproeven voorhanden zijn kan het 'No Effect Level' NEL worden bepaald door deze gelijk te stellen aan de laagst gemeten DWE. Uiteindelijk kan een TDI (Tolerable Daily Intake) bepaald worden door de NEL te delen door een VeiligheidsFaktor (VF).

$$TDI = \frac{NEL}{VF} \quad (1)$$

¹ Het gezondheidkundig risico wordt hier gedefinieerd als de kans dat negatieve effecten op de menselijke gezondheid optreden.

Wanneer een TDI geaccepteerd is door de WHO (World Health Organisation) wordt de term ADI (Acceptable Daily Intake) gebruikt. Voor de meeste stoffen die in de Leidraad Bodemsanering staan vermeld bestaat er echter geen ADI. Recentelijk heeft het RIVM echter voor alle in de Leidraad genoemde stoffen een toxicologische advieswaarde in de vorm van een TDI voorgesteld (Vermeire e.a., 1991). Voor stoffen die bewezen carcinogeen zijn voor de mens is een toelaatbare dagelijkse inname geformuleerd op basis van een extra risico van 1:10.000 per leven.

De berekende inname wordt uiteindelijk gedeeld door de TDI of risikokoncentratie zodat een verhoudingsgetal ontstaat. Wanneer dit verhoudingsgetal kleiner is dan één wordt gekoncludeerd dat er geen verhoogd risico is op gezondheidsschade door blootstelling aan de verontreinigende stoffen.

De acht genoemde stappen kunnen gevolgd worden door een stap waarin conclusies en aanbevelingen worden geformuleerd. In het geval van GRASBOL is dat echter een de taak die aan de gebruikers wordt overgelaten. De gebruiker van GRASBOL is immers het best op de hoogte van de verschillende aannames die tijdens de berekening gemaakt worden. Alle aannames die in het programma zelf gemaakt worden worden bij de beschrijving van de berekeningen aangegeven (Hoofdstuk 5). Wanneer bovenstaande acht stappen worden geanalyseerd kan een lijst worden gemaakt met de benodigde gegevens. Hieronder wordt in een tabel weergegeven welke gegevens nodig zijn samen met de mogelijke bronnen.

GEGEVENS	-	BRONNEN
1. welke stoffen zijn aanwezig	-	gebruiker
2. transport		
a. stofparameters (fys/chem)	-	bestand: STOFFEN
b. milieuparameters (bodemtype)	-	gebruiker
3. concentraties stoffen	-	gebruiker (meting)
4. inname contactmedia	-	bestand: RisikoGROEPEN
5. inname-routes	-	bestand: RisikoGROEPEN
6. achtergrondconcentraties	-	bestand: ACHTERGROND
7. inname-normen	-	bestand: STOFFEN

Wanneer bepaald is welke verbindingen voorkomen op de lokatie worden uit het bestand STOFFEN de betreffende inname-normen (TDI's) gehaald. In het geval dat deze normen niet bekend zijn wordt er een schatting gemaakt via de MAC-waarde (zie paragraaf 5.3). De gebruiker kiest zelf een risikogroep uit een gegeven lijstje. De risikogroep bepaald samen met de concentratie aan stoffen in de bodem de dagelijkse inname. Deze inname wordt getoetst aan de TDI of aan de berekende norm. Het uiteindelijke resultaat is een schatting van de mate van overschrijding van de norm.

3.3 Input en output voor de risikoschatting

Input

Om met GRASBOL een risikoschatting uit te kunnen voeren is een bepaalde minimale hoeveelheid informatie nodig. De minimale invoer bestaat uit informatie over:

- vorm van het oppervlak (kontaktmogelijkheden)
- (type) stof(fen)
- grondsoort (grof ==> klei/zand/veen)
- in beschouwing te nemen risikogroep
- percentage groentekonsumptie uit eigen tuin
- concentratie van de stof in de bodem

Daarnaast kan een gebruiker meer informatie invoeren naarmate er meer informatie beschikbaar is. Met name gegevens m.b.t. de concentraties in lucht, drinkwater en gewassen.

Output

Het uiteindelijke resultaat is een schatting van het risico dat mensen lopen op gezondheidschade door blootstelling aan de verontreinigende stoffen. De inname wordt berekend en getoetst aan de norm. Gegevens m.b.t. de bijdrage van verschillende blootstellingsroutes worden gegeven in het resultatenscherf van de risikoschatting.

Verder is de informatie welke in het stoffenbestand van GRASBOL aanwezig is gemakkelijk toegankelijk voor de gebruiker. De stofgegevens kunnen worden verdeeld in gegevens die van belang zijn voor de toxiciteit en carcinogeniteit van een stof en fysisch/chemische gegevens die van belang zijn voor de mogelijke verspreiding van een stof en tevens het belang bepalen van verschillende blootstellingsroutes. De fysisch/chemische stofgegevens worden binnen het programmeerdeel stoffen bewerkt zodat een aantal relevante parameters, zoals oplosbaarheid en mobiliteit, in kwalitatieve termen kunnen worden uitgedrukt.

Zeker zo belangrijk als het geven van de beschikbare data is het aangeven van eventuele lacunes in de kennis over de toxiciteit van een bepaalde stof. Ook het ontbreken van bepaalde gegevens wordt aangegeven.

In hoofdstuk 4 wordt aangegeven uit welke programma-delen GRASBOL is opgebouwd en welke bestanden aanwezig zijn waaruit gegevens worden geput voor de risikoschatting.

HOOFDSTUK 4

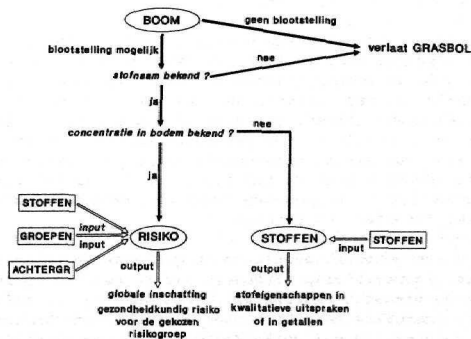
BESTANDEN EN PROGRAMMA-DELEN BINNEN GRASBOL

4.1 Inleiding

Bij het ontwerp van GRASBOL stonden een aantal doelgroepen voor ogen waaronder intermediaire organisaties tussen overheid, wetenschap en bewoners zoals milieugroeperingen, actiegroepen en lagere overheden. Dit heeft consequenties voor zowel de input, de output als de opbouw van het programma. Het programma is verdeeld in een aantal programmadelen welke in een bepaalde volgorde kunnen worden doorlopen:

- boom
- stoffen
- risico
- bestand

In figuur 4.1 is het verband tussen de verschillende programmadelen en bestanden schematisch weergegeven.



Figuur 4.1 : Schematische opbouw van GRASBOL

'Boom' is een globale kwalitatieve keuzeboom waarmee bepaald kan worden of blootstelling aan aanwezige verontreinigingen mogelijk is. Wanneer blootstelling kan worden uitgesloten heeft het inschatten van een mogelijk gezondheidkundig risico met behulp van 'risiko' geen zin.

'Stoffen' is het programma-deel waar chemisch/fysische stoffeigenschappen, toxicologische gegevens en normen zowel kwantitatief als kwalitatief worden weergegeven.

'Risiko' is het programma-deel waar de uiteindelijke risikoschatting plaatsvindt op basis van stoffeigenschappen en een aantal door de gebruiker in te voeren gegevens (zie paragraaf 3.3)

Met 'bestand' kunnen gegevens in het bestand STOFFEN worden gewijzigd. Daarnaast kunnen ook nieuwe stoffen worden toegevoegd.

In GRASBOL zijn een drietal reeds genoemde bestanden aanwezig namelijk :

- STOFFEN
- risicoGROEPEN
- ACHTERGRond

In de volgende paragrafen zullen de bestanden in GRASBOL en de mogelijkheden tot manipulatie van de hierin aanwezige gegevens nader worden beschreven.

4.2 Het bestand STOFFEN

Het bestand STOFFEN (stoffen.db) is gevuld met gegevens van ongeveer 50 stoffen en/of stofgroepen. Het bestand kan los van de risikobeoordeling worden gebruikt. Met behulp van het programmadeel 'bestand' kunnen de chemisch/fysische stofgegevens worden bekeken en gewijzigd. Ook is het mogelijk om een door wp leesbare ASCII-dump te genereren zodat een uitdraai gemaakt kan worden van het totale bestand.

In het programmadeel 'stoffen' worden op basis van de chemisch/fysische eigenschappen de verschillende stofkarakteristieken zoals mobiliteit in de bodem, verdeling over de compartimenten en toxiciteit kwalitatief en kwantitatief bepaald. In het bovenste deel van het scherm zijn de kwalitatieve uitspraken en kwantitatieve gegevens zichtbaar zoals bijvoorbeeld "stof is in kleigrond mobiel" en "de retardatiefactor bedraagt 10". In het onderste scherm zijn een aantal chemisch/fysische parameters van de stof weergegeven naast gegevens over de toxiciteit en een aantal relevante normen¹. Het is mogelijk om de gegevens voor afzonderlijke stoffen vanuit het programma-deel 'stoffen' te printen.

De berekeningen welke gebruikt worden om de gegevens in het bovenste deel van het scherm te genereren zijn afkomstig uit de recente serie RIVM-rapporten inzake de nieuwe C-waarden en de beoordeling van nieuwe stoffen (BNS-systeem). De gebruikte vergelijkingen zijn weergegeven in Bijlage IV. Opvallend is de belangrijke rol welke de octanol/water verdelingsconstante speelt in de meeste vergelijkingen.

De benadering via de octanol/water verdelingsconstante is echter alleen toepasbaar voor organische verontreinigingen. Voor anorganische verontreinigingen zijn geen eenvoudige algemeen geldende relaties op te stellen om het gedrag in de bodem te beschrijven. Bij anorganische verontreinigingen speelt de vorm (speciatie) waarin ze in de bodem voorkomen en de concentratie in de bodem een belangrijke rol bij de sorptie en opname processen. De

¹ De gegevens uit dit laatste scherm zijn afkomstig uit de volgende bronnen:

Chemisch/fysische data:	1. David R. Lide. (1990) en 2. Verschuuren (1983). In Bijlage I is een beschrijving gegeven van de verschillende chemisch/fysische eigenschappen.
Toxicologische data:	1. LD50: Verschuuren (1983) en 2. MAC: VROM/DGM (1991)
Normen:	1. tdi: Vermeire et al. (1991) en 2. A,B,C-waarden: VROM/DGM (1991)

speciatie is weer afhankelijk van het aantal ionen in de bodem, de pH, en het organische stof gehalte. Dit houdt in dat voor anorganische verbindingen geen verdelingskonstanten tussen de verschillende milieuc compartimenten kunnen worden geformuleerd. Wel kan de retardatiefactor met behulp van een aantal specifieke vergelijkingen (Lagas, 1990) worden berekend bij een concentratie in de bodem welke gelijk is aan de C-waarde (zie bijlage III).

Bij het bepalen van het gedrag van organische verbindingen in de bodem zijn een aantal processen van belang :

- oplossen
- vervluchtigen
- adsorptie
- uitspoelen
- afbraak

De bodem bestaat grofweg uit een drietal componenten waartussen de verontreiniging verdeeld wordt namelijk :

- water
- lucht
- (organisch) bodemmateriaal

Om de verdeling, de mobiliteit en de opname door planten van een verontreiniging te kunnen bepalen worden verschillende verdelingskonstanten gebruikt. Bij een dergelijke benadering wordt echter aangenomen dat het gehele verdelingsproces in evenwicht is, hetgeen niet altijd het geval hoeft te zijn. In Bijlage VI zijn de vergelijkingen gegeven welke gebruikt worden om het verdeling van stoffen tussen bodem, lucht, water en gewas te beschrijven.

4.3 Het bestand GROEPEN

Het bestand GROEPEN (groepen.dba) is niets meer dan een simpele database waarin een aantal gegevens welke specifiek zijn voor verschillende risikogroepen zijn opgenomen. Deze variabelen zijn : lichaamsgewicht, energieverbruik, ademvolume, waterinname, bodeminname en groeteinname. De inhoud van GROEPEN is weergegeven in bijlage V. Er is geen directe mogelijkheid om de gegevens uit dit bestand te veranderen.

4.4 Het bestand ACHTERGROND

Het bestand ACHTERGROND (achterg.dba) is net als GROEPEN een simpele database. Het bestand bevat de gemiddelde achtergrondblootstelling in Nederland voor een aantal stoffen uit het STOFFEN-bestand. De gegevens in dit bestand zijn afkomstig uit Vermeire et al. (1991). De inhoud van ACHTERGROND kan niet direkt worden veranderd.

In hoofdstuk 5 worden de bewerkingen in GRASBOL welke leiden tot de risikoschatting besproken.

HOOFDSTUK 5

BEWERKINGEN IN GRASBOL

5.1 Inleiding

Met de centrale risikoschatting binnen GRASBOL wordt bepaald of de aanwezigheid van een bepaalde verontreiniging in de bodem aanleiding kan geven tot negatieve effecten op de menselijke gezondheid (zie paragraaf 3.2). Om een inschatting te maken van het gezondheidkundig risico wordt eerst de totale inname van de verontreiniging als gevolg van deze bodemverontreiniging geschat. Deze inname wordt vervolgens vergeleken met een toxicologische norm voor de inname. De gebruikte normen (TDI en de risico-koncentratie) worden uitgedrukt in een maximale hoeveelheid stof die een mens per dag per kilogram lichaamsgewicht mag innemen zonder dat er gevaar is voor het optreden van schade aan de gezondheid. Om de blootstelling van een bepaald persoon te kunnen vergelijken met de TDI zal deze gedeeld moeten worden door het lichaamsgewicht van deze persoon. Een inname uitgedrukt in hoeveelheid stof per kilogram lichaamsgewicht per dag wordt een dosis genoemd. De totale dosis wordt bepaald door het optellen van de doses via alle mogelijke blootstellingsroutes. In de volgende paragraaf wordt dit nader uitgewerkt.

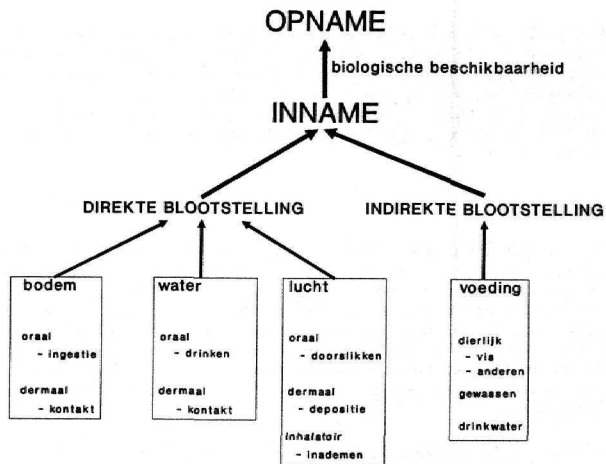
5.2 Het bepalen van de totale blootstelling

Bij het bepalen van de totale blootstelling als gevolg van bodemverontreiniging is uitgegaan van de methode zoals deze beschreven wordt door Linders (1990). Er zijn verschillende blootstellingsroutes mogelijk. Met blootstelling wordt bedoeld de inname van een bepaalde hoeveelheid stof. Er is echter vaak een verschil tussen de ingenomen hoeveelheid stof en de hoeveelheid stof welke daadwerkelijk wordt opgenomen door het lichaam. De opname kan via de biologische beschikbaarheid of de resorptiefactor worden bepaald uit de inname. In figuur 5.1 is weergegeven welke blootstellingsroutes van belang kunnen zijn.

Om de opname te kunnen bepalen is het nodig om kennis te hebben over de biologische beschikbaarheid van verschillende stoffen bij verschillende inname routes. Aangezien deze gegevens slechts zeer sumier aanwezig blijken te zijn wordt, tenzij anders aangegeven, gewerkt met een 'worst case' waarin wordt aangenomen dat de biologische beschikbaarheid gelijk is aan 1. Hierdoor wordt de opname gelijk aan de inname.

5.2.1 Blootstelling via de bodem

De opname via de bodem is van belang voor kinderen omdat ze tijdens het spelen vaak in aanraking komen met de grond. De verontreinigende stoffen kunnen via de mond (oraal) of via de huid (dermaal) het lichaam van de kinderen binnendringen. Ook voor volwassenen die veel tuinwerk verrichten kan de dermale blootstellingsroute van belang zijn.



Figuur 5.1: Schematische weergave van de totale blootstelling

Voor de dosis via orale opname via de bodem geldt de volgende algemene vergelijking :

$$\text{dosis} = \frac{c_b \cdot \text{ingestie}}{1000 \cdot l_g} \quad (\mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}) \quad (3)$$

c_b = concentratie in de bodem (mg kg⁻¹ grond droge stof)

ingestie = grondingestie (mg d⁻¹)

l_g = lichaamsgewicht (kg)

In deze vergelijking zijn twee variabelen afhankelijk van de risikogroep namelijk de ingestie en het lichaamsgewicht.

Voor de dosis via de dermale opname via de bodem geldt dat deze in de praktijk in vergelijking met de andere blootstellingsroutes zeer laag is. Bij het berekenen van de totale blootstelling wordt de dermale route daarom verder verwaarloosd. Een algemene vergelijking voor deze vorm van blootstelling is te vinden in Bijlage I.

5.2.2 Blootstelling via water

Buiten de blootstelling via drinkwater welke in de paragraaf over voeding aan de orde zal komen zijn er twee andere vormen van blootstelling namelijk via het drinken van grondwater en het contact met grondwater tijdens het spelen of het werken in de tuin. Omdat beide typen van blootstelling slechts zeer sporadisch zullen voorkomen kan er geen algemene schatting van deze vorm van blootstelling gemaakt worden. In specifieke gevallen kan deze route wel van belang zijn.

5.2.3 Blootstelling via lucht

Blootstelling via lucht kan zowel via de orale, de dermale en de inhalatoire route plaatsvinden. Het doorslikken van lucht en de in speeksel en slijm uit de luchtwegen neergeslagen deeltjes behoren tot de orale route. Aangenomen kan worden dat deeltjes groter dan $10 \mu\text{m}$ neerslaan en dat deeltjes kleiner dan $10 \mu\text{m}$ in de longen terecht komen. De opname via de orale route wordt niet gekwantificeerd. Aangezien deze route niet gekwantificeerd wordt wordt bij het bepalen van de blootstelling via de inhalatoire route geen rekening gehouden met het feit dat deeltjes groter dan $10 \mu\text{m}$ de longen niet bereiken.

De blootstelling via de dermale route bestaat uit de depositie van deeltjes uit de lucht op de huid. Ook deze vorm van dermale blootstelling is in de praktijk te verwaarlozen t.o.v. blootstelling via andere routes. Bij de berekening van de totale blootstelling wordt deze vorm van blootstelling niet meegenomen. Een algemene vergelijking voor deze vorm van blootstelling is te vinden in Bijlage I.

De dosis als gevolg van blootstelling via de inhalatoire route kan beschreven worden via de onderstaande vergelijking.

$$\text{dosis} = \frac{c_i \cdot \text{ademvolume} \cdot \text{abs. fakt.}}{lg} \quad (\mu\text{g kg}^{-1} \text{ dag}^{-1}) \quad (6)$$

c_i = concentratie in lucht ($\mu\text{g m}^{-3}$)

ademvolume = volume ingeademde lucht ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)

abs. fakt. = absorptiefactor voor de stof (-)

lg = lichaamsgewicht (kg)

In deze vergelijking zijn twee variabelen afhankelijk van de risikogroep namelijk het ademvolume en het lichaamsgewicht. Het ademvolume is weer afhankelijk van factoren zoals leeftijd, lichaamsgewicht en mate van activiteit. Voor de absorptiefactor wordt een waarde aangenomen van 0,75 (Linders, 1990).

Een bijzondere vorm van inhalatoire blootstelling kan plaats vinden tijdens het douchen. Wanneer er vluchtige verbindingen in de bodem aanwezig zijn welke tevens in staat zijn de drinkwaterleiding binnen te dringen zullen deze verbindingen tijdens het douchen voor blootstelling zorgen. Deze vorm van inhalatoire blootstelling is echter t.o.v. blootstelling via andere blootstellingsroutes te verwaarlozen. Een algemene vergelijking voor deze vorm van blootstelling is te vinden in Bijlage I.

5.2.4 Blootstelling via voeding

De blootstelling via de voeding kan worden verdeeld per type voedsel. Er worden vier typen voeding onderscheiden :

1. konsumptievis
2. konsumptiegewassen
3. voedingsmiddelen van dierlijke oorsprong anders dan vis
4. drinkwater

Met betrekking tot blootstelling aan stoffen als gevolg van bodemverontreiniging zijn vooral de blootstelling via konsumptiegewassen en drinkwater van belang. Mensen die vee hebben in eigen tuin of zelfs vissen eten 'uit eigen sloot' kunnen ook via deze routes worden blootgesteld.

De dosis via deze indirecte blootstelling wordt gekwantificeerd via de onderstaande vergelijking.

$$\text{dosis} = \frac{1000 * (f * \text{DVI}) * c_v}{\text{lg}} \quad (\mu\text{g kg}^{-1} \text{ dag}^{-1}) \quad (8)$$

f = gewichtsfractie van het voedingsmiddel in het totale voedingspakket (-)

DVI = totale gemiddelde dagelijkse voedselinname (kg d⁻¹)

c_v = concentratie in het voedingsmiddel (mg kg⁻¹)

lg = lichaamsgewicht (kg)

In deze vergelijking zijn zowel de gewichtsfractie, de gemiddelde voedselinname als het lichaamsgewicht afhankelijk van de risikogroep. Voor bewoners van verontreinigde lokaties is vooral de blootstelling via de consumptie van gewassen van belang. In specifieke gevallen, bij het vissen in 'eigen sloot' en het houden van eigen vee, kan echter ook de inname via vis en dierlijke produkten van belang zijn. In GRASBOL wordt alleen de inname via gewassen gekwantificeerd. De concentratie van de verontreiniging in het gewas wordt bepaald m.b.v. de plantenconcentratiefactor welke de verhouding aangeeft tussen de concentratie van een verontreiniging in de bodem en de concentratie van de verontreiniging in de plant (zie Bijlage IV)

Voor drinkwater kan direct gewerkt worden met een inname zodat onderstaande vergelijking overblijft.

$$\text{dosis} = \frac{\text{inname}_{\text{dw}} * C_{\text{dw}}}{\text{lg}} \quad (\mu\text{g kg}^{-1} \text{ dag}^{-1}) \quad (9)$$

$\text{inname}_{\text{dw}}$ = inname drinkwater (l dag⁻¹)

C_{dw} = concentratie in drinkwater ($\mu\text{g l}^{-1}$)

lg = lichaamsgewicht (kg)

Ook in deze vergelijking zijn de inname en het lichaamsgewicht de variabelen die afhankelijk van de risikogroep. De concentratie in het drinkwater wordt bepaald via de mogelijke permeatie van verontreinigingen door kunststofwaterleidingbuizen. De berekende permeatie is een 'worst case' benadering en is gebaseerd op een factor 50 verschil tussen de concentratie in het grondwater buiten de buis en de concentratie in het drinkwater binnen de buis (Matser et al., 1987).

5.3 Schatting van de TDI's bij het ontbreken daarvan

Niet voor alle stoffen is een TDI beschikbaar. De meest complete lijst van normen is de MAC-lijst. De MAC-waarde is echter geen toxicologische norm maar een bestuurlijk vast te stellen Maximaal Aanvaardbare Concentratie van een gas, damp, nevel of van een stof in de lucht op de werkplek. Uitgangspunt bij de vaststelling van MAC-waarden is dat de concentratie bij herhaaldelijke tot arbeidsleven omvattende blootstelling in het algemeen de gezondheid van de werknemers en die van hun nageslacht niet worden benadeeld (VROM/DGM, 1990). De MAC-waarden zijn gebaseerd op een advieswaarde welke wordt vastgesteld door een WerkGroep van Deskundigen (WGD), een advies uitbrengende commissie van het Directoraat-Generaal van de Arbeid. De MAC-waarde zelf wordt bepaald door de Commissie Grenswaarden Gezondheid-schadelijke stoffen (CGGS). De CGGS kan afwijken van het advies van de WGD wanneer het gebruik van de stof als maatschappelijk onvermijdelijk wordt beschouwd of wanneer de CGGS onoverkomelijke technische of sociaal-ekonomische problemen voorziet. In dat geval wordt een hogere MAC-waarde vastgesteld welke een zeker risico met zich meebrengt.

Er zijn een aantal redenen waarom MAC-waarden veel minder geschikt zijn voor het bepalen van gezondheidkundige risico's van bodemverontreiniging dan ADI's of TDI's.

1. MAC-waarden zijn beleidsmatige normen en geen toxicologische advieswaarden
2. Bij het vaststellen van MAC-waarden wordt uitgegaan van blootstelling via de lucht en er wordt geen rekening gehouden met blootstelling via andere routes
3. MAC-waarden zijn toepasbaar op gezonde, werkende, volwassen individuen en niet op kinderen, zwangeren, bejaarden en andere extra gevoelige groepen
4. MAC-waarden gelden niet voor een levenslange blootstelling maar voor een blootstelling van 40 uur per week en voor 30 arbeidsjaren.

Een feit blijft echter dat voor een aantal stoffen geen TDI bepaald is of kan worden wegens het gebrek aan toxicologische gegevens. Wanneer er geen TDI bekend is wordt daarom gewerkt met een waarde welke is afgeleid van de MAC-waarde. Om van de MAC-waarde naar een waarde te komen welke een gezondheidkundige bescherming geeft voor alle risikogroepen met een levenslange blootstelling wordt gewerkt met een veiligheidsfactor die op onderstaande wijze is vastgesteld :

MAC	"TDI"	faktor
8 uur per dag	24 uur per dag	8/24
5 dagen per week	7 dagen per week	5/7
30 jaar per leven	100 jaar (gehele leven)	30/100
per volwassen individu	per kilogram lich.gew.	1/60
per m ³ lucht	20 m ³ lucht per 24 uur	20
werkende volwassenen	gevoelige groepen	1/10

	TOTAAL	1/420

In totaal wordt er een veiligheidsfactor van 420 gebruikt om de MAC-waarde om te rekenen in een pseudo-TDI. Aangezien in het verdere verloop van de berekeningen met een biologische beschikbaarheid wordt gewerkt van 1 (zie 3.2.1) hoeft geen rekening gehouden te worden met de verschillen in resorptie via de orale route (TDI) en inhalatoire route (MAC-waarde).

HOOFDSTUK 6

INTERPRETATIE VAN DE UITKOMSTEN VAN DE RISIKOBEREKENING

Het GRASBOL-model is, zoals in voorgaande hoofdstukken is uitgewerkt, gericht op het inschatten van de gezondheidsrisiko's van het bewonen van verontreinigde lokaties. Dat betekent dat er een afbakening heeft plaatsgevonden ten opzichte van andere aspecten van de verontreinigde situatie:

- Er zijn geen uitspraken mogelijk over eventuele aantasting van natuurwaarden.
- Er kunnen geen uitspraken gedaan worden over de risico's van ander gebruik van de lokatie dan bewoning
- Er zijn geen kwantitatieve uitspraken mogelijk over de verspreiding van de verontreiniging naar andere lokaties.

Bovendien is het niet mogelijk een risikoschatting te maken wanneer geen minimale meetgegevens beschikbaar zijn (d.w.z. gegevens met betrekking tot de concentratie in de bodem).

Ook binnen de aangegeven afbakening is een aantal aspecten niet meegenomen bij het uitvoeren van de risikoschatting:

- Er wordt geen rekening gehouden met additionele of elkaar versterkende effecten van verschillende verontreinigingen.
- Er wordt geen rekening gehouden met lokatiespecifieke gegevens of individueel gedrag bij het bepalen van de blootstelling.

Daarnaast is gewerkt met grove afrondingen op een aantal gebieden:

- Er zijn slechts drie bodemtypen opgenomen in het systeem (zand, veen en klei).
- De verdeling van de verontreiniging over de verschillende milieukompartimenten wordt, wanneer deze niet bekend is, geschat uitsluitend op basis van de bodemconcentratie en stofeigenschappen.
- Het aantal onderscheiden risikogroepen is beperkt en de daaraan gekoppelde innames zijn een grof gemiddelde.
- De in het programma gehanteerde achtergrondblootstelling berust op een gemiddelde voor heel Nederland.

Bovengenoemde omissies en onzekerheden kunnen slechts voor een beperkt gedeelte worden opgelost door een nadere detaillering van het model. Wel kunnen, ter ondervanging van de onzekerheden, enkele aanpassingen van het model genoemd worden:

- Sommige lokatiekenmerken zijn zo bepalend voor de kans op blootstelling aan de aanwezige verontreiniging, dat zij in een aparte beslissing aan het begin van het programma zijn opgenomen. Het gaat hier met name om de afdekking en de diepte van de verontreiniging. Wanneer de kans op blootstelling zeer gering is, heeft het uitvoeren van de risikoberekening niet veel zin meer.
- Bij sommige stappen in het programma kan de gebruiker gegevens naar keuze invullen. Zo is het mogelijk, de concentraties in andere kompartimenten door het programma te laten berekenen, maar ook kunnen deze door de gebruiker worden gespecificeerd. De inname van groente uit eigen tuin kan door de gebruiker worden gevarieerd tussen 0 en 100%. Op die manier kan de gebruiker, door de gegevens te variëren, zelf een soort van gevoeligheidsanalyse uitvoeren die de robuustheid van de uitspraken aangeeft.
- In het stoffenbestand kunnen de gegevens gewijzigd worden. Op die manier kan de gebruiker bijvoorbeeld eigen stofgegevens invoeren, stoffen toevoegen in het bestand. Ook kunnen bijvoorbeeld de normen up to date gehouden worden door de gebruiker. Op deze manier kunnen ook gevoeligheidsanalyses worden uitgevoerd of worst case berekeningen worden gemaakt.
- Bij het ontbreken van meetgegevens kan met behulp van het stoffenbestand informatie over individuele stoffen worden opgevraagd. Op basis van stoffeigenschappen is het soms mogelijk uitspraken te doen over de aard van het effect, over de kans op verspreiding van de stof vanuit de verontreinigde lokatie, en over de vermoedelijk meest relevante blootstellingsroute.

Uit bovenstaande blijkt wel, dat de uitkomsten van de risikoberekeningen in geen geval geïnterpreteerd mogen worden als absolute uitspraken. Veeleer moeten deze uitkomsten gezien worden als indicatief, en als een signaal dat in de gegeven situatie nader onderzoek gewenst is. In het programma is geen expliciete mogelijkheid voor een gevoeligheidsanalyse ingebouwd. In de praktijk kan de gebruiker echter zelf een primitieve gevoeligheidsanalyse uitvoeren door het programmadeel 'risiko' een aantal keren te doorlopen met gewijzigde invoergegevens.

Voor gebruikers die in hun dagelijkse praktijk te maken hebben met bodemverontreinigingssituaties, kan GRASBOL 3.0 een hulpmiddel vormen bij de (eerste, grove) beoordeling ervan. Veel wordt daarbij overgelaten aan het inzicht van de gebruiker zelf.

HOOFDSTUK 7

HANDLEIDING

7.1 Het installeren van GRASBOL

GRASBOL wordt opgestart vanuit MS DOS. In principe is het mogelijk GRASBOL te runnen op een machine met alleen twee diskdrives door de deelprogramma's afzonderlijk te gebruiken. Een harde schijf wordt echter ten zeerste aanbevolen, vooral vanwege de hoeveelheid data die van en naar de schijf worden getransporteerd. Deze handleiding veronderstelt een installatie op harde schijf.

De installatie gaat als volgt:

```
C:\>a:  
A:\>install c:
```

Er wordt dan een directory GRASBOL aangemaakt waaronder de GRASBOL files weggeschreven worden.

7.2 Het opstarten van GRASBOL

Wanneer GRASBOL is geïnstalleerd, wordt het programma als volgt opgestart:

```
C:\>cd grasbol (deze stap is niet nodig direkt na installatie)  
C:\GRASBOL>grasbol
```

De titelpagina verschijnt dan op het scherm. Door op een willekeurige toets te drukken verschijnt het GRASBOL-menu, waarmee elk van de vier deelprogramma's van GRASBOL kan worden opgestart. De vier deelprogramma's hebben elk een eigen functie en zijn vanuit C:\GRASBOL> ook zelfstandig op te roepen.

Het scherm geeft dan een menu met de vijf mogelijkheden:

1 boom
2 stoffen
3 risico
4 bestand
5 stop

Het intypen van het nummer start het desbetreffende deelprogramma. De deelprogramma's kunnen ook worden gestart door vanaf de dos prompt de naam in te typen. Ieder programma heeft een eigen toepassingsgebied.

7.3 De deelprogramma's

Het programma 'boom' (1) dient om te vast te stellen of er sprake is van blootstellingsgevaar. Als daarvan sprake is, dan is het zinvol om 'risiko' (3) op te starten. Het moet dan wel bekend zijn om welke verontreiniging het gaat, en hoe hoog de concentratie in de bodem is. Wanneer wel bekend is om welke stof het gaat maar geen concentratiegegevens aanwezig zijn, kan het programma 'stoffen' (2) opgeroepen worden. Met het programma 'bestand' (4) kunnen gegevens over de in 'stoffen' opgenomen verontreinigingen worden aangevuld of gewijzigd. Met 'stop' (5) tenslotte wordt het programma GRASBOL verlaten.

7.3.1 Het programma 'boom'

Het programma 'boom' stuurt de gebruiker door een eenvoudige keuzeboom om te kunnen besluiten of op de betreffende lokatie wel sprake is van blootstellingsgevaar. Indien dit het geval is, en de verontreinigende stof en de concentratie ervan in de bodem zijn bekend, dan is het zinvol vervolgens het programma 'risiko' te gebruiken.

Het programma 'boom' is op te starten vanaf het GRASBOL-menu door 1 in te toetsen. Het kan ook direkt vanuit de GRASBOL directory worden opgeroepen:

```
C:\GRASBOL>boom
```

'Boom' begint met enkele vragen waarop het antwoord ingetypt moet worden en bewaard wordt door op F10 te drukken. Op het scherm wordt dit aangegeven. Het gaat daarbij om gegevens met betrekking tot de lokatie die vooral van belang zijn voor de identifikatie van het verontreinigingsgeval. Het antwoord op deze vragen wordt opgeslagen in een tekstfile: cases.txt. Dit is een ASCII file, direkt uit te printen in een tekstverwerkingsprogramma of vanuit MS DOS door het commando

```
copy cases.txt prn
```

De gegevens in deze file zijn niet in GRASBOL zelf te wijzigen, maar wel in de ASCII-tekst.

Na deze algemene vragen volgen enkele vragen die met ja of nee beantwoord moeten worden. Het antwoord op deze vragen bepaalt of er in dit specifieke geval kans bestaat op blootstelling aan de verontreiniging. Met de spatiebalk kan gewisseld worden tussen ja en nee; bevestiging van het antwoord geschiedt via [Enter]. Wanneer niet geheel duidelijk is wat het antwoord moet zijn, is onder F1 een beperkt help-programma te vinden. Dit kan verlaten worden door op een willekeurige toets te drukken.

Het programma 'boom' eindigt met een aanbeveling. Deze kan drie vormen aannemen:

- er is geen kans op blootstelling aan de verontreiniging: deze konstatering volgt wanneer alle vragen met nee beantwoord zijn
- er is wel kans op blootstelling: kontakt met de GGD wordt aanbevolen wanneer op één of meer vragen met ja geantwoord is
- er is wel kans op blootstelling: naast kontakt opnemen met de GGD is het bovendien zinvol het programma 'risiko' te doorlopen. Deze aanbeveling volgt bij het positief (met ja) beantwoorden van de voor 'risiko' relevante vragen.

7.3.2 Het programma 'stoffen'

Het programma 'stoffen' bevat informatie over 59 van de meest voorkomende verontreinigingen bij bodemverontreinigingslokaties. Het gaat hierbij om fysisch/chemische eigenschappen, om daarvan afgeleide verdelingscoëfficiënten tussen de verschillende milieucompartimenten, om effectgegevens met betrekking tot toxiciteit en carcinogeniteit en om normen met betrekking tot het voorkomen van de stoffen in het milieu en de inname ervan door de mens. Deze gegevens worden gebruikt in het programma 'risiko'.

Het programma 'stoffen' is op te starten vanaf het GRASBOL-menu door 2 in te toetsen. Het kan ook direkt vanuit de GRASBOL directory worden opgeroepen:

```
C:\GRASBOL>stoffen
```

Hierna verschijnt bovenin een menubalk met daarin drie opties: 'stof', 'edit', en 'stop'. Met de cursor kan hiervan één worden gekozen; bevestigen met [Enter]. Terug naar de menubalk gaat via [Esc].

Bij een keuze voor 'stof' verschijnt een kader met daarin in alfabetische volgorde de namen van de in het bestand opgenomen stoffen. Met de cursor kan in de lijst op en neer worden gegaan; selekteren van een stof voor nadere informatie geschiedt via [Enter]. Er verschijnt dan een lijst met bovengenoemde stofkarakteristieken. Het bovenste gedeelte bestaat uit een interpretatie van de 'kale' gegevens in termen die relevant zijn voor bodemverontreinigingssituaties: is de stof mobiel, gaat het om een vaste stof, is de stof vluchtig en dergelijke. Op die manier kan in een verontreinigingssituatie waarbij geen concentraties bekend zijn, toch iets worden gezegd over de vermoedelijk relevante blootstellingsroutes. Het onderste gedeelte bevat de 'kale' stofgegevens. Deze zijn te veranderen met behulp van het programma 'bestand' (zie § 7.3.4). Veranderingen in het onderste gedeelte beïnvloeden de uitspraken in het bovenste gedeelte.

Na het oproepen van een stof wordt door het programma een tekstfile aangemaakt: stof.txt. Dit file kan uitgeprint worden in een tekstverwerkingsprogramma of direkt vanuit MS DOS:

```
copy stof.txt prn
```

Het file stof.txt wordt overschreven bij elke nieuwe stof die opgeroepen wordt. Er kan dus slechts één stof tegelijkertijd worden uitgeprint.

Met 'edit' kan aan de gegevenslijsten per stof eigen commentaar worden toegevoegd. 'Edit' is alleen toegankelijk wanneer al voor een bepaalde stof gekozen is. Er verschijnt dan onder in beeld een kader waarin informatie als tekst kan worden weggeschreven. Het gaat hierbij om het toevoegen van commentaar dat de gebruiker van belang vindt. De gegevens van het bestand zijn uitsluitend via het programma 'bestand' te wijzigen. Door op F1 te drukken, verschijnen de editfuncties in beeld, op te heffen door drukken op [Enter]. Bewaren van de tekst geschiedt door F10 in te toetsen.

Via een keuze voor 'stop' op de menubalk wordt het programma 'stoffen' verlaten.

7.3.3 Het programma 'risiko'

Het programma 'risiko' dient om voor een bepaalde situatie een berekening te maken van de blootstelling van mensen aan de aanwezige verontreiniging, en deze te beoordelen aan de hand van een inname-norm. Voor de basisgegevens die zijn gehanteerd en de aannames die aan deze berekeningen ten grondslag liggen wordt verwezen naar hoofdstukken 4 en 5 van dit rapport. Om het programma te kunnen draaien moet minimaal bekend zijn om welke stof het gaat en in welke concentraties deze in de bodem voorkomt. Verder is het van belang te weten, welke grondsoort het gebied heeft, om welke risikogroep het specifiek gaat en of er sprake is van moestuinhouders, maar met deze gegevens kan ook, door het programma verschillende keren te laten draaien met telkens andere aannames, een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd om de invloed ervan op de uitkomsten vast te stellen.

Het programma 'risiko' kan worden opgeroepen door vanaf het GRASBOL-menu 3 te kiezen. Het kan ook vanuit de GRASBOL-directory direkt worden opgestart:

```
C:\GRASBOL>risiko
```

Op het scherm verschijnt dan het lege 'risiko'-kader met daaroverheen het kader met stofnamen, zoals dat ook in 'stoffen' te zien is. Met de cursor kan in de lijst op en neer worden gegaan; selekteren van de verontreiniging in kwestie geschiedt met [Enter].

Vervolgens verschijnt een kader met daarin 4 opties voor grondsoorten: klei, kleilig veen, veen, en zand. Ook hiertussen kan gewisseld worden met de cursor, de juiste grondsoort kan dan worden geselecteerd met [Enter].

klei
kleiig_veen
veen
zand

Het volgende kader dat verschijnt bevat de risikogroepen. Deze zijn gedefinieerd aan de hand van verschillen in inname van de verschillende milieukompartimenten, niet aan de hand van verschillen in gevoeligheid. Is er geen sprake van specifieke interesse voor één van de risikogroepen, dan is een keuze voor 'kinderen' als groep met de grootste inname per kg lichaamsgewicht de veiligste weg. Ook hier weer: wisselen met de cursor; selekteren door [Enter].

kinderen
mannen
vrouwen
zwangeren
vegetariërs

In het daarop volgende kadertje dient een percentage ingevuld te worden voor de consumptie van groente uit eigen tuin. Gewoonlijk zal dit niet bekend zijn. Wanneer men een worst case benadering wil volgen, kan 100% ingevuld worden. Voor een gemiddelde benadering zijn via verschillende onderzoeken wel percentages bekend over de consumptie van groente uit eigen tuin voor de gemiddelde bevolking. Een faktor van belang is dit vanzelfsprekend wanneer de lokatie volkstuinten bevat. Ook zal in het landelijk gebied de consumptie uit eigen tuin hoger zijn dan in de stad. Het getal dient ingevuld en met [Enter] bevestigd te worden om het op te nemen in de risico-berekening.

percentage groente uit eigen tuin:

In het kadertje dat nu verschijnt wordt gevraagd om de concentratie van de stof in de bodem in te vullen in mg/kg droge stof. Deze concentratie dient bekend te zijn voor het zinvol gebruik van 'risiko'. Vanzelfsprekend kunnen naar eigen inzicht aannames worden gemaakt over deze concentratie; de resultaten van de berekeningen hebben dan dezelfde onzekere status. Een dergelijke benadering kan zinvol zijn wanneer men zich bijvoorbeeld inzicht wil verschaffen in de hoogte van de concentratie in de bodem waarbij overschrijding van de toelaatbare dagelijkse inname plaatsvindt. Het getal dient ingevuld te worden en bevestigd met [Enter].

bodem mg/kg ds

Vervolgens verschijnen achtereenvolgens kaders die vragen bevatten met betrekking tot de concentratie van de verontreiniging in andere milieukompartimenten: water (waarmee drinkwater wordt bedoeld), lucht, en gewas. Deze concentraties kunnen onbekend, bekend of irrelevant zijn. Wisselen tussen deze keuzemogelijkheden geschiedt met de cursor, selekteren met [Enter].

Een voorbeeld van een dergelijk scherm staat hieronder.

water
de concentratie is onbekend
de concentratie is bekend
de concentratie is irrelevant

In het geval van een onbekende concentratie berekent het programma op basis van de verdelingscoëfficiënten tussen de verschillende milieukompartimenten en de plantenconcentratiefactor zelf de concentraties in de andere compartimenten.

Wanneer de concentratie wel bekend is kan deze vanzelfsprekend ingevoerd worden. Er komt bij het selecteren van deze mogelijkheid een vervolgscherm-pje waarbij de concentratie kan worden ingevuld en bevestigd met [Enter].

water µg/l

Irrelevant is de concentratie wanneer

- drinkwaterleidingen van koper zijn (water)
- drinkwaterleidingen op een diepte van meer dan 1.50 m onder het oppervlak liggen (water)
- er geen enkele kans op verdamping bestaat (lucht)
- er geen groente in eigen tuin geteeld of gegeten wordt (gewas).

Op het scherm verschijnen dan de resultaten van de berekeningen. Een afbeelding van het scherm ziet u hieronder. Het scherm is verdeeld in een aantal kompartimenten.

Het scherm van 'risiko'

A	instelling	quit																					
	<table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 15%;">stof</td> <td style="width: 20%;">benzeen</td> <td style="width: 15%;">iarc [1]</td> <td style="width: 15%;">drw</td> <td style="width: 15%;">0.2</td> <td style="width: 20%;">mac</td> <td style="width: 20%;">30</td> </tr> <tr> <td>tdi µg/kg.dag</td> <td>170</td> <td>a water</td> <td>0.02</td> <td colspan="3">matig oplosbaar</td> </tr> </table>	stof	benzeen	iarc [1]	drw	0.2	mac	30	tdi µg/kg.dag	170	a water	0.02	matig oplosbaar										
stof	benzeen	iarc [1]	drw	0.2	mac	30																	
tdi µg/kg.dag	170	a water	0.02	matig oplosbaar																			
B	<table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 15%;">a bodem</td> <td style="width: 15%;">0.05</td> <td style="width: 15%;">b water</td> <td style="width: 15%;">1</td> <td style="width: 20%;">vluchtig</td> <td style="width: 20%;"></td> </tr> <tr> <td>b bodem</td> <td>0.5</td> <td>c water</td> <td>5</td> <td>pl conc fact</td> <td>3</td> </tr> <tr> <td>c bodem</td> <td>5</td> <td colspan="4"></td> </tr> </table>	a bodem	0.05	b water	1	vluchtig		b bodem	0.5	c water	5	pl conc fact	3	c bodem	5								
a bodem	0.05	b water	1	vluchtig																			
b bodem	0.5	c water	5	pl conc fact	3																		
c bodem	5																						
	<table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 33%; text-align: center;">1</td> <td style="width: 33%; text-align: center;">2</td> <td style="width: 33%; text-align: center;">3</td> </tr> <tr> <td style="text-align: left;">lokatie</td> <td style="text-align: left;">concentraties</td> <td style="text-align: left;">dosis µg/kg.dag</td> </tr> <tr> <td>bodem: klei</td> <td>bodem 100 mg/kg ds</td> <td>gegeven bodem 1</td> </tr> <tr> <td>stof: benzeen</td> <td>water 2 µg/l</td> <td>berekend water 0</td> </tr> <tr> <td>groep: Kinderen</td> <td>lucht 0 µg/m³</td> <td>berekend lucht 0</td> </tr> <tr> <td>groente %: 50</td> <td>gewas 300 mg/kg ds</td> <td>berekend gewas 1</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td>totaal 9</td> </tr> </table>	1	2	3	lokatie	concentraties	dosis µg/kg.dag	bodem: klei	bodem 100 mg/kg ds	gegeven bodem 1	stof: benzeen	water 2 µg/l	berekend water 0	groep: Kinderen	lucht 0 µg/m ³	berekend lucht 0	groente %: 50	gewas 300 mg/kg ds	berekend gewas 1			totaal 9	
1	2	3																					
lokatie	concentraties	dosis µg/kg.dag																					
bodem: klei	bodem 100 mg/kg ds	gegeven bodem 1																					
stof: benzeen	water 2 µg/l	berekend water 0																					
groep: Kinderen	lucht 0 µg/m ³	berekend lucht 0																					
groente %: 50	gewas 300 mg/kg ds	berekend gewas 1																					
		totaal 9																					
C	beoordeling																						
	de norm wordt niet overschreden																						
D	achtergrondblootstelling: 6.5 µg/kg.dag																						

Beschrijving van de verschillende onderdelen binnen het resultaten-scherm van het programmadeel 'risiko'.

- A. **MENUBALK**
 Helemaal bovenaan is een menubalk, met de opties 'instelling' en 'quit'. Na het uitvoeren van een berekening staat de cursor automatisch op 'instelling'. Wisselen geschiedt met de cursor, selecteren met [Enter]. Door 'quit' te selecteren wordt het programma 'risiko' verlaten. Met 'instelling' kan het programma opnieuw worden gedraaid of kan een beperkte wijziging worden doorgerekend.
- B. **STOFGEGEVENS**
 In dit kader zijn de belangrijkste stofgegevens (afkomstig uit het programmadeel 'stoffen') weergegeven. Hieronder wordt een lijstje gegeven met een korte beschrijving van de in B aanwezige gegevens. Voor een nadere beschrijving van de stofgegevens wordt verwezen naar Bijlage II.

'stof'	: stofnaam
'tdi'	: toelaatbare dagelijkse blootstelling (de norm)
'a bodem'	: de a-waarde uit de Leidraad bodemsanering voor de bodem
'a water'	: de a-waarde uit de Leidraad bodemsanering voor grondwater
'iarc'	: categorie m.b.t. carcinogeniteit
'drw'	: drinkwater kwaliteitseis uit de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater
'mac'	: Maximaal Aanvaardbare Concentratie in lucht op de werkplek
'matig oplosbaar'	: op deze plaats wordt in kwalitatieve termen de oplosbaarheid in water aangegeven. De originele gegevens zijn te vinden in het programmadeel 'stoffen'.
'vluchtig'	: op deze plaats wordt in kwalitatieve termen de vluchtigheid van een verbinding aangegeven. De originele gegevens zijn te vinden in het programmadeel 'stoffen'.
'pl conc fact'	: planten-concentratie-factor, geeft de verhouding aan tussen in de concentratie in de bodem en de concentratie in de plant.

C1. LOKATIE

In dit kader worden de invoergegevens voor de specifieke lokatie gegeven (behalve de concentraties welke gegeven zijn in kader C2).

'bodem'	: bodemtype
'stof'	: naam van gekozen verontreiniging
'groep'	: de risikogroep waarvoor de analyse is uitgevoerd
'groente %'	: het percentage van de groenteconsumptie welke afkomstig is uit de eigen tuin

C2. CONCENTRATIES

In dit kader worden de concentraties gegeven van de verontreiniging in de verschillende compartimenten. Aangegeven wordt ook of deze concentraties zijn ingevoerd door de gebruiker of berekend via het programmadeel 'risiko'.

'bodem'	: concentratie in de bodem
'water'	: concentratie in het <u>drinkwater</u>
'lucht'	: concentratie in de lucht boven de verontreinigde bodem
'gewas'	: concentratie (per ds= droge stof) in het gewas

C3. DOSIS

In dit kader is de berekende dosis gegeven via de verschillende blootstellingsroutes.

'bodem'	: blootstelling direkt via de bodem
'water'	: blootstelling direkt via <u>drinkwater</u>
'lucht'	: blootstelling direkt via lucht
'gewas'	: blootstelling via gewas
'totaal'	: totale blootstelling, <u>inclusief achtergrond</u>

D. BEOORDELING

In dit kader wordt aangegeven of de norm overschreden zou kunnen worden en wanneer dit het geval is de orde van grootte van de mogelijke overschrijding. Verder wordt de achtergrondblootstelling gegeven.

Het scherm kan uitsluitend direkt geprint worden door middel van de opdracht 'print screen'. De resultaten van de berekeningen worden niet opgeslagen.

Na het selekteren van 'instelling' verschijnt een kader met de volgende opties (wisselen met cursor, selekteren met [Enter]):

```
stof
bodentype
risikogroep
reset
```

Door 'stof' te selekteren, kan een andere stof worden gekozen. De overige gegevens blijven identiek: risikogroep, grondsoort, en concentraties. Het programma rekent dan opnieuw de situatie door. Met 'bodentype' kan een andere grondsoort worden gekozen. Ook hier geldt weer, dat het programma dan een doorrekening maakt voor de nieuwe grondsoort terwijl de overige gegevens ongewijzigd blijven. Via 'risikogroep' kan een andere risikogroep worden geselecteerd. Hierbij verschijnt ook de vraag naar het percentage groentekonsumptie uit eigen tuin opnieuw. Voor het overige blijven de ingevoerde gegevens hetzelfde. Door 'reset' te selekteren wordt van voren af aan begonnen met het programma 'risiko'. Alle vragen dienen dan opnieuw beantwoord te worden.

7.3.4 Het programma 'bestand'

Met behulp van het programma 'bestand' kunnen in het stoffenbestand gegevens worden gewijzigd. Dit kan bijvoorbeeld aan de orde zijn wanneer nieuwe normen gesteld worden met betrekking tot de stof, of wanneer in het bestand ontbrekende gegevens (weergegeven door ?) beschikbaar komen. Ook is het mogelijk, nieuwe stoffen toe te voegen of uit het bestand te verwijderen.

De gegevens die gewijzigd kunnen worden, zijn de basisgegevens per stof: de stoffeigenschappen in fysisch/chemische termen en de verschillende normen. De interpretatie van deze stoffeigenschappen in termen als 'vluchtig' of 'mobiel' kan niet gewijzigd worden: deze interpretatie wordt door het programma 'stoffen' uitgevoerd aan de hand van de fysisch/chemische eigenschappen.

Het programma 'bestand' is op te starten vanuit het GRASBOL-menu door 4 in te toetsen. Het kan ook direkt vanuit de GRASBOL directory worden opgeroepen:

```
C:\GRASBOL>bestand
```

Er verschijnt dan op het scherm een keuzemenu met vier opties, waartussen gewisseld kan worden met de cursor en die geselecteerd kunnen worden met [Enter]:

```
change
add
delete
quit
```

Met 'change' kunnen gegevens worden gewijzigd. Na selectie van 'change' verschijnt op het scherm de bekende lijst met stofnamen, waarvan de betreffende kan worden opgezocht met de cursor en worden geselecteerd met [Enter]. De gegevens uit 'bestand' met betrekking tot de geselecteerde stof verschijnen dan op het scherm. Met de cursor kan de te wijzigen regel worden opgezocht. Wijzigingen kunnen worden aangebracht door over de oude gegevens heen te typen. Bij getallen tussen haakjes is het van belang de haakjes niet te verwijderen. Voor getallen die tot in tienden of honderdsten nauwkeurig zijn opgegeven dient geen komma maar een punt gebruikt te

worden. Veranderingen kunnen worden bewaard met F10. Exit zonder save geschiedt via [Esc].

Door selectie van 'add' kunnen nieuwe stoffen aan het bestand worden toegevoegd. Op het scherm verschijnt een oningevulde gegevenslijst. De gegevens dienen ingevuld te worden op dezelfde manier als de bestaande stoflijsten: met en zonder haakjes, vraagtekens bij ontbrekende gegevens. De getallen die niet tussen haakjes staan, zijn nodig bij de berekeningen van het programma 'risiko'. Het verdient aanbeveling om deze gegevens zo compleet mogelijk in te vullen. Het bewaren van de nieuwe gegevens geschiedt via F10; terug naar het keuzemenu zonder de gegevens op te slaan met [Esc].

Een keuze voor 'delete' leidt tot het verschijnen van de lijst met stoffen. Door selectie van één van de stoffen (opzoeken met cursor, selectie met [Enter]) verdwijnt deze van de lijst. Dit kan bevestigd worden met F10 en ongedaan worden gemaakt via [Esc]. Vermoedelijk zal niet snel tot deze stap overgegaan worden. Het kan een zinvolle actie zijn wanneer er sprake is van tekort aan geheugenruimte en het bestand voor bepaalde stoffen in de praktijk zelden blijkt te worden geraadpleegd.

Met 'quit' wordt het programma 'bestand' tenslotte verlaten.

8. LITERATUUR

- Bartek M.J., La Budde J.A., Maibach H.I. (1972)
"Skin permeability in vivo : comparison in rat, rabbit, pig and man"
Journal Investig. Dermatol., nr. 58, p. 114.
- Bus J.G.H., Gispén J.H., Keizer L.C., Mekel O.C.L., Nieukoop J.D., Ohm M., Wolbers A.A.M., Aerts S.E.N., Roos D., Steen L. van der (1989)
"GRASBOL een kennisstelsel voor risico-beoordeling bij bodemverontreiniging"
Universitaire beroepsopleiding Milieukunde (UBM)
- Haring B.J.A., Karres, J.J.C., Poel, P. van der, Zoeteman B.C.J. (1979)
"Onderzoek naar gebruiksgewoonten bij drinkwaterconsumptie in Nederland"
H₂O, jg 12, nr. 10, p. 212
- Hawley J. (1985)
"Assesment of health risk from exposure to contaminated soil"
Risk Analysis, nr. 5, p. 289.
- Lagas P., Snelting H., van den Berg R. (1990)
"Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging"
RIVM rapport nr. 725201002
- Lide D.R. (1990)
"Handbook of Chemistry and Physics"
71st ed, 1990-1991, CRC press Inc.
- Linders J.B.H.J. (1990)
"Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen. Uitgangspunten en veronderstellingen"
RIVM rapport nr. 725201003
- Loch J.P.G. (1990)
"Gedrag van Organische verontreiniging in de bodem"
RIVM rapport nr. 728800001
- Matser E., Hendriks F. (1987)
"Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging"
Nederland Giftvrij, Wetenschapswinkel UvA
ISBN 90-71672-04-2
- Naald W. van der, Huele R., de Groot W., Loor M. de (1989)
"GRASBOL: Kennissysteem voor risicoanalyse bij bodemverontreiniging"
CML mededelingen 43, ISBN 90-5191-013-4.
- Nijs A.C.M. de, Vermeire T.G.
"Soil-plant and plant mammal transfer factors"
RIVM report nr. 670203001
- Meijden A.M. van der, Driessen A.P.T. (1986)
"Betekenis van het sorptie evenwicht voor de verdeling van organische (micro)verontreinigingen in de bodem"
VROM reeks Bodembescherming nr. 54

Vermeire T.G., Apeldoorn, M.E. van, Fouw J.C. de, Janssen P.J.C.M. (1991)
"Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toet-
singswaarden"
RIVM rapportnr. 725201005

Verschueren K. (1983)
"Handbook of Environmental data on organic chemicals"
2 ed, ISBN 0-442-28802-6

VROM/DGM (1991)
"Stoffen en Normen"
NUGI 819

Wijnen J.H. van, Stijkel A. (1988)
"Health risk assesment of residents living on harbour sludge"
Int. Arch. Occup. Environ. Health, 61, p. 77-87

WVC / L&V (1988)
"Wat eet Nederland?"
ISBN 90 346 1710 6

BIJLAGE I

Algemene vergelijkingen voor verwaarloosde blootstellingsroutes

Dermale blootstelling via de bodem

Voor de dosis via de dermale opname via de bodem geldt onderstaande algemene vergelijking :

$$\text{dosis} = \frac{c_b \cdot bo_i \cdot bd_i \cdot abs_i \cdot \text{matrix-eff}}{1000 \cdot lg} \quad (\mu\text{g kg}^{-1}\text{d}^{-1}) \quad (4)$$

- c_b = concentratie in de bodem (mg kg^{-1} grond droge stof)
- bo_i = blootgesteld oppervlak (m^2)
- bd_i = bedekkingsgraad voor grond; hoeveelheid grond per oppervlakte-eenheid huid (mg grond m^2)
- abs_i = snelheid van absorptie door de huid (d^{-1})
- matrix-eff = matrix-effecten; invloed van de matrix op de absorptie (-)
- lg = lichaamsgewicht (kg)

In deze vergelijking zijn vier variabelen afhankelijk van de risikogroep namelijk : het blootgestelde huidoppervlak, de bedekkingsgraad de absorptiesnelheid en het lichaamsgewicht. Voor de variabele matrix-effecten gaat Hawley (1985) op basis van enkele experimentele gegevens uit van een waarde van 0,15. In de praktijk blijkt echter dat de dermale opname in vergelijking met de andere blootstellingsroutes verwaarloosbaar is. Bij het berekenen van de totale blootstelling wordt de dermale route daarom verder verwaarloosd.

Dermale blootstelling via de lucht

De blootstelling via de dermale route bestaat uit de depositie van deeltjes uit de lucht op de huid. Aangenomen wordt dat de bedekking van de huid bestaat uit een luchtfilm van 1 mm dikte over de gehele huid. Volgens de onderzoeken van Hawley (1985) en Bartek et al. (1972) wordt de dosis voor deze vorm van blootstelling beschreven door de onderstaande vergelijking.

$$\text{dosis} = \frac{c_l \cdot bo_i \cdot bd_i \cdot abs_i \cdot \text{matrix-eff}}{lg} \quad (\mu\text{g kg}^{-1}\text{dag}^{-1}) \quad (5)$$

- c_l = concentratie in lucht ($\mu\text{g m}^{-3}$)
- bo_i = blootgesteld oppervlak (m^2)
- bd_i = bedekkingsgraad met lucht; filmdikte (m)

- abs, = snelheid van absorptie door de huid (d^{-1})
- matrix-eff = matrix-effecten; invloed van de matrix op de absorptie
(-)
- lg = lichaamsgewicht (kg)

In deze vergelijking staan drie variabelen die afhankelijk zijn van de risikogroep namelijk het blootgestelde oppervlak, de absorptiesnelheid en het lichaamsgewicht. Voor de matrix-effecten wordt dezelfde waarde aangenomen als bij de dermale blootstelling via de bodem namelijk 0,15. Voor de bedekkingsgraad is een waarde genomen van $5,0 \cdot 10^{-4}$ m (Hawley, 1985 en Bartek et al., 1972). Ook deze vorm van dermale blootstelling is in de praktijk te verwaarlozen. Bij de berekening van de totale blootstelling wordt deze vorm van blootstelling niet meegenomen.

Inhalatoire blootstelling tijdens het douchen

Een bijzondere vorm van inhalatoire blootstelling kan plaats vinden tijdens het douchen. Wanneer er vluchtige verbindingen in de bodem aanwezig zijn welke tevens in staat zijn de drinkwaterleiding binnen te dringen zullen deze verbindingen tijdens het douchen voor blootstelling zorgen. Als wordt aangenomen dat alle in verbindingen die in het water aanwezig zijn beschikbaar komen voor inademing en dat er geen ventilatie plaatsvindt in de badkamer kan de dosis via deze vorm van blootstelling worden gekwantificeerd via de volgende vergelijking.

$$\text{dosis} = \frac{(\text{dt})^2 * \text{wv} * \text{c}_{\text{sw}} * \text{ademvolume}}{\text{volume badkamer} * \text{lg} * (24*60)} \quad (\mu\text{g kg}^{-1} \text{dag}^{-1}) \quad (7)$$

- dt = douchetijd (min d^{-1})
- wv = waterverbruik ($l \text{ min}^{-1}$)
- c_{sw} = concentratie in drinkwater ($\mu\text{g l}^{-1}$)
- ademvolume = volume ingeademde lucht ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)
- volume badkamer = volume badkamer (m^3)
- lg = lichaamsgewicht (kg)

In deze vergelijking zijn twee variabelen afhankelijk van de risikogroep namelijk het ademvolume en het lichaamsgewicht. Verder worden de volgende aanames gemaakt:

- iedereen neemt één maal per dag een douche
- de douchetijd bedraagt ongeveer 10 minuten
- het warmwater verbruik is 5 liter per minuut
- het volume van een badkamer bedraagt 10 m^3 .

BIJLAGE II

Chemisch/fysische konstanten

In het bestand stoffen en normen zijn een aantal chemisch/fysische konstanten opvraagbaar. Hieronder zal in het kort worden aangegeven wat deze konstanten inhouden en waar ze voor gebruikt kunnen worden.

Naam	:	naam van de stof.
Kleur	:	kleur van de stof : ge(el), gr(oen), br(uin), zw(art), bl(auw), or(anje).
Aggregatietoestand	:	vorm waarin de stof bij kamertemperatuur voorkomt : s(olid), l(iquid), g(as).
Molekuulmassa	:	massa van 1 mol stof (g/mol).
Smeltpunt	:	temperatuur waarboven de stof overgaat van de vaste toestand naar de vloeibare toestand. Van belang om te bepalen in welke toestand een stof voorkomt bij een bepaalde tempera- tuur. (°C)
Kookpunt	:	temperatuur waarboven de stof overgaat van de vloeibare toestand naar de gasvormige toe- stand. Van belang om te bepalen in welke toe- stand een stof voorkomt bij een bepaalde temperatuur. (°C)
Dichtheid	:	gewicht per volume-eenheid, is onder andere van belang bij het bepalen van de plaats van de stof ten opzichte van water (eronder wan- neer de dichtheid groter is dan die van water en erboven wanneer de dichtheid lager is dan die van water). (g/ml)
Dampdichtheid	:	relatieve dampdichtheid t.o.v. lucht (1). Geeft aan of een gas getransporteerd wordt langs de grond en dat daardoor omliggende populaties een mogelijke hoge blootstelling oplopen of dat een gas zich snel verspreidt. (-)
Dampdruk	:	bepaald de vluchtigheid van een stof. Is van belang bij het bepalen van de verspreiding door de lucht. (kPa)

- Relatieve vluchtigheid : geeft de relatieve vluchtigheid van een stof ten opzichte van water. Deze waarde is berekend om een beter beeld te krijgen van de vluchtigheid.
(-)
- Oplosbaarheid : oplosbaarheid van een stof in water. Is van belang bij het bepalen van de verspreiding in de bodem.
(mg/l)
- Oct_wat : de 10-logaritme van de octanol/water scheidingscoëfficiënt. Geeft aan of een stof aan bodemdeeltjes hecht, of een stof accumuleert in biota etc. Belangrijk voor de verdeling van een stof over lucht, bodem, water en biota.
(-)
- Verzadigde concentratie in lucht : de concentratie in de lucht waarbij er sprake is van een verzadigde damp. Kan van belang zijn om te bepalen of een toxicologische grenswaarde voor lucht overschreden kan worden worden.
(g/m³)
- Geur :detectiegrens bij de mens : concentratie in de lucht waarbij een 50% van een geurpanel de stof ruikt. Kan van belang zijn om te bepalen of een stof geroken wordt voordat een toxicologische grenswaarde wordt overschreden of pas nadat dit is gebeurd.
(ppm)
- ld50 : acute dosis bij proefdieren waarbij 50% van de populatie binnen 14 dagen sterft. Bij GRASBOL is de rat gekozen als proefdier.
(mg/kg lichaamsgewicht)
- iacr : groep waarin een stof als gevolg van carcinogeniteit-data geplaatst is door het "International Agency for Research on Cancer". De verschillende groepen zijn :
- 1 : stoffen die carcinogeen zijn voor de mens
 - 2 : stoffen die waarschijnlijk carcinogeen zijn voor de mens
 - 2A: stoffen met een beperkt bewijs ten aanzien van carcinogeniteit bij de mens en met voldoende bewijs voor proefdieren
 - 2B: stoffen met onvoldoende bewijs ten aanzien van carcinogeniteit voor de mens en met voldoende bewijs voor proefdieren
 - 3 : niet geclassificeerde stoffen

- mac : MAC-waarden zijn waarden Maximale Aanvaardbare Concentraties op de werkplaats. Deze normen zijn afgeleid van een advies van de Gezondheidsraad maar uiteindelijk zijn het bestuurlijke waarden (Zie ook 5.3). (mg/m³)
- tdi : Tolerable Daily Intake. Een norm voor de maximale dosis waarbij geen risico is voor schade aan de menselijke gezondheid. (mg/kg lichaamsgewicht . dag)
- drinkwater : kwaliteitseis uit de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (WVO) voor de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater. (µg/l)
- a_bodem/water : concentratie in bodem/grondwater waarboven er sprake is van een aantoonbare verontreiniging. Afkomstig uit de Leidraad Bodemsanering. (mg/kg droge stof of µg/l grondwater)
- b_bodem/water : concentratie in bodem/grondwater waarboven een nader onderzoek wordt ingesteld. Afkomstig uit de Leidraad Bodemsanering. (mg/kg droge stof of µg/l grondwater)
- c_bodem/water : concentratie in bodem/grondwater waarboven een saneringsonderzoek wordt ingesteld. Afkomstig uit de Leidraad Bodemsanering. (mg/kg droge stof of µg/l grondwater)

Berekende gegevens

- Retardatiefactor : verhouding tussen de snelheid van het grondwater en de snelheid van de verspreiding van de verontreiniging
- plantenkonzentratiefactor: de verhouding tussen de concentratie in de bodem en de concentratie in de stam van een plant

BIJLAGE III

Mobiliteit van zware metalen in de bodem

In het RIVM-rapport "Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging" door P. Lagas, H. Snelting en R. van den Berg (augustus 1990) is voor een aantal zware metalen aangegeven hoe de retardatiefactor kan worden bepaald. Met de in tabel 3 van het genoemde rapport gegeven Freundlich constanten kan voor een bepaald bodemtype de K_p worden berekend. Voor een zestal metalen in een zestal bodemtypen zijn in tabel 4 de K_p -waarden gegeven. CEC (elektrolytgehalte) is hier opgegeven in mmol/kg (20, 60 en 300). Wanneer de K_p bekend is kan de retardatiefactor berekend worden met vergelijking 9 uit bijlage IV.

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

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*10 ³	2905	279	3.6*10 ⁴	22918	2195
cadmium	10	136	69	35	2276	1135	567
lood	200	3.7*10 ⁶	481	2	3.7*10 ⁶	481	2
nikkel	200	31	112	139	381	1417	1763
zink	800	321	482	729	321	482	729

BIJLAGE IV

Vergelijkingen m.b.t. het gedrag in het milieu

$$1) \quad K_{ow} = \frac{C_{oct}}{C_{wat}}$$

K_{ow} = octanol / water verdelingsconstante (-)

C_{oct} = concentratie in octanol-fase

C_{wat} = concentratie in water-fase

$$2) \quad K_{oc} = \frac{C_{ads}}{C_{bo}}$$

K_{oc} = sorptie-constante voor de organische koolstoffractie (-)

C_{ads} = concentratie geadsorbeerd aan de organische koolstoffractie

C_{bo} = concentratie in de bodemoplossing

$$3) \quad K_p = \frac{c_b}{C_{bo}}$$

K_p = Verdelingsconstante bodem(totaal) / bodemoplossing (-)

c_b = totale concentratie in de bodem

C_{bo} = concentratie in de bodemoplossing

$$4) \quad CF_{stbo} = \frac{C_{st}}{C_{bo}}$$

CF_{stbo} = concentratiefactor stam / bodemoplossing (-)

C_{st} = concentratie in stam van een plant

C_{bo} = concentratie in de bodemoplossing

$$5) \quad CF_{stb} = \frac{C_{st}}{C_b}$$

CF_{stb} = concentratiefactor stam / bodem(totaal) (-)

C_{st} = concentratie in de stam van een plant

C_b = concentratie in de bodem(totaal)

$$6) \quad K_p = K_{oc} \times f_{oc}$$

K_p = Verdelingskonstante bodem(totaal) / bodemoplossing (-)

K_{oc} = sorptie-konstante voor de organische koolstoffractie

f_{oc} = fractie organisch koolstof in de bodem

BRON : Loch, 1988

$$7) \quad \log(K_{oc}) = 0.989 \times \log(K_{ow}) - 0.346$$

K_{oc} = sorptie-konstante voor de organische koolstoffractie (-)

K_{ow} = octanol-water verdelingskonstante (-)

BRON : van der Meijden en Driessen, 1986 (Karickhoff, 1981)

$$8) \quad \log(K_{oc}) = 0.729 \times \log(S) + 0.231$$

K_{ow} = octanol-water verdelingskonstante (-)

S = oplosbaarheid (mol l⁻¹)

BRON : van der Meijden en Driessen, 1986 (Chiou, 1983)

$$9) \quad R = 1 + K_p \times \frac{d}{v}$$

R = retardatiefactor, verhouding tussen de snelheid van het grondwater en de snelheid van de verontreiniging (-)

K_p = Verdelingskonstante bodem(totaal) / bodemoplossing (-)

d = dichtheid van de droge bodem (kg dm³)

v = vochtfractie van de bodem (dm³ dm³)

BRON : Lagas et al., 1990

10) 6) + 7) + 9) ==>

$$R = 1 + 5 \times f_{oc} \times 10^{(0.989 \times \log(K_{ow}) - 0.346)}$$

R = retardatiefactor, verhouding tussen de snelheid van het grondwater en de snelheid van de verontreiniging (-)

f_{oc} = fraktie organisch koolstof in de bodem (-)

K_{ow} = octanol/water verdelingsconstante (-)

$$11) CF_{stbo} = [0.82 + 10(0.95 \times \log(K_{ow}) - 2.05)] \times [0.748 \times \exp -(\log(K_{ow}) - 1.78)^2 / 2.44]$$

CF_{stbo} = concentratiefactor stam/bodemoplossing (-)

K_{ow} = octanol/water verdelingsconstante (-)

BRON : Nijs en Vermeire, 1990

12) Massabalans bodem

$$d \times C_b = d \times C_{ads} + v \times C_{bo}$$

d = dichtheid van de droge bodem (kg dm³)

C_b = concentratie in de bodem(totaal)

C_{ads} = concentratie geadsorbeerd aan de organische koolstoffraktie

v = vochtfraktie van de bodem (dm³ dm³)

C_{bo} = concentratie in de bodemoplossing

BRON : Nijs en Vermeire, 1990

13) 3) + 6) + 12) ==>

$$C_{so} = \frac{d \times c_b}{d \times K_{oc} \times f_{oc} + v}$$

- C_{so} = concentratie in de bodemplossing
 d = dichtheid van de droge bodem (kg dm³)
 c_b = concentratie in de bodem(totaal)
 K_{oc} = sorptie-konstante voor de organische koolstoffractie (-)
 f_{oc} = fraktie organisch koolstof in de bodem (-)
 v = vochtfraktie van de bodem (dm³ dm³)

14) 4) + 11) + 13) ==>

$$CF_{stb} = \frac{CF_{stb} \times d}{d \times K_{oc} \times f_{oc} + v}$$

- CF_{stb} = concentratiefactor stam / bodem(totaal) (-)
 d = dichtheid van de droge bodem (kg dm³)
 K_{oc} = sorptie-konstante voor de organische koolstoffractie (-)
 f_{oc} = fraktie organisch koolstof in de bodem (-)
 v = vochtfraktie van de bodem (dm³ dm³)

15) $H = \frac{DD \times M}{R \times T \times S}$

- H = konstante van Henry (-)
 DD = Dampdruk (kPa)
 M = Molekuulmassa (g mol⁻¹)
 R = gaskonstante (8.3145 J mol⁻¹ K⁻¹)
 T = temperatuur (K)
 S = oplosbaarheid (g l⁻¹)

BRON : Linders, 1990

$$16) K_{od} = \frac{1}{H}$$

K_{od} = verdelingskonstante bodemoplossing / lucht (-)

H = konstante van Henry (-)

BRON : Linders, 1990

$$17) K_{ob} = \frac{H}{K_p}$$

H = konstante van Henry (-)

K_{ob} = verdelingskonstante lucht / bodem (-)

K_p = verdelingskonstante bodem / bodemoplossing (-)

BRON : Linders, 1990

$$18) 6) + 7) + 15) + 16) + 17) ==>$$

$$K_{ib} = \frac{[(DD \times M) / (R \times T \times S)]}{[f_{oc} \times 10^{(0.989 \times \log(f_{ow}) - 0.346)]}$$

K_{ib} = verdelingskonstante lucht / bodem (-)

DD = Dampdruk (kPa)

M = Molekuulmassa ($g \text{ mol}^{-1}$)

R = gaskonstante ($8.3145 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$)

T = temperatuur (K)

S = oplosbaarheid ($g \text{ l}^{-1}$)

f_{oc} = fraktie organisch koolstof in de bodem (-)

K_{ow} = octanol/water verdelingskonstante (-)

Een aantal van de variabelen in bovenstaande vergelijkingen zijn afhankelijk van het type bodem. Zo ligt het gehalte aan organische koolstof (f_{oc}) gemiddeld tussen 0.1 en 0.001. In veenrijke grond kunnen hogere gehalten voorkomen. Een bodem kan ook kwalitatief worden omschreven op basis van het gehalte aan organisch koolstof :

$f_{\infty} = 0.1$ ==> veengrond
 $f_{\infty} = 0.01$ ==> humusrijke klei/zand (venige klei/zand)
 $f_{\infty} = 0.001$ ==> humusarme klei/zand

Andere bodemparameters die van belang zijn zijn de dichtheid (d in kg dm^3) en de vochtfractie (v in $\text{dm}^3 \text{ dm}^3$). Ook de waarden voor deze factoren kunnen voor verschillende typen bodem sterk uiteenlopen. Als indicatie kunnen de volgende getallen worden gebruikt (Lagas, 1990) :

- * zandige ondergrond ==> $d = 1.5 - 1.6$ en $v = 0.3 - 0.4$
- * venige gronden, kleigronden en gronden met een hoog gehalte aan organische stof ==> $d = 1.0 - 1.4$ en $v = 0.5 - 0.6$

BIJLAGE V

Risikogroepen

In het bestand 'groepen.dba' zijn onderstaande gegevens opgenomen. De gegevens m.b.t. tot de gemiddelde voedselinname zijn afkomstig van de voedselconsumptiepeiling 1987-1988 (WVC / I&V, 1988). Het ademvolume is gebaseerd op van der Naald et al. (1989), het lichaamsgewicht is gebaseerd op Bus et al. (1989), de waterconsumptie op Haring et al. (1979) en de bodeminname op van Wijnen et al. (1987). Het ademvolume is gebaseerd op de energie-consumptie. De maximale inname van lucht en voedsel zijn berekend op basis van de gemiddelde inname.

risikogroep	"kinderen"
gemiddeld gewicht (kg)	13.4
gemiddeld energie (kJ)	5832
gemiddeld ademvolume (cm3)	6998
maximaal ademvolume (cm3)	9098
gemiddeld waterin (ml)	737
max waterin (ml)	2211
gemiddeld bodemin (mg)	200
gemiddeld voedselin (g)	1372
max voedselin (g)	2744
gemiddeld in groenten (g)	66.8
max in groenten (g)	133.6
gemiddeld in aardappe (g)	64.1
max in aardappe (g)	128.2
fractie_min	0
fractie_max	1

risikogroep	"mannen"
gemiddeld gewicht (kg)	65
gemiddeld energie (kJ)	11901
gemiddeld ademvolume (cm3)	14281
maximaal ademvolume (cm3)	18566
gemiddeld waterin (ml)	1300
max waterin (ml)	3900
gemiddeld bodemin (mg)	0
gemiddeld voedselin (g)	3187
max voedselin (g)	6374
gemiddeld in groenten (g)	149.5
max in groenten (g)	299
gemiddeld in aardappe (g)	156.9
max in aardappe (g)	313.8
fractie_min	0
fractie_max	1

risikogroep	"vrouwen"
gemiddeld gewicht (kg)	55
gemiddeld energie (kJ)	8833
gemiddeld ademvolume (cm3)	10600
maximaal ademvolume (cm3)	13779
gemiddeld waterin (ml)	990
max_waterin (ml)	2970
gemiddeld bodemin (mg)	0
gemiddeld voedselin (g)	2585
max voedselin (g)	5170
gemiddeld in groenten (g)	162.5
max_in_groenten (g)	325
gemiddeld in aardappe (g)	110.9
max_in_aardappe (g)	221.8
fractie_min	0
fractie_max	1

risikogroep	"zwangeren"
gemiddeld gewicht (kg)	60
gemiddeld energie (kJ)	9377
gemiddeld ademvolume (cm3)	11252
maximaal ademvolume (cm3)	14628
gemiddeld waterin (ml)	1080
max_waterin (ml)	3240
gemiddeld bodemin (mg)	0
gemiddeld voedselin (g)	2663
max voedselin (g)	5326
gemiddeld in groenten (g)	148.2
max_in_groenten (g)	296.4
gemiddeld in aardappe (g)	107.9
max_in_aardappe (g)	215.8
fractie_min	0
fractie_max	1

risikogroep	"vegetariers"
gemiddeld gewicht (kg)	60
gemiddeld energie (kJ)	9098
gemiddeld ademvolume (cm3)	10918
maximaal ademvolume (cm3)	14193
gemiddeld waterin (ml)	1140
max_waterin (ml)	3420
gemiddeld bodemin (mg)	0
gemiddeld voedselin (g)	2589
max voedselin (g)	5178
gemiddeld in groenten (g)	195.1
max_in_groenten (g)	390.2
gemiddeld in aardappe (g)	84.3
max_in_aardappe (g)	168.6
fractie_min	0
fractie_max	1