

Basisgegevens RIV(M) Rapport

Kenmerken: **725201007**

Afdeling: **LBG**

Jaar: **1991**

PIVOT: **032**

Omvang: **104**

Appendix: **N**

Titel:

Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging; Integratie van deelaspecten

Auteurs:

Berg Roels

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE
BILTHOVEN

Rapportnr. 725201007.

Beoordeling van risico's voor mens en milieu
bij blootstelling aan bodemverontreiniging.
Integratie van deelaspecten.

R. van den Berg en J.M. Roels. september 1991

* Ministerie van VROM, DGM/DWB, Hoofdafdeling Bodem

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer / Directie Drinkwater, Water en Bodem in het kader van het project Beoordeling van Risico's voor Mens en Milieu bij Bodemverontreiniging, volgens opdrachtbrief kenmerk 1668408, dd. 20 april 1988.

Verzendlijst

- 1- 5 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Bodem
- 6 Directeur-Generaal Volksgezondheid van het Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur
- 7 Directeur-Generaal Milieubeheer, VROM
- 8 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, VROM
- 9-210 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Drinkwater Water, Bodem, Hoofdafdeling Bodem; t.a.v. Dr.J.M.Roels
- 211 Mr.A.B.Holtkamp (DGM/DWB)
- 212 Mr.A.Gravesteijn (DGM/DWB)
- 213 Ir.J.G.Robberse (DGM/DWB)
- 214 Drs.C.A.J.Denneman (DGM/DWB)
- 215 Dr.D.Zeilmaker (DGM/HIMH)
- 216 Drs.C.J.van Kuijen (DGM/SR)
- 217 Dr.J.A. van Zorge (DGM/SR)
- 218 Dr.C.J.van Leeuwen (DGM/SR)
- 219 Dr.A.G.J.Sedee (DGM/SR)
- 220 Dr.J.H.van Wijnen (GG&GD, Amsterdam)
- 221 Dr.J.J.Vegter (TCB)
- 222 Directie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
- 223 Ir.N.D.van Egmond
- 224 Dr.Ir.C.van den Akker
- 225 Drs.L.H.M.Kohsiek
- 226 Drs.A.G.A.C.Knaap
- 227 Drs.T.G.Vermeire
- 228 Dr.Ir.D.van de Meent
- 229 Dr.J.de Greef
- 230 Ir.J.J.G.Kliest
- 231 Ir.J.B.H.J.Linders
- 232 Drs.P.Lagas
- 233 Ir.A.M.A.van der Linden
- 234 Dr.J.W.de Kwaadsteniet
- 235 Dr.Ir.C.A.M. van Gestel
- 236 Ing.H.Snelting
- 237-244 auteur
- 245 Depot van Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie
- 246 Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
- 247 Bibliotheek RIVM
- 248 Bibliotheek LBG
- 249-300 Reserve-exemplaren

Voorwoord

Door het Directoraat-Generaal Milieubeheer is aan het RIVM opdracht gegeven de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van onderdelen van deel II (het technisch-inhoudelijk deel) van de Leidraad bodembescherming te verzorgen. De resultaten daarvan worden gebruikt bij de periodieke herziening van de Leidraad. In de opdracht neemt het criterium "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" een centrale plaats in.

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 potentiële blootstelling als gevolg van verspreiding van verontreinigende stoffen via lucht en grondwater. In dit rapport wordt de inhoud van de eerder in het kader van deze opdracht verschenen rapporten (nrs. 725201001 tot en met 725201006 en 725201008) geïntegreerd.

Dit rapport is dientengevolge niet alleen een produkt van de auteurs. Er zijn ook bijdragen in verwerkt van de auteurs van de andere rapporten. Tevens zijn de resultaten van de gesprekken met individuele deskundigen, die tijdens het schrijven van dit rapport zijn gevoerd, opgenomen.

INHOUDSOPGAVE

Verzendlijst	i
Voorwoord	ii
Inhoudsopgave	iii
Summary	v
Samenvatting	vi
 1 INLEIDING	 1
1.1 Inkadering onderzoek	1
1.2 Doelstelling	3
1.3 Opbouw van het rapport	3
2 OPZET VAN HET NADER ONDERZOEK	4
2.1 Inleiding	4
2.2 Fase 1: diagnose verontreiniging en toetsing aan criterium "ernstig gevaar voor volksgezondheid of het milieu"	4
2.3 Fase 2: schatting van de mate van blootstelling en daaraan verbonden risico's	7
2.4 Prioriteitsstelling	8
3 ERNSTIG GEVAAR VOOR DE VOLKSGEZONDHEID OF HET MILIEU	10
3.1 Inleiding	10
3.2 Ernstig gevaar voor het milieu	10
3.2.1 Inleiding	10
3.2.2 Het criterium "ernstig gevaar"	11
3.2.3 Aanvullingen en wijzigingen	13
3.2.4 Betrouwbaarheidsscores	14
3.3 Ernstig gevaar voor de volksgezondheid	14
3.3.1 Inleiding	14
3.3.2 Vaststelling advieswaarde voor niet-genotoxische carcinogenen en niet-carcinogenen	22
3.3.3 Vaststelling advieswaarde voor genotoxische carcinogenen	23
3.3.4 Humane blootstelling	24
3.3.5 Betrouwbaarheidsscores	26
3.3.6 Aanvullende beschouwingen	27
3.3.6.1 Grond-waterpartitie	27
3.3.6.2 Toetsing toxiciteit grondwaterorganismen	33
3.3.6.3 Drinkwaterleidingpermeatie	33
3.3.6.4 Toetsing aan drinkwaternormen	35
3.3.6.5 Het diepere grondwater	40
3.3.7 Aanvullingen en wijzigingen in humaan-toxicologische C-toetsingswaarden	41
4 INTEGRATIE VAN VOORSTELLEN TOT ÉÉN C-TOETSINGSWAARDE	43
4.1 De integratie	43
4.1.1 C-toetsingswaarden grond	43
4.1.2 C-toetsingswaarden grondwater	43
4.1.3 Toets aan de milieukwaliteitsdoelstellingen	47
4.1.4 De toetsingstabel	48
4.2 Bodemtypecorrectie	52
4.3 Gelijktijdige blootstelling aan verschillende verontreinigingen	53
4.4 Aanvullende opmerkingen	55

5	ACTUELE BLOOTSTELLING AAN BODEMVERONTREINIGING	57
5.1	Inleiding	57
5.2	Analyse van de mate van blootstelling en daaraan verbonden risico's	57
5.3	Overige systemen voor bepaling actuele risico's voor blootstelling aan en verspreiding van bodemverontreiniging ten behoeve van prioriteitstelling	65
5.3.1	Eindrapport Commissie bodemsanering in gebruik zijnde bedrijfsterreinen	65
5.3.2	Voorlopige inspectierichtlijn blootstellingsrisico bij bodemverontreiniging	66
6	ALGEMENE AANBEVELINGEN	68
7	LITERATUURLIJST	71
	Verklarende woordenlijst	78
	Bijlage 1. Formularium ten behoeve van berekening actuele blootstelling	80

SUMMARY

This report concludes a series of reports which have to contribute to the technical-scientific basis of parts of part II of the Dutch Soil Protection Guideline. The results of this study will be used in the periodical revision of this Guideline.

In this study the criterion "serious threat to (human) health or the environment" has a central position.

In this report the results of the former published reports (nos. 7252001001 to 725201006 and no. 725201008) are integrated. Relevant information derived from the former reports is presented. This leads to a so called Further Investigation procedure, in which the determination of the potential and actual exposure and the risk assessment for man and environment are positioned.

Moreover proposals are presented for adjusted and clarified, toxicologically based Dutch C-values.

Finally methodological uncertainties are presented and a number of recommendations are made.

SAMENVATTING

Dit rapport vormt de voorlopige afsluiting van een serie van rapporten die bij moeten dragen aan de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van onderdelen van deel II (het technisch-inhoudelijk deel) van de Leidraad bodembescherming. De resultaten hiervan zullen worden gebruikt bij de periodieke herziening van de Leidraad.

In de onderhavige studie neemt het criterium "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" een centrale plaats in.

In dit rapport wordt de inhoud van de eerder in het kader van deze opdracht verschenen rapporten (nrs. 725201001 tot en met 725201006 en 725201008) geïntegreerd. Op hoofdlijnen wordt de inhoud van de eerder verschenen rapporten herhaald waar het voor de afleiding van de C-toetsingswaarden relevante informatie betreft. Een en ander leidt tot een structurering (stappenplan) van het Nader Onderzoek (zoals beschreven in de Leidraad), waarbij de bepaling van potentiële en actuele blootstelling en de kans op schade aan de gezondheid van de mens of schade aan het milieu een plaats in dit onderzoek wordt gegeven. Bovendien worden voorstellen gedaan voor verduidelijking en waar nodig bijstelling van toxicologisch onderbouwde C-toetsingswaarden (nieuwe toetsingstabel).

Tenslotte is op de bij de studie geconstateerde onzekerheden en onduidelijkheden ingegaan. Tevens worden een aantal voorstellen gedaan ter verbetering van de gevolgde werkwijze.

1 INLEIDING

1.1 Inkadering onderzoek

Door het Directoraat-Generaal Milieubeheer is aan het RIVM opdracht gegeven de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van onderdelen van deel II (het technisch-inhoudelijk deel) van de Leidraad bodembescherming (VROM, 1990a) te verzorgen. De resultaten van deze studie worden gebruikt bij de periodieke herziening van de Leidraad. In de opdracht neemt het toetsingscriterium "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" een centrale plaats in. Bij de incorporatie van de Interimwet bodemsanering in de Wet bodembescherming wordt voorgesteld het toetsingscriterium te wijzigen in "ernstig gevaar voor vermindering van de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, plant of dier heeft". Aangezien het volgens de toelichting om een redactionele wijziging gaat, is dit rapport eveneens van toepassing op de saneringsparagraaf van de Wet bodembescherming (wetsvoorstel 21 556; VROM, 1990c).

"Ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" wordt bepaald door twee aspecten: de aard en de concentraties van de verontreinigende stoffen, die een indruk geven van de mate van verontreiniging (van milieucompartimenten) en de potentiële effecten daarvan (op mens of milieu), en de lokale verontreinigingssituatie, bepalend voor de mate en de mogelijkheid van verspreiding of contact. Het toetsingscriterium geeft een indicatie of, indien alle potentiële blootstellingsroutes operationeel zouden zijn, zich een ontoelaatbaar risico voor mens (volksgezondheid) of milieu zou kunnen voordoen.

Indien zich "ernstig gevaar" voordoet, betekent dit dat de locatie gelegitimeerd in het vigerende wettelijke kader onderzocht en gesaneerd wordt (saneringsnoodzaak). Het huidige gebruik van de bodem is mede bepalend voor de mate waarin zich "actuele" risico's voor mens of milieu als gevolg van blootstelling aan bodemverontreiniging voordoen. Door middel van een zogenaamde actuele blootstellingsanalyse dient voor de specifieke lokale situatie (afhankelijk van bijvoorbeeld bodemgesteldheid, geohydrologie en bodemgebruik) te worden vastgesteld of een Sanering(sonderzoek) een hoge prioriteit heeft (saneringsurgentie).

De C-toetsingswaarde is een algemeen bodemkwaliteitscriterium voor de toetsing van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of milieu" als gevolg van bodemverontreiniging.

In het kader van de bovenvermelde opdracht aan het RIVM is het toetsingscriterium "ernstig gevaar" nader verduidelijkt en wordt de reeds bestaande getalsmatige invulling van de C-toetsingswaarden uit de toetsingstabel in de huidige Leidraad geëvalueerd. Bovendien worden de twee aspecten ter beoordeling van "ernstig gevaar" geïntegreerd.

De C-toetsingswaarde geeft geen informatie over bovenbedoelde actuele risico's, maar is gebaseerd op de aanname dat alle potentiële blootstellingsroutes operationeel zijn; met specifieke lokale omstandigheden, waarbij deze aanname niet geldig hoeft te zijn, wordt geen rekening gehouden.

De opdracht aan het RIVM omvatte de risico's voor de volksgezondheid respectievelijk het milieu bij bodemverontreiniging en nadere beschouwingen met betrekking tot (potentiële) blootstelling als gevolg van verspreiding van verontreinigende stoffen via lucht en grondwater.

In het kader van deze opdracht zijn tot nu toe zes rapporten verschenen.

Het begrip "ernstig gevaar voor milieu" is door Denneman en Van Gestel (rapport 725201001, 1990) uitgewerkt en omgezet in voorstellen voor ecotoxicologisch onderbouwde C-toetsingswaarden. Naar aanleiding van een externe commentaar ronde zijn door Denneman en Van Gestel deze, op basis van voornamelijk bodemecotoxicologische gegevens afgeleide, waarden geijkt aan aquatische toxiciteitsgegevens (rapport 725201008, 1991).

Voor de afleiding van de humaan-toxicologische C-toetsingswaarden zijn bouwstenen aangeleverd door Linders (rapport 725201003, 1990) en Vermeire et al. (rapport 725201005, 1991). Linders heeft een algemeen te hanteren procedure beschreven voor de beoordeling van risico's voor de mens bij blootstelling aan verhoogde concentraties van stoffen in het milieu. Door Van den Berg (rapport 725201006, 1991) is de beschreven procedure geïntegreerd in het blootstellingsmodel CSOIL. Dit rekenmodel is tevens gebaseerd op uitgebreide en gedetailleerde bestudering van andere modellen en bijbehorende achtergrondliteratuur. In rapport 725201006 wordt een verantwoording van alle keuzes ten aanzien van parameters, routes etc. gegeven. Dit model wordt gebruikt om de potentiële en actuele blootstelling en de bijbehorende kans op schade aan de gezondheid van de mens en aan het milieu te schatten.

Zowel in geval van potentiële als actuele blootstelling dient de mate van blootstelling geconfronteerd te worden met de toelaatbaarheid ervan. Rapport 725201005 (Vermeire et al., 1991) beschrijft het toxicologisch beoordelingskader, de risiconiveaus behorende bij "ernstig gevaar voor de volksgezondheid", de uitwerking daarvan voor carcinogene en niet-carcinogene stoffen en de humaan-toxicologische advieswaarden voor verschillende stoffen. Van den Berg (1991) heeft met behulp van deze gegevens en schattingen van de blootstelling voorstellen voor humaan-toxicologische C-toetsingswaarden gedaan.

De overige twee rapporten hebben betrekking op het aspect verspreiding van de verontreiniging. Lagas et al. (rapport 725201002, 1990) richten zich voornamelijk op de verspreiding van stoffen via het grondwater. Daarbij wordt aandacht besteed aan de mobiliteit van verontreinigende stoffen in de bodem en aan de schatting van de snelheid en richting van grondwaterstroming. Kliest (725201004, 1990) geeft informatie met betrekking tot de verspreiding via de gasfase in de bodem en de consequenties hiervan voor binnen- en buitenlucht in relatie tot de inhalatoire blootstelling.

Bovenvermelde rapporten verschaffen basiskennis. Daarnaast zijn onderstaande protocollen reeds beschikbaar.

In opdracht van het Directoraat-Generaal Milieuhygiëne zijn door de Nederlandse organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO) protocollen voor het vaststellen van aard,

concentratie en omvang van bodemverontreiniging ontwikkeld (Lamé en Bosman, 1991a en b). In Kliest (1990) is een protocol voor de uitvoering van (binnen)luchtonderzoek opgenomen. Van den Berg (1991) geeft een protocol voor de schatting van blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Te zijner tijd zal het aantal protocollen worden uitgebreid.

1.2 Doelstelling

Het doel van dit rapport (725201007) is drieledig, te weten:

- het structureren van de opzet van het Nader Onderzoek waarbij (de bepaling van) potentiële en actuele blootstelling een plaats in het onderzoek wordt gegeven;
- het doen van voorstellen voor verduidelijking en waar nodig bijstelling van de C-toetsingswaarden. Hiertoe worden de in bovenstaande gememoreerde voorstellen voor ecotoxicologisch en humaan-toxicologisch onderbouwde C-toetsingswaarden geïntegreerd;
- het presenteren van instrumenten waarmee de actuele blootstelling en de bijbehorende kans op schade aan de gezondheid kunnen worden geschat op basis waarvan de urgentie van Sanering(sonderzoek) kan worden bepaald.

1.3 Opbouw van het rapport

Onderhavig rapport is als volgt opgebouwd.

Hoofdstuk 2 gaat in op de opzet van het Nader Onderzoek. In hoofdstuk 3 is de relevante ecotoxicologische en humaan-toxicologische achtergrondinformatie opgenomen. Hoofdstuk 4 behandelt de integratie van de voorgestelde ecotoxicologische en humaan-toxicologische toetsingswaarden. Tevens wordt een bijgesteld toetsingskader (de toetsingstabel) voor verontreinigingen, op het niveau waarboven een Sanering(sonderzoek) noodzakelijk is, gepresenteerd.

In hoofdstuk 5 staat de actuele blootstelling centraal. In hoofdstuk 6 worden de gevolgde werkwijze en de geformuleerde toetsingswaarden besproken en worden aanbevelingen voor aanvulling en methodologische verbetering gedaan.

2 OPZET VAN HET NADER ONDERZOEK

2.1 Inleiding

De opzet van het Nader Onderzoek en de presentatie van de resultaten ervan dienen zodanig te zijn dat een goed beeld verkregen wordt van de verontreiniging van de bodem (zowel de terrestrische bodem als de waterbodem), opdat vastgesteld kan worden of sprake is van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" en (indien dit het geval is) een analyse kan worden gegeven van de huidige (en toekomstige) mate van blootstelling en de daaraan verbonden risico's.

Bij de uitvoering van het Nader Onderzoek worden twee fasen onderscheiden (zie figuur 1). In de eerste fase vindt aan de hand van een daartoe geëigende bemonsteringsstrategie de diagnose plaats van aard, concentratie en omvang van de bodemverontreiniging, met inbegrip van een analyse van de inmiddels opgetreden verspreiding van verontreinigende stoffen. De resultaten hiervan worden getoetst aan het criterium "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu". Indien hiervan sprake is spitst de tweede fase van het Nader Onderzoek zich toe op de actuele blootstelling en de kans op schade aan de gezondheid van de mens of op schade aan het milieu bij die blootstelling, rekening houdend met de mogelijkheden van verdere verspreiding van de verontreiniging (prognose van verspreiding van de verontreiniging).

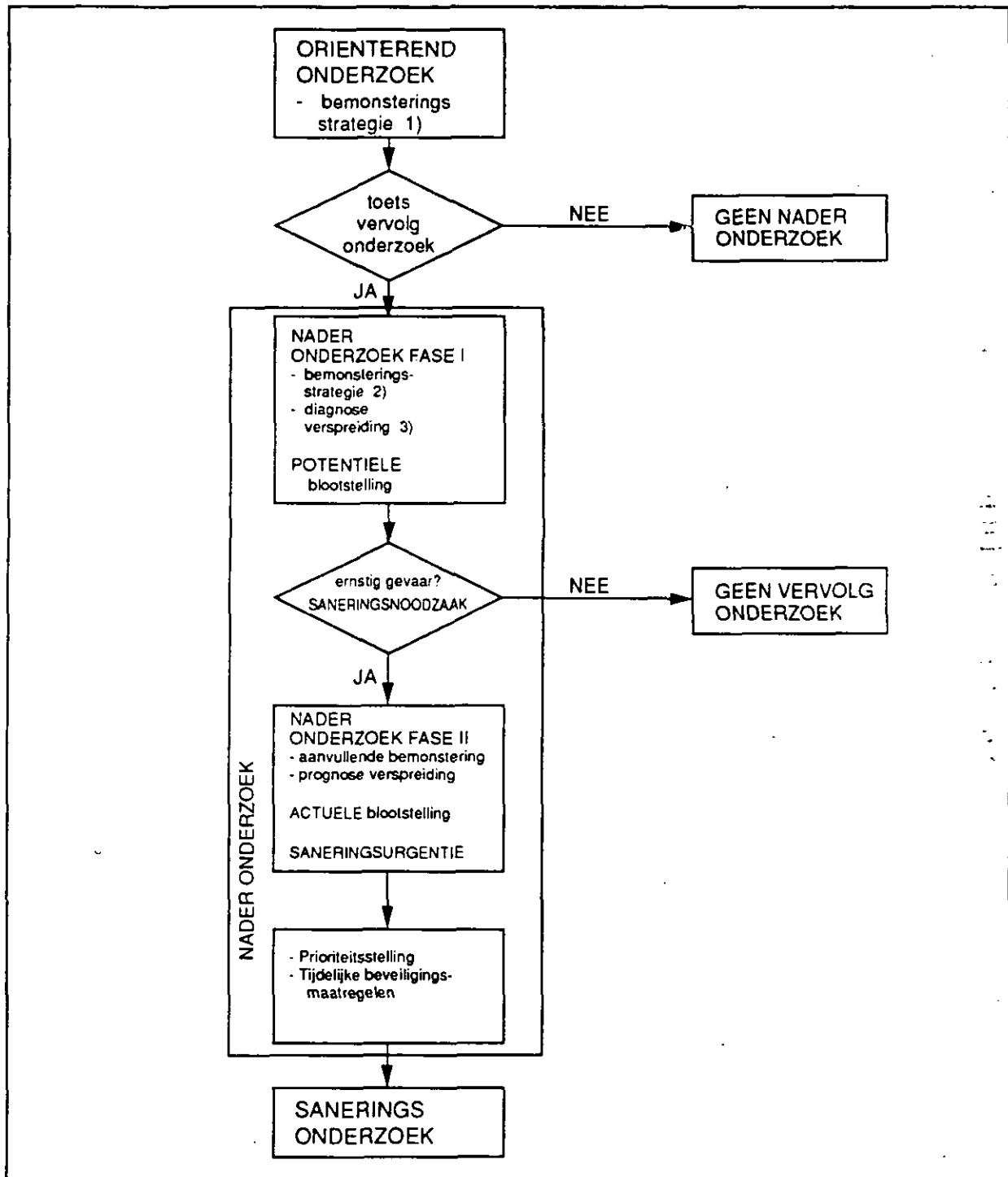
2.2 Fase 1: diagnose verontreiniging en toetsing aan criterium "ernstig gevaar voor volksgezondheid of het milieu" (Analyse van "potentiële blootstelling")

Op basis van de resultaten van het Oriënterend Onderzoek (Lamé en Bosman, 1991a) wordt een bemonsteringsstrategie opgesteld, rekening houdend met de ruimtelijke verdeling van de verontreiniging (homogeen of heterogeen verdeelde verontreiniging). In Lamé en Bosman (1991b) is een gedetailleerde beschrijving opgenomen van de te volgen procedure. Het boor-, bemonsterings- en analyseprogramma kan worden geoptimaliseerd aan de hand van schattingen van de mobiliteit van de verontreinigende stoffen en de stroomsnelheid en -richting van het grondwater. Lagas et al. (1990) gaan nader op de mobiliteit van stoffen in en geven tevens eenvoudige instrumenten ter beschrijving van grondwaterstroming. In die gevallen waar de geschatte verspreiding (sterk) afwijkt van de metingen is deskundig gebruik van meer geavanceerde rekenmodellen aan te bevelen. Hiermee kunnen de noodzakelijke verfijningen in de schematisering van de ondergrond zoals bodemgelaagdheid, de aanwezigheid van sloten of drainagesystemen en onttrekkingen van grondwater in de berekeningen worden betrokken.

Het bureau SAMWAT (Samenwerking onderzoek waterbeheer, verbonden aan de Commissie voor hydrologisch onderzoek TNO) beheert een database van in Nederland beschikbare modellen.

Een groot aantal modellen is voor wat betreft de schematisering van de ondergrond en de te gebruiken rekentechniek gelijkwaardig. Ter wille van de uniformiteit en onderlinge vergelijkbaarheid van gegevens wordt in dit rapport op voorhand een beperking tot een aantal algemeen beschikbare en hanteerbare modellen aanbevolen.

Figuur 1. Opzet van het Nader Onderzoek en de plaats daarvan in de totale keten van het onderzoek in het kader van de bodemsanering.



- 1) zie Lamé en Bosman (1991a). Oriënterend Onderzoek naar aard, concentratie en omvang van bodemverontreiniging.
- 2) zie Lamé en Bosman (1991b). Nader Onderzoek naar aard, concentratie en omvang van bodemverontreiniging.
- 3) Lagas et al. (1990). Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging.

Bedacht moet worden dat de kwaliteit van de berekeningen eerder bepaald wordt door de kwaliteit van de schematisering van de ondergrond en de gekozen modelparameters dan door de rekentechniek (zie voorts het gestelde met betrekking tot een gefaseerde grondwateronderzoeksopzet in het TCB-advies inzake aanvullende grondwaterbescherming tegen diffuse bronnen van bodemverontreiniging; TCB, 1991a).

Het inzicht in de verontreinigingssituatie en in de lokale bodemopbouw en geohydrologische omstandigheden wordt in een cyclische bemonsteringsopzet en een systematische vergelijking van meetresultaten en schattingen op basis van hypothesen en rekenmodellen steeds verder verfijnd. Na de eerste fase van het Nader Onderzoek dienen de aard en omvang van de verontreiniging te zijn vastgesteld. De ligging van de kernen van de verontreinigingen moet zijn opgespoord; daarnaast moeten de plaatsen bekend zijn waar de concentraties van verontreinigende stoffen in de grond en het (ondiepe en zo nodig het diepe) grondwater de (lokale) referentiewaarde respectievelijk de C-toetsingswaarde te boven gaan.

Bij de beoordeling of sprake is van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" spelen de mate van verontreiniging (van milieucompartimenten) en de potentiële effecten daarvan op mens en milieu en de mogelijkheid tot verspreiding of contact een rol. In hoofdstuk 3 worden uitgangspunten en achtergronden van deze beoordeling uiteengezet. In hoofdstuk 4 worden de C-toetsingswaarden gepresenteerd op basis waarvan de beoordeling wordt uitgevoerd.

In aanvulling op het bovenstaande wordt voorgesteld, wanneer uit de resultaten van de eerste fase van het Nader Onderzoek blijkt dat op een bemonsteringsschaal met een onderlinge afstand tussen meetpunten van 5 respectievelijk 10 meter de gemiddelde concentratie voor afzonderlijke stoffen in grond respectievelijk grondwater (over een diepte van tenminste 0,5 respectievelijk 1 meter) de C-toetsingswaarde te boven gaat, dat sprake is van "ernstig gevaar voor volksgezondheid of het milieu" (zie voorts 4.3 in verband met gelijktijdige blootstelling aan verschillende verontreinigende stoffen). Vervolgonderzoek en het uitvoeren van saneringsmaatregelen in het kader van de Interimwet bodemsanering (te zijner tijd de saneringsparagraaf van de Wet bodembescherming) is dan gelegitimeerd. Deze vervolgactiviteiten worden per geval van bodemverontreiniging van een uitvoeringsplanning voorzien in de provinciale bodemsaneringsprogramma's. De wet blijft uiteraard ook betrekking houden op dreigende bodemverontreiniging (zie Leidraad bodembescherming, deel I pag. 1 en 2).

Indien het verontreinigingsniveau of -volume in een bodem niet aan het bovenomschreven criterium voldoet, houdt dit niet in dat van verontreiniging geen sprake is of dat de verontreinigingssituatie als zodanig aanvaardbaar is. Afhankelijk van het bodemgebruik kunnen maatregelen buiten het kader van de Interimwet bodemsanering noodzakelijk zijn (bijvoorbeeld het niet telen van gevoelige gewassen of het treffen van landbouwkundige maatregelen zoals het bekalken van percelen).

Indien het verontreinigingsniveau of -volume in een terrestrische bodem of waterbodem aan het bovenvermelde criterium voldoet, dient

zo spoedig mogelijk de tweede fase van het Nader Onderzoek te worden uitgevoerd. Daarbij wordt niet alleen van de gekarteerde omvang van de verontreiniging uitgegaan maar tevens gebruik gemaakt van het inmiddels verkregen inzicht in de aard van de verontreiniging, het milieuchemisch gedrag van de verontreinigende stoffen (de verdeling van de stoffen over de vaste, vloeibare en gasvormige fase van de bodem en de fysisch-chemische karakteristieken zoals verdelingscoëfficiënten grond-water en lucht-water, de wateroplosbaarheid, dampdruk, de permeatiecoëfficiënt en de lokale bodemkundige en geohydrologische omstandigheden (bijvoorbeeld kwantificering van lutum- en organische-stofgehalte en de zuurgraad van bodem(lagen) en voor de lokatie relevant geachte geohydrologische parameters). Afhankelijk van de uitkomsten van deze twee fase kan het tijdstip van een Sanering(sonderzoek) worden vastgesteld.

2.3 Fase 2: Schatting van de mate van blootstelling en daaraan verbonden risico's (Analyse van "actuele blootstelling")

Op basis van aard en omvang van de verontreiniging en de lokale verontreinigingssituatie wordt een schatting van de blootstelling gemaakt. Het huidige gebruik van de bodem is bepalend voor de mate van blootstelling en daaraan verbonden kans op schade aan de gezondheid van mens of overige organismen.

Op basis van deze berekeningen kan de urgentie van een Sanering(sonderzoek) en het nemen van tijdelijke beveiligingsmaatregelen, gericht op het tegengaan van de verspreiding van de verontreiniging en de schadelijke gevolgen daarvan, worden gemotiveerd.

Bij de uitvoering van de tweede fase van het Nader Onderzoek is een aantal stappen te onderscheiden:

- a. bepaling van de in het geding zijnde routes waarlangs de mens kan worden blootgesteld aan de verontreiniging van de terrestrische bodem of waterbodem;
- b. bepaling van de bijdrage via deze afzonderlijke routes aan de totale humane blootstelling en vaststelling van de relevante blootstellingsroutes;
- c. aanvullende metingen van concentraties van verontreinigende stoffen in binnen- en kruipruimtelucht van woningen, drinkwater, consumptiegewassen (en overige relevante voedingsprodukten);
- d. berekening van de huidige humane blootstelling aan bodemverontreiniging en zo nodig een schatting van de toekomstige humane blootstelling op basis van een prognose van de verspreiding van de verontreiniging. Voor de stappen a. tot en met d. wordt het CSOIL-model gebruikt (Van den Berg, 1991); voor berekening van blootstelling als gevolg van consumptie van voedingsprodukten anders dan gewassen welke zijn gecontamineerd door bodemverontreiniging evenals voor directe blootstelling via verontreinigd oppervlaktewater kan worden teruggegrepen op Linders (1990);

- e. bepaling van het humane blootstellingrisico door een evaluatie van de totale humane blootstelling aan de hand van toxicologische advieswaarden (opgenomen in Vermeire et al., 1991);
- f. schatting van effecten van bodemverontreiniging op bodemorganismen (voor sommige verontreinigingen c.q. toetsorganismen aan de hand van separate tests; voor het overige aan de hand van beschikbare literatuur);
- g. schatting van toekomstige verspreiding van de verontreiniging (prognose verspreiding van verontreiniging) aan de hand van modelberekeningen; berekening van het potentiële grond- en grondwaterverontreinigingsvolume (zie Lagas et al., 1990);
- h. interpretatie van de huidige blootstelling voor mens en milieu aan bodemverontreiniging voor zover mogelijk rekening houdend met achtergrondblootstelling en combinatietoxiciteit.

In de tweede fase van het Nader Onderzoek dient elk van de 8 stappen aan de orde te komen hetgeen, zeker bij geïntegreerde uitvoering van de stappen, in de rapportage tot uiting moet komen.

In hoofdstuk 5 wordt op elk van de stappen meer in detail ingegaan.

2.4 Prioriteitsstelling

De Interimwet bodemsanering (en te zijner tijd de saneringsparagraaf van de Wet bodembescherming) gaat uit van een programmatische en gefaseerde aanpak van gevallen van bodemverontreiniging. Dientengevolge wordt een sterke nadruk gelegd op het in uitvoering nemen van onderzoeken en saneren van de bodem aan de hand van een urgentievolgorde.

De urgentievolgorde wordt primair bepaald door het criterium "ernstig gevaar voor volksgezondheid of het milieu". Indien hiervan sprake is, speelt bij het nemen van een beslissing over het moment van Sanering(sonderzoek) het bodemgebruik in relatie tot aard en omvang van de verontreiniging en de lokale verontreinigingssituatie een belangrijke rol.

Bij de vaststelling van de urgentie van Sanering(sonderzoek) met behulp van de uitkomsten van de in 2.3 vermelde berekeningen dient zowel aandacht te worden geschonken aan het aspect van volksgezondheid als aan dat van milieu en verspreiding van de verontreiniging. Aan geen van de drie aspecten kan zonder meer een doorslaggevende zwaarte worden gegeven. De aanwezigheid van woon-, werk- of andere verblijfsgebieden, waterwingebieden en natuurgebieden is verdisconteerd in de betreffende drie aspecten en maken dientengevolge integraal onderdeel uit van de primaire urgentiebepaling. Anders dan op het relatief hoge abstractieniveau van deze gebieden kan met voornoemde 8 stappen op meer concrete wijze een urgentievolgorde worden bepaald. De vaststelling van de urgentie behoort daarbij niet primair te worden beïnvloed door andere dan genoemde drie aspecten.

Tijdelijke beveiligingsmaatregelen, die dienen om de urgentie van definitieve voorzieningen op te schorten en de situatie te beheersen, zullen zich in de praktijk noodgedwongen beperken tot twee van deze drie aspecten: de volksgezondheid en de verspreiding van de verontreiniging.

Daarbij geldt wel dat de beveiligingsmaatregel een voorlopig karakter dient te hebben en de (definitieve) sanering niet in de weg mag staan.

De Leidraad bodembescherming (pag. II-19) vermeldt nog andere maatregelen die bijdragen aan het tegengaan van de gevolgen van de verontreiniging, maar die niet als tijdelijke beveiligingsmaatregelen in de zin van de Interimwet bodemsanering worden gezien. Ook deze laatste maatregelen zijn met name gericht op de volksgezondheid (bijvoorbeeld het stopzetten van de drinkwatervoorziening of het vervangen van kunststof waterleidingen door metalen leidingen).

3 ERNSTIG GEVAAR VOOR DE VOLKSGEZONDHEID OF HET MILIEU

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt besproken hoe het criterium "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" is gedefinieerd en kwantitatief is uitgewerkt. Tevens wordt de werkwijze beschreven volgens welke de toxicologische gegevens verkregen zijn en hoe op basis hiervan de voorstellen voor de C-toetsingswaarden zijn afgeleid.

Bij de verduidelijking van het toetsingscriterium "ernstig gevaar" is aangesloten op het gestelde in de risico-brochure "Nationaal Milieubeleidsplan - Omgaan met risico's" (VROM, 1988c). Voorts wordt verwezen naar het "Milieuprogramma 1991-1994 - Deel III Begrippenkader van het milieubeleid" (VROM, 1990b). Hierin is de C-toetsingswaarde geïntroduceerd als interventiewaarde, die duidt op een milieukwaliteit waarbij de van het "maximaal toelaatbare risico" afgeleide concentraties zodanig worden overschreden dat actief ingrijpen nodig is.

3.2 Ernstig gevaar voor het milieu

3.2.1 Inleiding

De ecologische functie van de bodem is als uitgangspunt voor de invulling van het criterium "ernstig gevaar voor het milieu" genomen.

De ecologische functie van de bodem berust op een complex samenspel van biologische en fysisch-chemische processen. Essentieel hierbij is het vermogen van de bodem om in de primaire produktie te voorzien en als "substraat" te dienen voor decompositie- en mineralisatieprocessen. Voorts speelt de bodem een belangrijke rol in geochemische cycli en de hydrologische kringloop.

Een bodemecosysteem wordt gekarakteriseerd door structurele (individuele, populaties, levensgemeenschappen) en door functionele kenmerken van het ecosysteem (die door groepen van organismen - "functionele eenheden" - worden vervuld). Voor extrapolatie van effecten op de structuur van ecosystemen naar het functioneren van ecosystemen is kennis nodig over de relatie daartussen. In het algemeen is er geen eenduidige relatie tussen "functionele eenheden" in ecosystemen en een bepaalde soortensamenstelling. Verschillende soorten kunnen dezelfde functie vervullen. Dezelfde soort kan verschillende functies uitoefenen. Effecten op de populatie van een bepaalde soort uit een "functionele eenheid" hebben niet altijd consequenties voor die functie omdat een andere soort uit deze eenheid de rol kan overnemen. Het vermogen om toekomstige verstoringen te compenseren is evenwel verminderd. Er zijn ook soorten met een specifieke functie. Effecten op deze soorten kunnen directe gevolgen hebben voor het functioneren van ecosystemen. Een algemene extrapolatie van effecten op populaties of levensgemeenschappen naar effecten op het functioneren van ecosystemen is dus niet zonder meer mogelijk (TCB, 1990a). Aangenomen wordt echter, onder andere door de Gezondheidsraad (1988) dat bescherming van de structuur garanties biedt voor het functioneren

van een ecosysteem. Aangenomen wordt voort's dat de structuur gevaar loopt indien de soortensamenstelling ernstig wordt aangetast (VROM, 1989a).

3.2.2 Het criterium "ernstig gevaar"

Als criterium voor "ernstig gevaar" is gekozen het plaatsvinden of dreigen plaats te vinden van onomkeerbare en onherstelbare schade aan de soortensamenstelling. Deze keuze is gebaseerd op het door Moriarty (1983) en de Voorlopige Technische Commissie Bodembescherming (VTCB, 1986) geconstateerde feit dat toxische stoffen gevaarlijk kunnen zijn vanwege hun effecten op levensgemeenschappen, maar dat zij aangrijpen op individuele organismen, zodat daar ook de eerste effecten zichtbaar zijn. Het gaat derhalve om de beantwoording van de vraag: 'wanneer is er sprake van ernstige aantasting van de soortensamenstelling van een ecosysteem en wanneer is herstel i.c. herkolonisatie van een gebied door bodemorganismen als gevolg van bodemverontreiniging redelijkerwijs niet meer mogelijk?'. Deze vraag wordt beantwoord door uit te gaan van het voortbestaan van soorten en levensgemeenschappen. Als belangrijke populatie-dynamische parameters worden naast sterfte vooral reproductie en groei genoemd (Ma, 1983; Joosse en Verhoef, 1983; Van Capelleveen, 1987). Dit betekent niet dat andere sublethale parameters niet van belang kunnen zijn voor het voortbestaan van organismen. Negatieve effecten op andere belangrijke parameters zullen echter in het algemeen ook leiden tot reproductievermindering (Kooijman en Metz, 1984).

Uitgaande van bovengenoemde essentiële parameters hebben Denneman en Van Gestel (1990) gesteld, dat er in ieder geval gesproken kan worden van **"ernstig gevaar"** indien **50% van de soorten in een systeem nadelige effecten ondervindt door de aanwezigheid van één of meer verontreinigende stoffen in concentraties boven de NOEC (No Observed Adverse Effect Concentration) voor deze soorten.** De omvang van de nadelige effecten bij een dergelijke concentratie is per soort verschillend en zal uiteenlopen van nagenoeg verwaarloosbaar tot zeer groot.

Dit betekent dat gevoelige soorten niet expliciet beschermd zijn. Indien de bescherming hiervan van belang geacht wordt, dan dient hier bij de actuele risico-analyse (zie hoofdstuk 5) terdege aandacht aan besteed te worden. Zonodig kunnen maatregelen ter bescherming van gevoelige soorten worden getroffen. De Interimwet bodemsanering (IBS, 1982) is hiervoor niet het geëigende kader.

Overigens moet erop gewezen worden dat 'geen ernstig gevaar voor de ecologische functie van de bodem' iets geheel anders inhoudt dan een volledige of zekere bescherming van de ecologische functie zoals beoogd met streef- of grenswaarden. Concentraties beneden het "ernstig gevaar"-niveau, maar boven het streefwaardenniveau, kunnen aantasting van de ecologische functie tot gevolg hebben. Deze is echter niet zodanig dat van "ernstig gevaar" gesproken wordt.

Om aan het geformuleerde toetsingscriterium een getalsmatige invulling te geven is een literatuurstudie uitgevoerd naar beschikbare bodemecotoxicologische gegevens ten aanzien van planten, bodemfauna en micro-organismen voor alle in de huidige toetsingstabel opgenomen stoffen. In principe is gekozen voor het verzamelen van NOEC, LC50

en EC50-waarden voor bij voorkeur niet-lethale effecten (m.n. reproductie en groei) voor (individuele) soorten in geval van chronische blootstelling. Om op grond van deze toxiciteitsgegevens een ecotoxicologisch onderbouwde C-toetsingswaarde (Denneman en Van Gestel, 1990) af te leiden, is in principe uitgegaan van de RAB-methode (Risiko-Analyse-Bodemverontreiniging; Van Straalen en Denneman, 1989). Daarmee wordt ten dele aangesloten bij een advies van de Gezondheidsraad (1988) en bij de thans gangbare praktijk van afleiding van maximaal toelaatbare risico-niveaus (Van de Meent et al., 1990). Toepassing van de RAB-methode bij het gekozen criterium, volledige bescherming van 50 % van de soorten in een ecosysteem, heeft tot gevolg dat de methode gereduceerd wordt tot de bepaling van de mediaan van de frequentieverdeling van gevoeligheden van soorten, geschat door het geometrisch gemiddelde van de effectgegevens.

In het algemeen bleken onvoldoende gegevens beschikbaar voor toepassing van de RAB-methode en daarom moesten alternatieve procedures worden toegepast. Door deze in een aantal gevallen te iken aan de RAB-methode is vastgesteld dat daarmee een vergelijkbaar resultaat kan worden bereikt.

Bij de afleiding van voorstellen voor ecotoxicologische C-toetsingswaarden is voorts rekening gehouden met de invloed van (de variatie van) bodemeigenschappen op de beschikbaarheid van stoffen en daarmee op het risico voor bodemorganismen. Daarom zijn C-toetsingswaarden voorgesteld die afhankelijk zijn van het organische stof- en lutumgehalte (Denneman en Van Gestel, 1990). De hierbij gehanteerde methodiek is ontleend aan de voor de referentiewaarden bodemkwaliteit beschreven procedure (VROM, 1987).

Meegenomen zijn met name de risico's voor die organismen die direct contact hebben met de bodem. De risico's van doorvergiftiging zijn niet expliciet in beschouwing genomen. Aangenomen wordt dat deze organismen in het algemeen niet méér risico's lopen dan direct aan de bodem gerelateerde organismen. Hiervoor zijn twee redenen. Ten eerste beperkt de blootstelling van dergelijke organismen zich voornamelijk tot het voedsel, terwijl in de bodem voorkomende organismen ook door middel van direct huidcontact blootgesteld zijn. Ten tweede is het fourageergebied van dergelijke organismen in het algemeen veel groter dan de omvang van een tot boven de C-toetsingswaarde verontreinigde lokatie, waardoor zij slechts een deel van hun voeding uit een gecontamineerd gebied betrekken. Voor enkele, sterk in voedselketens accumulerende stoffen kan deze aanname toch te grof zijn en zullen met name bij hogere organismen onaanvaardbare risico's optreden. Te zijner tijd zal hier een verdere onderbouwing aan gegeven moeten worden.

De uitkomsten van het onderzoek, de C-toetsingswaarden, zijn ook van toepassing op de waterbodem. Dit sluit aan bij het multifunctionaliteitsprincipe, dat stelt dat elke bodem, rekening houdend met zijn natuurlijke eigenschappen, in potentie alle functies moet kunnen blijven vervullen. Daarbij geldt dat landbodems waterbodems kunnen worden en omgekeerd. Bovendien sluit dit aan bij een rapport van de Technische Commissie Bodembescherming: 'Normering van waterbodems' (TCB, 1989b). Hierin wordt weliswaar geconstateerd dat aquatische systemen anders van opbouw zijn dan

terrestrische systemen, en dat effecten in waterbodems bij andere concentraties op kunnen treden dan in landbodems (bij de bepaling van actuele risico's van blootstelling treden deze verschillen aan de dag); daaruit mag evenwel niet zonder meer worden geconcludeerd dat een gescheiden normering wenselijk is. Omdat het van belang is de uitwisselbaarheid van bodems te garanderen wordt in het betreffende rapport voorgesteld dat een dergelijke gescheiden normering niet effectief is en dat gestreefd moet worden naar gezamenlijke referentiepunten. Deze op streefwaarden toegesneden strategie wordt in dit rapport ook als geldig voor interventiewaarden beschouwd.

Voor waterbodemorganismen geldt nog sterker dan voor landbodemorganismen dat er weinig gegevens beschikbaar zijn op grond waarvan een risicoschatting kan plaatsvinden. De toegepaste procedure en gebruikte gegevens betekenen niet dat waterbodemorganismen minder bescherming genieten dan landbodemorganismen.

Voor enkele stoffen heeft de TCB (1989b) een risicoschatting uitgevoerd op grond van aan waterbodemorganismen bepaalde effecten. Hieruit bleek dat bij gelijke concentraties waterbodemorganismen zeker niet gevoeliger zijn dan landbodemorganismen.

Van de door Denneman en Van Gestel (1990) voorgestelde C-toetsingswaarden, die primair op effecten op landbodemorganismen gebaseerd zijn, kan derhalve worden aangenomen dat ze ook voor waterbodemorganismen een vergelijkbaar risiconiveau vertegenwoordigen.

3.2.3 Aanvullingen en wijzigingen

Naar aanleiding van een externe commentaarronde (waarin reacties zijn bijeengebracht van vertegenwoordigers van o.a. het Interprovinciaal Overleg, het ministerie van LNV, V en W en verschillende individuele deskundigen) is door Denneman en Van Gestel een aanvulling op het rapport 725201001 geschreven. In rapport

Tabel 1. Gewijzigde voorstellen voor ecotoxicologische C-toetsingswaarden [mg.kg^{-1} ds] gebaseerd op gegevens uit rapport 725101008 (Denneman en Van Gestel, 1991). Gegeven zijn de waarden voor een standaardbodem.

stofnaam	ecotoxicologische C-toetsingswaarde standaardbodem [mg.kg^{-1} ds]
DDT/DDD/DDE	4
ftalaten	60
PAK	40
gechloreerde alifatische koolwaterstoffen	60
chloorfenolen	10
m.u.v. pentachloorfenol	5
chloorbenzenen	30
atrazin	6

725201008 (Denneman en Van Gestel, 1991) zijn de resultaten van rapport 725201001 geijkt aan aquatische toxiciteitsgegevens en aan door middel van kwantitatieve structuur-activiteitsrelaties (QSARs) afgeleide gegevens. Gebruik van aquatische toxiciteitsgegevens is relevant aangezien de gevoeligheid van water- en waterbodemonorganismen door deskundigen vergelijkbaar wordt geacht. Enerzijds zijn deze gegevens gebruikt om de onderbouwing van de eerder voorgestelde waarden te verbeteren. Anderzijds kan op deze wijze ook rekening worden gehouden met effecten op waterbodemonorganismen en waterorganismen als gevolg van blootstelling aan een verontreinigde waterbodem of aan (door transport van stoffen uit de waterbodem) verontreinigd oppervlaktewater. Voor een aantal stoffen heeft dit geleid tot een wijziging van de oorspronkelijk voorgestelde C-toetsingswaarden.

In tabel 1 zijn de wijzigingen ten opzichte van het oorspronkelijke rapport 725201001 opgenomen.

In tabel 2 is voor een selectie van stoffen, die thans in de Leidraad voorkomen, de voorgestelde, ecotoxicologisch onderbouwde C-toetsingswaarde gegeven.

Door Denneman en Van Gestel (1990, 1991) zijn ook voor een groot aantal andere stoffen (met name bestrijdingsmiddelen) gegevens verzameld en ecotoxicologische C-waarden vastgesteld. Indien bij een bodemverontreiniging andere dan in de toetsingstabel opgenomen verontreinigende stoffen voorkomen, kunnen de rapporten 725201001 en 725201008 worden geraadpleegd.

3.2.4. Betrouwbaarheidsscores

In tabel 3 is voor de geselecteerde stoffen de betrouwbaarheidsscore voor de afgeleide ecotoxicologische C-toetsingswaarde gegeven. Deze betrouwbaarheidsscore is afhankelijk van de procedure die is toegepast bij de afleiding van de toetsingswaarden (Denneman en Van Gestel, 1990). In tabel 4 is een nadere uitwerking van het uiteindelijk gehanteerde scoresysteem gegeven.

3.3 Ernstig gevaar voor de volksgezondheid

3.3.1 Inleiding

Ten behoeve van de afleiding van humaan-toxicologische C-toetsingswaarden is een algemeen te hanteren procedure beschreven voor de beoordeling van de risico's voor de mens bij blootstelling aan verhoogde concentraties in het milieu (Linders, 1990). Deze procedure kan voor twee doelen worden ingezet:

1. berekenen van de potentiële blootstelling en de toxicologische evaluatie daarvan;
2. berekenen van de actuele expositie en de toxicologische evaluatie daarvan in het kader van het Nader Onderzoek (na vaststelling van de saneringsnoodzaak).

Tabel 2. Voorstellen voor humaan-toxicologische (Van den Berg, 1991) en ecotoxicologische (Denneman en Van Gestel, 1990 en 1991) C-toetsingswaarden in mg.kg^{-1} , genormeerd voor de standaardbodem (10 % organische stof en 25 % lutum). Als referentie is tevens de huidige C-toetsingswaarde (VROM, 1990a) gegeven.

A. Metalen, arseen en anorganische verbindingen.

Stofnaam	C-grond (humaan-tox) [mg.kg^{-1}]	C-grond (ecotox) [mg.kg^{-1}]	huidige C-grond [mg.kg^{-1}]
<u>I Metalen</u>			
arseen	300	40	50
barium	698	650	2000
cadmium	1.8	12	20
chrom (III)	2140	230	800
chrom (VI)	0.1	-	-
cobalt	400	120	300
koper	5020	190	500
kwik	87	10	10
lood	162	290	600
molybdeen	37	<480	200
nikkel	179	210	500
tin	571000	-	300
zink	1840	720	3000
<u>II Anorganische verbindingen</u>			
cyaniden vrij	18.5	-	100
cyaniden complex	7.2	-	500
thiocyanaten	2.0	-	-
sulfiden	0.18	-	200

Vervolg tabel 2.

Voorstellen voor humaan-toxicologische (Van den Berg, 1991) en ecotoxicologische (Denneman en Van Gestel, 1990 en 1991) C-toetsingswaarden in mg.kg^{-1} , genormeerd voor de standaardbodem (10 % organische stof en 25 % lutum). Als referentie is tevens de huidige C-toetsingswaarde (VROM, 1990a) gegeven.

B. Organische stoffen.

Stofnaam	C-grond (humaan-tox) [mg.kg^{-1}]	C-grond (ecotox) [mg.kg^{-1}]	huidige C-grond [mg.kg^{-1}]
----------	--	--	--

III Aromatische verbindingen

benzeen	48	25	5
ethylbenzeen	149	-	50
fenol	41	40	5
cresol	4.6	50	5
tolueen	368	150	30
xyleen	73	-	50
catechol	32	-	-
resorcinol	14	-	-
hydrochinon	12	-	-

IV Polycyclische Aromatische koolwaterstoffen

anthraceen**	86900	40	100
benzo(a)anthraceen**	10100	40	50
benzo(k)fluorantheen**	10900	40	50
benzo(a)pyreen**	996	40	10
chryseen	88	40	50
fenantreen	319	40	100
fluoranteen	496	40	100
indeno(1,2,3cd)pyreen**	11400	40	50
benzo(ghi)peryleen**	11800	40	100
naftaleen	977	40	50

V gechloreerde koolwaterstoffen*alifatische chloorkoolwaterstoffen*

1,2-dichloorethaan	3.5	60	50
dichloormethaan	39	60	50
tetrachloormethaan	2.2	60	50
tetrachlooretheen	14	60	50
trichloormethaan	27	60	50
trichlooretheen	666	60	50
vinylchloride	0.09	-	-

chloorbenzenen

monochloorbenzeen	716	30	10
dichloorbenzeen	1754	30	10
trichloorbenzeen	10	30	10
tetrachloorbenzeen	17	30	10
pentachloorbenzeen	23	30	10
hexachloorbenzeen	25	30	10

chloorfenolen

monochloorfenol	16	10	5
dichloorfenol	34	10	5
trichloorfenol	57	10	5
tetrachloorfenol	25	10	5
pentachloorfenol	76	5	5

** overschrijding van de wateroplosbaarheid bij de C-waarde grond

Vervolg tabel 2. Voorstellen voor humaan-toxicologische (Van den Berg, 1991) en ecotoxicologische C-toetsingswaarden (Denneman en Van Gestel, 1990 en 1991) in mg.kg^{-1} , genormeerd voor de standaardbodem (10 % organische stof en 25 % lutum). Als referentie is tevens de huidige C-toetsingswaarde (VROM, 1990a) gegeven.

B. Organische stoffen.

Stofnaam	C-grond (humaan-tox) [mg.kg^{-1}]	C-grond (ecotox) [mg.kg^{-1}]	huidige C-grond [mg.kg^{-1}]
----------	--	--	--

Vervolg V gechloreerde koolwaterstoffen

chloorpolycyclische aromatische koolwaterstoffen

chloornaftaleen	4.8	-	5
<i>polychloorbifenylen</i>			
trichloorbifenyyl	7.6 ¹	70 ²	5
hexachloorbifenyyl	12 ²	70 ²	5

VI Bestrijdingsmiddelen

organochloor bestrijdingsmiddelen

DDT**	10400	4	5
DDE**	3450	4	5
aldrin	12	0.35	5
dieldrin	5.0	4	5
endrin	4.1	0.06	5
α -HCH	21	2	5
β -HCH	0.63	2	5
γ -HCH	18	2	5
δ -HCH	24	2	5

overige bestrijdingsmiddelen

carbaryl	473	5	10
carbofuran	409	1.5	10
propoxur	650	0.75	10
maneb**	58800	30	10
atrazin	21	6	10

VII Overige verontreinigingen

heptaan	10	-	-
octaan	7.2	-	-
cyclohexanon	770	-	60
butylbenzylftalaat	754	60	250
di(2-ethylhexyl)ftalaat**	8890	60	250
pyridine	3.5	150	20
styreen	102	-	50
tetrahydrofuran	1.2	-	40
tetrahydrothiofeen	5.4	-	50

** overschrijding van de wateroplosbaarheid bij de C-waarde grond

1 Aroclor 1248, 48 % chloor - gemiddeld 4 Cl-substituenten

2 Aroclor 1254, 54 % chloor - gemiddeld 6 Cl-substituenten

Tabel 3. Overzicht van de betrouwbaarheidsscores behorende bij de voorstellen voor humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-toetsingswaarden:

Stofnaam	betrouwbaarheidsscores			toegepaste ecotox. procedure	betrouwbaarheidscore ecotox.
	hum.-tox. advies-waarde	blootstelling	totaal score hum.-tox.		
<u>I Metalen</u>					
arseen	3	1	3	2a(2)	6
barium	3	1	3	3a	2
cadmium	3	1	3	1a	10
chrom (III)	2	1	2	2a(2)/1b	7
chrom (VI)	1	1	1	-	-
cobalt	3	1	3	3a	2
koper	3	1	3	1a	10
kwik	3	1	3	2a(2)/2a(3)	6
lood	3	1	3	1a	10
molybdeen	3	1	3	3d	2
nikkel	3	1	3	3a/1a	6
tin	3	1	3	-	-
zink	3	1	3	2a(2)/2b(4)	6
<u>II Anorganische verbindingen</u>					
cyaniden (vrij)	3	1	3	-	-
cyaniden (complex)	2	1	2	-	-
thiocyanaten	3	1	3	-	-
sulfiden	1	1	1	-	-
<u>III Aromatische verbindingen</u>					
benzeen	3	2	6	4	2
ethylbenzeen	2	2	4	-	-
fenol	3	2	6	3c	2
cresol	2	2	4	(3a)	2
tolueen	3	2	6	2a(2)	6
xyleen	2	2	4	-	-
catechol	2	2	4	-	-
resorcinol	2	2	4	-	-
hydrochinon	2	2	4	-	-
<u>IV Polycyclische aromatische koolwaterstoffen</u>					
anthraceen	1	3	3	(4)/add.	5
benzo(a)anthraceen	2	3	6	(4)/add.	5
benzo(k)fluorantheen	2	3	6	(4)/add.	5
benzo(a)pyreen**	2	3	6	(4)/add.	5
chryseen	2	2	4	(4)/add.	5
fenantreen	2	2	4	4/add.	5
fluoranteen	2	2	4	(4)/add.	5
indeno(1,2,3cd)pyreen**	2	3	6	(4)/add.	5
benzo(ghi)peryleen**	2	3	6	(4)/add.	5
naftaleen	2	2	4	4/add.	5

** voor deze stof wordt bij de C-waarde grond de wateroplosbaarheid overschreden

zie rapporten 725201001 en 725201008 (add.)

1 bijgesteld naar aanleiding van de TCL-waarde

Vervolg Tabel 3. Overzicht van de betrouwbaarheidsscores behorende bij de voorstellen voor humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-toetsingswaarden.

Stofnaam	betrouwbaarheidsscores			toegepaste	betrouwbaar- heidsscore ecotox.
	hum.-tox.	bloot- totaal	ecotox.		
	advies- stelling	score	procedure'		
	waarde	hum.-tox.			
<u>V gechloreerde koolwaterstoffen</u>					
<i>alifatische chloorkoolwaterstoffen</i>					
1,2-dichloorethaan	3	2	6	(3a)/add.	5
dichloormethaan	3	2	6	(3a)/add.	5
tetrachloormethaan	2	2	4	(3a)/add.	5
tetrachlooretheen	2	2	4	3a/add.	5
trichloormethaan	2	2	4	(3a)/add.	5
trichlooretheen	3	2	6	(3a)/add.	5
vinylchloride	3	2	6	(3a)/add.	5
<i>chloorbenzenen</i>					
monochloorbenzeen	3	2	6	(3a)/add.	5
dichloorbenzenen (ind.)	3	2	6	3a/add.	5
trichloorbenzenen (ind.)	2	2	4	2a(2)/add.	5
tetrachloorbenzenen (ind.)	2	2	4	(3a)/add.	5
pentachloorbenzeen	2	2	4	3a/add.	5
hexachloorbenzeen	3	2	6	3a/add.	5
<i>chloorfenolen</i>					
monochloorfenolen (ind.)	2	2	4	3b/add.	5
dichloorfenolen (ind.)	3	2	6	3b/add.	5
trichloorfenolen (ind.)	2	2	4	3a/add.	5
tetrachloorfenolen (ind.)	2	2	4	3c/add.	5
pentachloorfenol	3	2	6	2a(3)/add.	5
<i>chloorpolycyclische aromatische koolwaterstoffen</i>					
chloornaftaleen	1	2	2	-	-
<i>polychloorbifenylen</i>					
trichloorbifenyl	2	2	4	(4)	2
hexachloorbifenyl	2	2	4	(4)	2

** voor deze stof wordt bij de C-waarde grond de wateroplosbaarheid overschreden

zie rapporten 725201001 en 725201008 (add.)

Vervolg Tabel 3. Overzicht van de betrouwbaarheidsscores behorende bij de voorstellen voor humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-toetsingswaarden.

Stofnaam	betrouwbaarheidsscores			toegepaste	betrouwbaar- heidsscore ecotox.
	hum.-tox.	bloot- totaal	ecotox.		
	advies- stelling	score	procedure'		
	waarde	hum.-tox.			

VI Bestrijdingsmiddelen

organochloor bestrijdingsmiddelen

DDT**	3	3	9	3c/add.	5
DDE**	3	2	6	(3c)/add.	5
aldrin	2	2	4	2a(2)	6
dieldrin	2	2	4	3a/2a(4)	5
endrin	2	2	4	3a	2
α -, γ - en δ -HCH	3	2	6	2a(2)	6
β -HCH	2	2	4	-	-

overige bestrijdingsmiddelen

carbaryl	3	2	6	2a(3)	7
carbofuran	3	2	6	1a	10
propoxur	3	2	6	3c	2
maneb**	2	3	6	3c/2a(3)	4
atrazin	3	2	6	2a(3)/1a/add.	7

VII Overige verontreinigingen

heptaan	1	2	2	-	-
octaan	1	2	2	-	-
cyclohexanon	2 ¹	2	6	-	-
butylbenzylftalaat	3	2	6	(3a)/add.	5
di(2-ethylhexyl)ftalaat**	3	2	6	(3a)/add.	5
pyridine	2	2	4	3a	2
styreen	3	2	6	-	-
tetrahydrofuran	2	2	4	-	-
tetrahydrothiofeen	1	2	2	-	-

** voor deze stof wordt bij de C-waarde grond de wateroplosbaarheid overschreden

zie rapporten 725201001 en 725201008 (add.)

1 bijgesteld naar aanleiding van TCL-waarde

Tabel 4. Betrouwbaarheidsscore van de gehanteerde methoden van afleiding van C-toetsingswaarden op basis van ecotoxicologische criteria (naar Denneman en Van Gestel, 1990,1991).

procedure	omschrijving (methode, criterium, gegevens)	betrouwbaar- heid	betrouw- baarheids- score ^e
1a	RAB, geom.gemidd. >4 NOE(L)C's	zeer goed	10
1b-c	RAB, geom. gemidd. >4 E(L)C50's gedeeld door 5 of 10	goed	9
2a	geometrisch gemiddelde <5 NOE(L)C's	aantal gegevens:	
		4	8
		3	7
		2	6
2b-c	geometrisch gemiddelde <5 E(L)C50's	aantal gegevens:	
		4	5
		3	4
		2	3
3	1 toxiciteits- gegeven	slecht	2
4	uitsluitend aqua- tische tox. gegevens van beperkte omvang	slecht	2
rapport 725201008	combinatie van terrestrische en aquatische toxiciteitsgegevens	redelijk	5

@ Indien behalve de gehanteerde methode ook een controleprocedure is toegepast, is het gemiddelde van de betreffende betrouwbaarheidsscores als eindscore genomen.

Daarnaast hebben Vermeire et al. (1991) het toxicologisch beoordelingskader nader uiteengezet. Hierin zijn maximaal toelaatbare risiconiveaus voor stoffen met en zonder carcinogene werking gegeven, gebaseerd op toxicologische informatie. Combinatie van deze twee rapporten met de door Van den Berg (1991) ontwikkelde modelvorming over de blootstelling voor elke route heeft voorstellen voor de humaan-toxicologische C-toetsingswaarden opgeleverd.

3.3.2 Vaststelling advieswaarde voor niet-genotoxische carcinogenen en niet-carcinogenen.

Er wordt verondersteld dat voor deze stoffen een drempelwaarde bestaat, dat wil zeggen een dosering of concentratie waarbeneden geen schadelijke effecten zullen optreden. Als criterium voor "ernstig gevaar voor de volkgezondheid" is gekozen voor **overschrijding van het maximaal toelaatbaar risico (MTR)**. In de notitie "Omgaan met risico's" (Tweede Kamer, 1988-1989, 21 137, nr. 5; VROM, 1988) is dit niveau bepaald op dat van de **toxicologisch toelaatbare dagelijkse inname** (TDI = tolerable daily intake). Deze is gedefinieerd als die hoeveelheid van een stof, uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht voor orale blootstelling, die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat bij de huidige kennis schadelijke effecten op de gezondheid te verwachten zijn. De TDI houdt tot op zekere hoogte rekening met extra gevoelige subpopulaties, zoals kinderen. Voor deze definitie heeft de "acceptable daily intake" (ADI) voor voedseladditieven van het Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) van de wereldgezondheidsorganisatie WHO (IPCS, 1987) model gestaan. Voor veel stoffen uit de Leidraad bodembescherming kan echter geen ADI in WHO-terminologie worden vastgesteld, aangezien ze niet als voedseladditief of voedselcontaminant worden aangemerkt, onvoldoende toxicologisch onderzocht zijn of als genotoxisch carcinogeen voor de mens beschouwd worden. Voor relatief vluchtige verontreinigende stoffen is de TCL, de toxicologisch toelaatbare concentratie in lucht, geïntroduceerd. De TCL wordt in dit rapport als vergelijkbaar met de TDI beschouwd.

De toxicologisch toelaatbare dagelijkse inname (TDI) wordt bij voorkeur geschat op basis van betrouwbare humaan-toxicologische gegevens. Indien deze niet voorhanden zijn - en dit is meestal het geval - wordt uitgegaan van dierexperimentele gegevens. Het voor de mens meest relevante diermodel wordt gekozen op basis van biologische overwegingen zoals bijvoorbeeld overeenkomsten in metabolisme, kinetiek of effecten. Uit de analyse van de waargenomen effecten en dosis-respons relaties in de door de deskundigen meest betrouwbaar geachte, bij voorkeur lange-termijn studie volgt de hoogste dosering of concentratie zonder schadelijke effecten, de NOAEL ("no-observed-adverse-effect-level"). De NOAEL is die dosering of concentratie waarbij geen statistisch of biologisch significante toename waargenomen wordt in de frequentie of ernst van schadelijke effecten in de blootgestelde populatie in vergelijking met een controlepopulatie. Wanneer geen NOAEL bepaald kan worden, wordt de laagste dosis of concentratie bepaald waarbij nog schadelijke effecten worden waargenomen, de LOAEL ("lowest-observed-adverse-effect-level").

De TDI wordt afgeleid van de NOAEL (of LOAEL) door toepassing van een veiligheidsfactor, die de onzekerheden moet verdisconteren ten gevolge van inter-species extrapolaties, intra-species verschillen in gevoeligheid voor de stof en verschillen in de kwaliteit van de toxicologische gegevens. In het algemeen is de veiligheidsfactor een product van onzekerheidsfactoren. Min of meer standaard toegepast worden:

- een factor 10 voor de onzekerheid ten gevolge van verschillen in gevoeligheid in de bevolking (intraspecies);
- een factor 10 voor de onzekerheid in extrapolatie van het proefdier naar de mens (interspecies).

Naarmate de kwaliteit van de toxicologische gegevens slechter wordt, kunnen andere, extra veiligheidsfactoren worden toegepast. Anderzijds kunnen er overwegingen bestaan om een lagere veiligheidsfactor toe te passen dan gebruikelijk, bijvoorbeeld wanneer nauwkeurige dosis-responsgegevens voor de mens bekend zijn of wanneer de mens minder gevoelig blijkt te zijn dan het proefdier.

Door Vermeire et al. (1991) is de parameter N geïntroduceerd voor het afleiden van de interventiewaarden, het niveau waarbij sprake is van "ernstig gevaar". Bij de afleiding van deze interventiewaarden is het, anders dan ten behoeve van de "preventieve benadering van de ADI of TDI", wenselijk inzicht te verkrijgen in de marge die bestaat tussen de geëxtrapolerde TDI en het werkelijk laagste effectniveau voor de mens. Een overschatting van de veiligheidsfactoren (naarmate er meer onzekerheidsfactoren in zijn opgenomen) moet worden voorkomen. Getracht is dit tot uiting te brengen in de parameter N, die vermenigvuldigd met de TDI het interventiewaardenniveau aangeeft. De parameter N heeft een waarde van 1 (humane gegevens), 2 ($VF \leq 250$), 3 ($VF > 250$, maar ≤ 1000) of 4 ($VF > 1000$) voor niet-carcinogene verbindingen.

3.3.3 Vaststelling advieswaarde voor genotoxische carcinogenen

Er wordt verondersteld dat er voor deze stoffen geen dosering of concentratie is vast te stellen waarbeneden geen risico bestaat voor schadelijke effecten, in casu genotoxiciteit en carcinogeniteit. Als criterium voor "ernstig gevaar voor de volksgezondheid" is gekozen voor **overschrijding van het maximaal toelaatbaar risico (MTR)**. In de notitie "Omgaan met risico's" (VROM, 1988) is dit niveau bepaald op **die hoeveelheid van een stof, uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht bij inname via de mond (oraal) en op basis van luchtvolume voor inname via de longen (inhalatoir), met een risico van 1 extra kanker geval per 10000 levenslang blootgestelde individuen.**

De dosering of concentratie met een maximaal toelaatbaar risico van $1 : 10^4$ wordt bij voorkeur geschat op basis van humaan-epidemiologische gegevens. Deze zijn meestal niet aanwezig en in die gevallen moet worden uitgegaan van chronische carcinogeniteitsstudies met proefdieren. Idealiter wordt het voor de mens meest relevante diermodel gekozen op basis van biologische overwegingen zoals bijvoorbeeld overeenkomsten in metabolisme, kinetiek of tumortype. Wanneer een dergelijke keuze niet mogelijk is - en dat is meestal het geval - wordt aangenomen dat de mens minstens even gevoelig is als het geteste proefdier, meestal de rat. Het MTR wordt geschat door lineaire extrapolatie vanuit de relatief hoge doseringen of concentraties in de dierproef naar het lagere blootstellingsniveau met de voor de mens aanvaardbare tumorincidentie. Er wordt geëxtrapolerd vanuit de laagste dosering of concentratie die nog een significante verhoging van de tumorincidentie geeft (zie bijvoorbeeld Vermeire et al., 1988). Dit extrapolatiemodel is meestal conservatief, dat wil zeggen dat de berekende

dosering of concentratie met een aanvaardbaar risico zeker niet lager is en eerder hoger.

Vermeire et al. (1991) hebben voor de meeste stoffen uit de Leidraad bodembescherming per stof een beschrijving gegeven van de toxiciteitsgegevens. Op basis van deze zogenaamde stofprofielen zijn de advieswaarden afgeleid. In een addendum bij rapport 725201005 zijn voor een beperkt aantal stoffen aanvullende advieswaarden opgenomen.

3.3.4 Humane blootstelling

Door Van den Berg (1991) is één totaal blootstellingsmodel (CSOIL genaamd) beschreven, gebaseerd op de eerdere beschrijving van Linders (1990) en op bestudering van andere blootstellingsmodellen: SOILRISK (Ten Berge, 1990) en HESP (ECETOC, 1990). Met behulp van dit model kan de blootstelling voor volwassenen en kinderen (t/m 6 jaar) berekend worden op basis van concentraties van verontreinigende stoffen in de bodem. In rapport 725201006 is een verantwoording gegeven van de keuzes die gemaakt zijn om tot dit model te komen. Dit betreft de in beschouwing genomen routes en de kwantificering van de blootstelling, inclusief de kwantificering van eventuele voortrajecten zoals bijvoorbeeld berekeningen voor concentraties in binnenlucht of in drinkwater na permeatie van leidingen.

In Van den Berg (1991) is voorts inzicht geboden in de relatieve bijdragen van alle blootstellingsroutes voor de beschouwde stoffen. Inhalatie van gronddeeltjes, inhalatie tijdens douchen, dermaal contact met grond, drinkwaterinname en dermaal contact tijdens douchen blijken in (zeer) geringe mate bij te dragen met een maximum van negen procent voor alle genoemde routes tezamen voor de hier beschouwde stoffen indien alle potentiële blootstellingsroutes operationeel zouden zijn. Ingestie van grond, consumptie van gewas en inhalatie van (m.n. binnen)lucht bepalen samen minstens 90 % van de dosis. Waarschijnlijk geldt dit voor een zeer breed scala van stoffen.

Ingestie van grond speelt voor enkele stoffen (metalen, PAK, DDT) een belangrijke rol omdat vanwege de lage wateroplosbaarheid of geringe vluchtigheid de routes via water en lucht weinig bijdragen aan de totale dosis. Voor het merendeel der stoffen geldt dat de belangrijkste bijdragen worden geleverd door inhalatie van verontreinigde lucht en consumptie van verontreinigd gewas.

Voor de humane blootstelling aan verontreinigde waterbodem zijn in aanvulling op bovengenoemde routes dermaal contact met water(bodem), drinken van het water dat in contact is met de verontreinigde waterbodem, en indirecte blootstelling door consumptie van vis in beginsel bij de beschouwingen te betrekken. In Linders (1990) is aangegeven hoe de blootstelling via deze routes doorgerekend kan worden. Uit onderhavig rapport valt op te maken dat blootstelling langs sommige routes (bijvoorbeeld consumptie van verontreinigd oppervlaktewater) analogie vertoont met blootstelling via reeds beschreven routes (consumptie van verontreinigd grondwater als drinkwater - zie 3.3.6.4) en derhalve impliciet is meegenomen. Uit Linders (1990) kan verder geconcludeerd worden dat de blootstelling langs de resterende routes in absolute

zin in zodanig geringe mate bijdraagt aan de totale potentiële blootstelling dat opname in berekeningen van de C-toetsingswaarde niet noodzakelijk is geacht.

De vastgestelde humaan-toxicologische C-toetsingswaarde is die concentratie aan verontreinigende stoffen in de bodem waarbij de met het CSOIL-model berekende levenslang gemiddelde dagelijkse dosis gelijk wordt aan de dosis behorende bij (overschrijding van) het produkt van het maximaal toelaatbaar risico en de parameter N.

In een beperkt aantal gevallen is een bijstelling gepleegd van de berekende waarde. Dit is bijvoorbeeld gebeurd vanwege overschrijding van een geurdrempelwaarde of TCL-waarde (binnenluchtconcentraties).

In tabel 2 zijn voor de toetsingstabelstoffen de voorgestelde, humaan-toxicologisch onderbouwde C-toetsingswaarden gegeven.

De humaan-toxicologische C-toetsingswaarden per stof worden niet alleen bepaald door de humaan-toxicologische advieswaarde (MTR of $MTR \cdot N$): er is geen één-op-één relatie tussen MTR en de C-toetsingswaarde grond. De dosis, die een gevolg is van blootstelling aan de bodemverontreiniging met een concentratieniveau in de vaste fase ter grootte van de C-toetsingswaarde voor grond via de verschillende routes heeft natuurlijk wel deze één-op-één relatie. De (wijze van) blootstelling speelt daarom een belangrijke rol. Deze blootstelling wordt met name vastgelegd door het milieuchemisch gedrag van de verontreinigende stoffen (de fysisch-chemische parameters). De grootte van de verhouding tussen de C-toetsingswaarde voor grond en de MTR is dan ook een vertaling van de belangrijkste routes: een zeer hoge verhouding bij ingestie van grond als dominante route (lage vluchtigheid, lage wateroplosbaarheid), een lage verhouding bij inhalatie als dominante route (hoge vluchtigheid en/of hoge wateroplosbaarheid), en een verhouding daar tussenin indien gewasconsumptie dominant is.

Elk van de in het CSOIL-model gehanteerde parameters, transferprocessen of blootstellingsroutes bezit onzekerheden, vaak oplopend tot een factor 10 of meer.

Het CSOIL-model is opgezet volgens de best beschikbare kennis op de onderscheiden onderdelen, waarbij voorts gekozen is voor niet te complexe beschrijvingen waarvoor invoergegevens ontbreken. Door de keuze van parameters in het midden van ranges en de keuze van gemiddelde situaties is geen absolute 'worst case'-benadering gevolgd.

Ook voor de actuele blootstellingsanalyse (zie hoofdstuk 5) is het goed op voorhand de onzekerheden in de bepaling van de blootstelling te benadrukken. Hoewel bij schatting van actuele risico's met lokale parameterwaarden en blootstellingsroutes gewerkt kan worden, garandeert dit nog niet dat de uitkomsten van het model in absolute zin betrouwbaar zijn. Aanbevolen wordt uit te gaan van metingen, zeker waar met onderhavige modelaannamen de grootste onzekerheden verwacht worden (zie 5.2, stappen b en c). De uitkomsten van een schatting van actuele blootstelling aan bodemverontreiniging lenen zich met name voor een vergelijkende analyse.

3.3.5 Betrouwbaarheidsscores

Om een zinvolle integratie van ecotoxicologisch en humaan-toxicologisch onderbouwde C-toetsingswaarden te bereiken, is het noodzakelijk ook een betrouwbaarheidsscore te geven aan de humaan-toxicologische C-toetsingswaarden.

In tabel 5 is analoog aan de in 3.2.4 vermelde procedure deze betrouwbaarheidsscore, welke is opgebouwd uit het produkt van een score voor de humaan-toxicologische advieswaarde (score 1 tot 3) en een voor de blootstellingsroute (eveneens score 1 tot 3), toegelicht.

In tabel 3 zijn alle scores, inclusief de resulterende totaalscore voor de beschouwde stoffen gegeven. Het is zinvol op te merken dat, in tegenstelling tot de gebezigde ecotoxicologische procedure een aantal scores niet voor kunnen komen (bijvoorbeeld eindscores 7 of 8), waardoor de betrouwbaarheidsscore voor de humaan-toxicologische toetsingswaarden aan onderscheidend vermogen inboet. Hiermee dient bij de integratie van de voorgestelde C-toetsingswaarden rekening gehouden te worden.

Tabel 5. Betrouwbaarheidsscores van de gehanteerde methoden voor de afleiding van C-toetsingswaarden op basis van humaan-toxicologische criteria (Van den Berg, 1991).

De uiteindelijke betrouwbaarheidsscore van de C-toetsingswaarde is het produkt van de betrouwbaarheidsscore bij de afleiding van de humaan-toxicologische advieswaarde (Vermeire et al., 1991) en de betrouwbaarheidsscore bij de schatting van blootstelling (lagere score bij toenemende invloed van het milieuchemisch gedrag van de verontreinigende stoffen met als gevolg grotere onzekerheden in het model).

betrouwbaarheidsscore afleiding humaan-toxicologische advieswaarde

- 3: ADI of TDI met veiligheidsfactor ≤ 100 (niet genotoxische carcinogenen en niet-carcinogenen)
- 2: ADI of TDI met veiligheidsfactor > 100
- 1: afgeleide waarden (m.n. stoffen vermeld in addendum bij Vermeire et al., 1991; zie voorts 3.3.3)

Voor genotoxische carcinogenen is voor de betrouwbaarheidsscore voor een vergelijkbare benadering gekozen, afhankelijk van de kwaliteit van de in de zogenaamde stofprofielen verzamelde informatie.

betrouwbaarheidsscore schatting van blootstelling

- 3: relatief geringe invloed van milieuchemisch gedrag (organische verbindingen; blootstellingsroute ingestie dominant)
 - 2: relatief grote invloed van milieuchemisch gedrag (organische verbindingen; overige blootstellingsroutes)
 - 1: bodemchemisch gedrag is in beperkte mate nauwkeurig kwantificeerbaar (metalen en overige anorganische verbindingen)
-

3.3.6 Aanvullende beschouwingen

Na het uitbrengen van het rapport van Van den Berg (1991) zijn er door individuele deskundigen kanttekeningen geplaatst bij de gepresenteerde evenwichtsrelaties tussen grond en grondwater en het gestelde met betrekking tot permeatie van drinkwaterleidingen. Dit maakt een aanvullende beschouwing noodzakelijk.

3.3.6.1 Grond-waterpartitie

In Van den Berg (1991) zijn naast de voorgestelde humaan-toxicologische toetsingswaarden voor de vaste fase ook dergelijke waarden voor de vloeibare fase opgenomen. Laatstgenoemde waarden zijn niet afgeleid op basis van een blootstellingsanalyse, maar berekend uit de eerstgenoemde waarden uitgaande van evenwicht tussen de vaste en vloeibare fase.

De aldus bepaalde poriewaterconcentraties liggen beduidend hoger dan de in de huidige toetsingstabel van de Leidraad opgenomen toetsingswaarden voor grondwater (milligrammen in plaats van microgrammen per liter). Dit heeft geleid tot een beperkte studie naar de grond-waterverdelingscoëfficiënten zoals die door Van den Berg (1991) en in overige recente studies gehanteerd zijn.

In de tabellen 6A (metalen en arseen) en 6B (organische stoffen) worden grond-waterverdelingscoëfficiënten (K_d -waarden) die zijn berekend of gemeten in aan onderhavige studie verwante onderzoeken, onderling vergeleken. In de studie "Streven naar Waarden" (Van de Meent et al., 1990) zijn zowel empirische als theoretisch berekende grond-waterverdelingscoëfficiënten gegeven. Deze studie is gebruikt bij het vaststellen van de Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (VROM, 1991). In de Voorlopige Inspectierichtlijn (VROM, 1989b) zijn grond- en grondwaterconcentraties gegeven, die met elkaar verband zouden moeten hebben via de grond-waterverdelingscoëfficiënt. Daarom zijn op basis van deze gegevens verdelingscoëfficiënten berekend. Op eendere wijze zijn op basis van de referentiewaarden voor grond en grondwater voor een standaardbodem (toetsingstabel, VROM, 1990a) K_d -waarden berekend. Door Baes et al. (1984) zijn ten behoeve van de modellering van het transport van radionucliden door het terrestrisch systeem voorstellen voor verdelings-coëfficiënten gedaan voor een groot aantal metalen. Deze voorstellen werden gebaseerd op waargenomen K_d -waarden (in tabel 6A is de range, evenals het gemiddelde aangegeven) en op berekeningen. In deze studie is op basis van waargenomen BCF-waarden (voor plant-grondaccumulatie) en K_d -waarden een relatie afgeleid welke heeft gediend om voor stoffen waarvoor geen experimentele K_d -waarden beschikbaar waren, een K_d -waarde af te leiden. Ook in een eerdere studie (Baes, 1982) zijn al empirische waarden gegeven. Dezelfde BCF- K_d -relatie is gebruikt om op basis van BCF-gegevens van Sauerbeck (1988) K_d -waarden te berekenen. Door Lagas et al. (1990) zijn K_d -waarden gegeven die berekend zijn op basis van empirische relaties die afgeleid zijn van waargenomen verdelingscoëfficiënten (DHV, 1988). In CSOIL (Van den Berg, 1991) zijn de gegevens van Lagas et al. (1990) voor een bepaalde set van parameters (pH: 4, foc: 0.01, CEC: 60 mmol⁺.kg⁻¹) gehanteerd.

Tabel 6A. Vergelijking van Kd-waarden voor metalen en arseen [$\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$].

De gegevens zijn zowel uit empirische als theoretische studies afkomstig, en waar niet gegeven, is aangenomen dat ze van toepassing zijn op een standaardbodem met 10 % organische stof en 25 % lutum. Voorgesteld wordt als Kd-waarde voor afleiding van grondwater C-toetsingswaarden het geometrisch gemiddelde van al deze studies te nemen.

stofnaam	empirische waarden	range in empirische waarden	geometrisch gemidd. range	berekend met Kd-form.	berekend met Kd-form.	berekende waarden DHV-formule	empirische waarden	berekende waarden	geometrisch gemiddelde	CSOIL
	Baes (1982)	Baes et al. (1984)			Sauerbeck (1988)	Lagas et al. (1990) DHV (1988)	Van de Meent (1989)	VROM (1990-a)	van kolom 3, 7, 8, gg 4+5, gg 6	Van den Berg (1991)
kolom	1	2	3	4	5	6	7	8		
arseen				190	245	60 - 880	6500	2900	980	59
barium				58					58	50
cadmium	6	1.3- 26.8	6.4	18	4.1	23 - 387	85000	530	187	14
cobalt	60	0.2-3800	47	351	245				117	100
chroom	5000			841	245		190000	100000	14400	100
koper		1.4- 330	35	24	32	198 - 1570	35000	2400	538	581
kwik				12	245		110000	6000	3300	100
molybdeen		0.4- 400	18	37	11				19	50
nikkel				132	245	6 - 350	5300	2330	565	22
lood	400	4.5-7640	400	171	245	0.2-730000	430000	5670	2380	96
tin				245					245	50
zink		0.1-8000	38	8	4.1	70	75000	930	250	96

Kd-formule: $\ln Kd = 2.38 - 0.89 * \ln BCF$

In het eerste geval zijn de BCF-gegevens van Baes et al. (1984) gebruikt, in het tweede die van Sauerbeck (1988).

Tabel 6B. Vergelijking van grond-waterverdelingscoëfficiënten (Kd-waarden) [$\text{dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$] voor een aantal organische stoffen gegeven in of te berekenen uit de verschillende studies. Berekend voor een standaardbodem (10 % organische stof), pH = 6.

stofnaam	SNW ¹ empir.	SNW ¹ berek.	VIR ²	huidige toetsings- tabel ³	CSOIL ⁴
atrazin	6.9	0			3.1
lindaan	250	141	862	1724	108
dieldrin	37500	39622	862	1724	4700
monochloorfenol	9	7	1.1	2870	5
dichloorfenol	22	34		2870	29
trichloorfenol	40	214	123	2870	156
tetrachloorfenol	86	297		2870	46
pentachloorfenol	88	73	431	2870	2775
naftaleen	129	79	8620	1440	47 → 10.1 = 47°
antraceen	2630	791	17240	8620	635
fenanthreen	2291	791	17240	8620	712
fluorantheen		3147		8620	4400
benzo[a]antraceen		9953		8620	8375
chryseen		9953		8620	89750
benzo[k]fluorantheen		25000		8620	142250
benzo[a]pyreen		25000		8620	46000
benzo[ghi]peryleen		99527		8620	20550
indeno(1,2,3-cd)pyreen		62797		8620	552500
fenol			1.7	172	0.6
benzeen			8.6	860	2.8
tolueen			14.4	520	10
xylene			8.6	720	32
trichlooretheen			0.9	860	10.6
tetrachlooretheen			3.5	860	8.2
tetrachloormethaan			43	860	9
1,2-dichloorethaan			8.6	860	0.6
monochloorbenzeen			52	4310	13.3
octaan			862		565
aldrin			862	4310	515000
DDT			862	4310	31000

1. SNW: "Streven naar Waarden" (Van de Meent et al., 1990)

2. VIR: Voorlopige Inspectierichtlijn Blootstellingsrisico bij bodemverontreiniging (VROM, 1989b)

3. VROM (1990a)

4. Van den Berg (1991)

Uit de in tabel 6A gepresenteerde informatie (voor een standaardbodem berekend) blijkt dat voor metalen sterk uiteenlopende grondwaterverdelingscoëfficiënten worden gegeven. De waarden uit "Streven naar Waarden" (Van de Meent et al., 1990) zijn het hoogst. Deze waarden zijn afgeleid uit veldmetingen van concentraties van verontreinigende stoffen in zwevend slib t.o.v. die in oppervlaktewater. In het betreffende rapport wordt aangetekend dat voor de landbodem de waarden lager zullen zijn. Tussen de uiteindelijk geformuleerde streefwaarden voor grond en grondwater bestaat geen onderlinge (evenwichts)relatie (VROM, 1991). De streefwaarden voor grond zijn gekozen op het niveau van de referentiewaarden en die voor grondwater op basis van waarnemingen in het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit.

De waarden zoals door Baes et al. (1984) gehanteerd, zijn naast berekeningen op basis van de geconstateerde BCF-Kd-relatie, mede gebaseerd op experimenteel onderzoek. De op basis van gegevens van Sauerbeck (1988) berekende Kd-waarden komen goed overeen met die van Baes et al. (1984) omdat hier overeenkomstige BCF-waarden aan ten grondslag liggen. De Kd-waarden berekend door Lagas et al. (1990) zijn gebaseerd op empirische relaties, en laten de grote invloed van bodemfactoren zien.

Omdat de gegeven Kd-waarden sterk uiteen lopen en niet direct aan te geven is met welke Kd-waarde de berekeningen in dit rapport het beste kunnen worden uitgevoerd, wordt voorgesteld als benadering voor de Kd-waarden bij de standaardbodem in dit rapport (en dus ook aanpassing van CSOIL) het geometrisch gemiddelde van de gerapporteerde waarden te nemen. Hierbij zijn wel een aantal waarnemingen samengenomen vanwege de gelijkvormigheid of overlap in gegevens. In tabel 6A is het uiteindelijke voorstel vetgedrukt weergegeven. Deze gegevens zijn gebruikt om C-toetsingswaarden voor grondwater af te leiden (zie voorts 3.3.7).

Voor wat betreft de afhankelijkheid van de Kd-waarden van organische stof en lutum, wordt voorts nog voorgesteld de bodemtypecorrectiefactoren van de referentiewaarden te hanteren, zoals ze ook door Denneman en Van Gestel (1990) zijn gebruikt (zie voorts 4.2). Voor een tweetal metalen (molybdeen en tin) is een dergelijke relatie niet gegeven. Voorgesteld wordt om voor deze stoffen voorts nog een directe afhankelijkheid van het CEC-gehalte te hanteren, zoals in de Discussienotitie Bodemkwaliteit (VROM, 1986) al eerder gesuggereerd was ten aanzien van de daarin besproken metalen. Het model CSOIL zal op dit punt ook aangepast moeten worden.

In schema 1 (op de volgende bladzijde) is aangegeven hoe deze afhankelijkheid berekend kan worden indien aangenomen wordt dat de C-toetsingswaarde voor grondwater onafhankelijk is van lutum- en organische-stofgehalte (zie 4.3). In tabel 7 zijn deze relaties gegeven.

Aanvullend onderzoek naar de beïnvloeding van het evenwicht tussen vaste en vloeibare fase van de bodem door de zuurgraad, het organische-stofgehalte en andere bodemparameters is zeer wenselijk (zie ook VTCB, 1986).

De benadering voor organische stoffen is in "Streven naar Waarden" (Van de Meent et al., 1990) en CSOIL (Van den Berg, 1991) in beginsel op dezelfde uitgangspunten gebaseerd. Alleen de getalsmatige invulling is afwijkend, bijvoorbeeld ook door de keuze van de gehanteerde octanol-waterverdelingscoëfficiënt.

SCHEMA 1. Afleiding bodemtypecorrecties voor C-toetsingswaarden grond en grond-waterverdelingscoëfficiënten.

$$R(L,H) = F(L,H)$$

R(L,H) : referentiewaarde bij
L % lutum en
H % organische stof

F(L,H) : bodemtypecorrectieformule voor de referentiewaarde

$$Cgr(L,H) = \frac{Cgr(25,10)}{R(25,10)} * F(L,H)$$

Cgr(L,H) : C-toetsingswaarde grond als functie van L en H

Cgr(25,10) : C-toetsingswaarde grond standaardbodem
standaardbodem: 10 % organische stof, 25 % lutum

R(25,10) : referentiewaarde standaardbodem

$$Cgw(25,10) = \frac{Cgr(25,10)}{Kd(25,10)}$$

Cgw(25,10) : C-toetsingswaarde grondwater voor de standaardbodem

Kd(25,10) : grond-waterverdelingscoëfficiënt voor de standaard
bodem, zoals voorgesteld in tabel 6A

aanname: Cgw(L,H) is constant; Cgw(L,H) = Cgw(25,10) (zie 4.3)

$$Kd(L,H) = \frac{Cgr(L,H)}{Cgw(L,H)} = \frac{Cgr(L,H)}{Cgr(25,10)} = \frac{Kd(25,10)}{R(25,10)} * F(L,H)$$

Kd(L,H) : grond-waterverdelingscoëfficiënt als functie van L
en H

Cgw(L,H) : C-toetsingswaarde grondwater als functie van L en H

Ten opzichte van "Streven naar Waarden" is het belangrijkste verschil dat in CSOIL geen correctiefactor is gehanteerd voor dissociërende verbindingen. Een dergelijke benadering dient alsnog in CSOIL ingebouwd te worden (zie ook bijlage 1.1). Voor de afleiding van humaan-toxicologische C-toetsingswaarden is een dergelijke correctie alleen voor de hogere chloorfenolen (meer dan twee chloor-substituenten) relevant. In 3.3.8 worden de resultaten van deze correctie gegeven.

Bij de afleiding van de streefwaarden is slechts gebruik gemaakt van berekende waarden indien geen experimentele waarden beschikbaar waren. Uit tabel 6B blijkt dat de experimentele waarden in het algemeen redelijk overeenkomen met de berekende waarden.

De waarden die berekend zijn op basis van de gegevens uit de Voorlopige Inspectierichtlijn (1989b) zijn nog enigszins vergelijkbaar met de eerder vermelde gegevens. De relaties tussen huidige C-toetsingswaarden voor grond en grondwater vastgelegd in Kd-waarden wijken evenwel sterk van de overige waarden in de tabel af. Veelal zijn de waarden te hoog en derhalve de concentraties in het grondwater te laag; ze kunnen noch op basis van de theorie, noch op basis van de momenteel beschikbare gegevens verklaard worden. Daarom wordt voorgesteld voor organische stoffen de reeds in CSOIL (Van den Berg, 1991) gehanteerde waarden ongewijzigd aan te houden.

Tabel 7. Overzicht van de bodemtypecorrectieformules voor de referentiewaarden, grond-waterverdelingscoëfficiënten en C-toetsingswaarden voor grond voor metalen en arseen.

stofnaam	F(L, H) ¹	R(25,10)	Kd(25,10)	Kd(L, H)	Cgr(25,10)	Cgr(L, H)
arseen	15+0.4(L+H)	29	980	500+13.5(L+H)	55	28+0.8(L+H)
barium	300+3.9(L) ²	400 ²	60	45+0.6(L)	650	490+6.3(L)
cadmium	0.4+0.007(L+3H)	0.8	190	95+1.7(L+3H)	12	6+0.1(L+3H)
chromium	50+2(L)	100	14400	7200+290(L)	380	190+7.6(L)
cobalt	10+0.17(L) ²	14 ²	120	85+1.5(L)	120	85+1.5(L)
koper	15+0.6(L+H)	36	540	225+9(L+H)	190	80+3.2(L+H)
kwik	0.2+0.0017(L+H) ³	0.3	3300	2200+19(L+H) ³	10	6.7+0.06(L+H) ³
lood	50+(L+H)	85	2400	1400+28(L+H)	530	310+6.2(L+H)
molybdeen	0.18(L+3H) ³	10	20	0.36(L+3H)	37	1.3(L+3H)
nikkel	10+(L)	35	560	160+16(L)	210	60+6(L)
tin	0.36(L+3H) ³	20	240	4.3(L+3H)	300	65(L+3H)
zink	50+1.5(2L+H)	140	250	90+2.7(2L+H)	720	260+7.7(2L+H)

1 VROM (1987) Milieuprogramma 1988-1991 Voortgangsrapportage

2 TCB (1990) Advies bouwstoffen

3 dit rapport, op basis VROM (1986) Discussienotitie bodemkwaliteit

F(L, H) : bodemtypecorrectieformule voor de referentiewaarde [mg.kg⁻¹]
L : percentage lutum
H : percentage organische stof
R(25,10) : referentiewaarde standaardbodem [mg.kg⁻¹]
standaardbodem: 10 % organische stof, 25 % lutum, dus: H=10, L=25
Kd(25,10) : grond-waterverdelingscoëfficiënt voor de standaardbodem [dm³.kg⁻¹],
zoals voorgesteld in tabel 6A
Kd(L, H) : grond-waterverdelingscoëfficiënt als functie van L en H [dm³.kg⁻¹],
berekend volgens schema 1
Cgr(L, H) : C-toetsingswaarde grond als functie van L en H [mg.kg⁻¹]; berekend volgens schema 1
Cgr(25,10) : C-toetsingswaarde grond standaardbodem [mg.kg⁻¹]; voorstel voor de geïntegreerde waarde
(zie 4.1.1)

Bij actuele blootstellingsberekeningen (zie ook hoofdstuk 5) moet niet van één verdelingscoëfficiënt per stof worden uitgegaan, maar de spreiding in K_d -waarden bij de beschouwingen worden betrokken.

3.3.6.2 Toetsing toxiciteit grondwaterorganismen

Beschouwingen over de verdeling van verontreinigende stoffen over de vaste en de vloeibare fase van de bodem geeft aanleiding tot de vraag of bij de concentraties zoals deze in het poriewater (C_{pw}) en hiervan afgeleid in het grondwater berekend worden, effecten kunnen optreden op grondwaterorganismen. Omdat toxicologische gegevens over grondwaterorganismen nagenoeg ontbreken, kan dit vraagstuk benaderd worden vanuit de stelling dat de gevoeligheid voor stoffen van deze organismen vergelijkbaar zal zijn met die van aquatische organismen. Door Van Gestel en Ma (1988, 1990) is aangetoond dat de concentratie in het bodemvocht bepalend is voor de toxiciteit van stoffen in de bodem voor regenwormen. Bodemvochtconcentraties bleken eenvoudig geschat te kunnen worden met behulp van grond-waterverdelingscoëfficiënten. Bovendien bleek er voor een aantal stoffen een grote mate van overeenkomst te bestaan tussen de gevoeligheid van regenwormen (op basis van bodemvochtconcentraties) en die van vissen. Dergelijke ervaringen zijn in de literatuur eveneens beschreven voor sediment bewonende organismen en heeft ertoe geleid dat thans in de VS de beoordeling van het risico van verontreinigingen in sediment voornamelijk plaatsvindt op basis van aquatische toxiciteitsgegevens (Giësy en Hoke, 1989) via de zogenaamde evenwichtspartitiemethode. Van deze theorie is ook gebruik gemaakt om meer betrouwbare ecotoxicologische C -toetsingswaarden voor grond te verkrijgen (zie ook 3.2).

Omgekeerd is deze theorie derhalve evenzeer van toepassing. Een kwantitatieve benadering is vooralsnog niet zinvol, omdat met het criterium "ernstig gevaar" voor de terrestrische organismen impliciet ook het criterium "ernstig gevaar" voor grondwaterorganismen is ingevuld.

3.3.6.3 Drinkwaterleidingpermeatie

Bij de permeatie van de drinkwaterleiding moet onderscheid gemaakt worden tussen permeatie vanuit de dampfase (in geval de drinkwaterleiding in de wateronverzadigde zone gelegen is) en vanuit de waterfase (indien de leiding beneden de grondwaterspiegel gelegen is). In het model CSOIL is alleen gerekend met permeatie vanuit de waterfase. Hoewel in paragraaf 4.3.3 van Van den Berg (1991) nader op deze keuze is ingegaan, zijn enkele aanvullende opmerkingen relevant geacht.

Voor permeatie vanuit de dampfase wordt dezelfde formule gehanteerd als voor permeatie vanuit de waterfase (Vonk, 1985), waarbij de concentratie en de permeatiecoëfficiënt betrokken zijn op respectievelijk damp- en waterfase. De verhouding tussen concentratie in de bodemlucht (C_{sa}) en het poriewater (of ondiepe grondwater) (C_{pw}) wordt gegeven door de dimensieloze Henry-constante ($H = C_{sa}/C_{pw}$). Veenendaal et al. (1985) stellen dat de permeatiecoëfficiënten voor damp en water zich verhouden als de inverse van de maximale concentraties in deze fasen, hetgeen

Tabel 8. Vergelijking van de concentraties in drinkwater na permeatie in de drinkwaterleiding vanuit de damp- en waterfase.

permeatie waterfase					
verbinding	Cs [mg.kg ⁻¹]	Cpw [g.m ⁻³]	Dpe [m ² .d ⁻¹] *10 ⁻⁷	Cdw w [g.m ⁻³]	
tolueen	132	31.6	12	0.173	
trichlooretheen	247	56.2	16	0.41	
tetrachlooretheen	5.13	1.46	7.7	0.0051	
chloorbenzeen	0.59	0.108	35	0.0017	
permeatie dampfase					
verbinding	Cs [mg.kg ⁻¹]	Csa [g.m ⁻³]	Dpe [m ² .d ⁻¹] *10 ⁻⁷	Cdw d [g.m ⁻³]	Cdw w/ Cdw d [-]
tolueen	132	6.89	76	0.239	0.72
trichlooretheen	247	22.9	82	0.86	0.48
tetrachlooretheen	5.13	1.28	35	0.020	0.25
chloorbenzeen	0.59	0.0121	140	0.00077	2.23

Cs: gehalte in de grond
 Cpw: concentratie in het poriewater
 Csa: concentratie in de bodemplucht
 Dpe: permeatiecoëfficiënt
 Cdw: drinkwaterconcentratie;
 w: water; d: damp

overeenkomt met de inverse van de Henry-constante ($D_{pe\text{ damp}}/D_{pe\text{ water}} = 1/H$). Dit betekent dat dezelfde concentraties in het drinkwater berekend worden (in de beschouwde evenwichtssituatie) - onafhankelijk van de fase van waaruit permeatie plaatsvindt. Een nader onderscheid in de modellering lijkt derhalve niet relevant. In tabel 8 is voor een aantal verbindingen, waarvan concentraties in het drinkwater berekend zijn (met de gemeten permeatiecoëfficiënten) na permeatie vanuit de water- en vanuit de dampfase, een vergelijkende analyse gemaakt. Hieruit blijkt dat de verhouding van de concentraties in het drinkwater na permeatie vanuit water- en dampfase tot maximaal een factor vier afwijkt van het verhoudingsgetal één. In het licht van de met betrekking tot de toepassing van het model bestaande spreiding wordt een aanpassing van de in Van den Berg (1991) vermelde berekeningswijze niet noodzakelijk geacht.

Voor schatting van de permeatiecoëfficiënt is aangesloten op een studie van de Gemeente Drinkwaterleiding Rotterdam (Van der Heijden en Hofman, 1987). Voor een aantal verbindingen is zelf een schatting gemaakt en gebruikt bij de blootstellingsberekeningen. Gezien de

resultaten van de drinkwaterpermeatieberekeningen is de permeatiecoëfficiënt van cyclohexanon kritisch geëvalueerd. Uit de gegevens van Veenendaal et al. (1985) volgt dat de gehanteerde schatting van $20 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ veel te hoog is en op minder dan $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ gesteld mag worden. Dit volgt zowel uit de benadering door vergelijking met andere ketonen (meting methyl-ethylketon: $0,058 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$), als via berekening via diffusie- en partiticoëfficiënt. De partiticoëfficiënt is evenredig met de oplosbaarheid van de stof in LDPE (lage dichtheid polyetheen), welke voor ketonen betrekkelijk laag is, en omgekeerd evenredig met de wateroplosbaarheid, die voor cyclohexanon hoog is. Bovenstaande overweging heeft tot een hernieuwde berekening voor cyclohexanon geleid. Het resultaat hiervan is in tabel 11 opgenomen, maar wijkt niet af van de eerder voorgestelde waarde omdat bijstelling op basis van de TCL-waarde noodzakelijk was (in beide gevallen).

3.3.6.4 Toetsing aan drinkwaternormen

In Van den Berg (1991) is ingegaan op mogelijke bijstellingen van de voorgestelde humaan-toxicologische C-toetsingswaarden na toetsing ervan aan andere criteria zoals bijvoorbeeld drinkwaternormen. Er zijn twee vormen van toetsing denkbaar.

Allereerst kunnen concentraties van verontreinigende stoffen in het poriewater (of het grondwater) rechtstreeks worden getoetst aan de drinkwaternormen. Hiermee kan worden nagegaan in welke mate consumptie van ongezuiverd drinkwater, onttrokken als grondwater (bijvoorbeeld in private waterwinning) tot blootstelling leidt. Vooropgesteld zij, in navolging van de Voorlopige Inspectierichtlijn (VROM, 1989b) dat de drinkwaternormen in dit verband (ten behoeve van de afleiding van interventiewaarden) niet rechtstreeks van toepassing zijn op de berekende poriewaterconcentraties of daarvan af te leiden grondwaterconcentraties.

Wel kan gesteld worden dat in ieder geval het verontreinigde grondwater zonder extra structurele zuivering gebruikt moet kunnen worden als drinkwater. Dit betekent dat de consumptie van drinkwater niet mag leiden tot een overschrijding van de humaan-toxicologische advieswaarde.

In tabel 9 is aangegeven bij welke concentratie in het grondwater (C-max) de humaan-toxicologische advieswaarde (met verrekening van parameter N) wordt bereikt (onder uitsluiting van alle andere blootstellingsroutes) indien het grondwater direct als drinkwater wordt gebruikt. Hogere concentraties in het als drinkwater gebruikte grondwater leiden dus tot overschrijding van de humaan-toxicologische advieswaarde. Vooruitlopend op de integratie van de voorstellen voor ecotoxicologische en humaan-toxicologische C-toetsingswaarden (zie hoofdstuk 4) is in tabel 9 ook de poriewaterconcentratie gegeven bij de geïntegreerde C-toetsingswaarde voor grond. Bij ongeveer een derde van de stoffen (aangegeven met een *) is de berekende maximaal toelaatbare concentratie in grondwater (C-max) lager dan de poriewaterconcentratie in evenwicht met de geïntegreerde C-toetsingswaarde voor grond. Op enkele uitzonderingen na voor goed wateroplosbare stoffen (dihydroxybenzenen, thiocyanaten en vrij en complex cyanide) en een tweetal metalen (barium en cobalt) is deze overschrijding kleiner dan een factor 10.

Tabel 9. Vergelijking van de maximaal toelaatbare concentratie in grondwater (C-max), gebaseerd op de consumptie van dit grondwater als drinkwater, met de concentratie in het poriewater (Cpw) in evenwicht met een gehalte in de grond ter grootte van de geïntegreerde C-toetsingswaarde grond.
De concentraties zijn gegeven in mg.m^{-3} [= $\mu\text{g.l}^{-1}$].
Overschrijding van C-max door Cpw is aangegeven met een *.

	C-max [mg.m^{-3}]	Cpw [mg.m^{-3}]	
arseen	66	41	
barium	629	11000	*
cadmium	31	63	*
chrom	472	16	
cobalt	88	1000	*
koper	8810	350	
kwik	19	3	
lood	54	68	*
molybdeen	629	1850	*
nikkel	3140	375	
tin	126000	1250	
zink	31400	2880	
cyaniden vrij	3140	139000	*
cyaniden complex	1230	54000	*
thiocyanaten	346	15200	*
benzeen	5350	14200	*
ethylbenzeen	12800	4400	
fenol	5660	49900	*
cresol	4720	1830	
tolueen	13500	12700	
xyleen	943	1920	*
catechol	3770	102000	*
resorcinol	1890	50500	*
hydrochinon	2360	55100	*
antraceen	75	54	
benzo(a)anthraceen	10	4.1	
benzo(k)fluorantheen	0.6	0.24	
benzo(a)pyreen	0.3	0.3	
chryseen	1.5	0.38	
fenantreen	629	48	
fluoranteen	265	7.8	
indeno(1,2,3cd)pyreen	0.1	0.06	
benzo(ghi)peryleen	0.26	0.26	
naftaleen	4720	731	
1,2-dichloorethaan	440	4320	*
dichloormethaan	3770	20400	*
tetrachloormethaan	252	206	
tetrachlooretheen	1510	1440	
trichloormethaan	2830	11400	*
trichlooretheen	34000	4830	
vinylchloride	110	6.7	

Vervolg tabel 9. Vergelijking van de maximaal toelaatbare concentratie in grondwater (C-max), gebaseerd op de consumptie van dit grondwater als drinkwater, met de concentratie in het poriewater (Cpw) in evenwicht met een gehalte in de grond ter grootte van de geïntegreerde C-toetsingswaarde grond. De concentraties zijn gegeven in mg.m^{-3} [= $\mu\text{g.l}^{-1}$]. Overschrijding van C-max door Cpw is aangegeven met een *.

	C-max [mg.m^{-3}]	Cpw [mg.m^{-3}]	
monochloorbenzeen	18900	1930	
dichloorbenzeen	11900	500	
trichloorbenzeen	31	36	*
tetrachloorbenzeen	31	14	
pentachloorbenzeen	31	6.5	
hexachloorbenzeen	31	4.8	
monochloorfenol	189	1670	*
dichloorfenol	189	296	*
trichloorfenol	189	55	
tetrachloorfenol	189	187	
pentachloorfenol	1890	1.6	
chloornaftaleen	16	28	*
trichloorbifenyyl	8.5	0.8	
hexachloorbifenyyl	8.5	0.14	
DDT	3.1	0.11	
DDE	40	0.31	
aldrin	6.3	0.0006	
dieldrin	6.3	0.73	
endrin	6.3	1.9	
HCH	63	16	
carbaryl	120	0.9	
carbofuran	500	0.71	
propoxur	1260	768	
maneb	0.1	0.047	
atrazin	314	1600	*
heptaan	9500	50	
octaan	660	11	
cyclohexanon	289000	452000	*
butylbenzylftalaat	1570	91	
di(2-ethylhexyl)ftalaat	285	19	
pyridine	94	101	*
styreen	4840	3460	
tetrahydrofuran	943	32	
tetrahydrothiofeen	943	20	

Aangezien bij particuliere winning ten behoeve van drinkwaterbereiding grondwater en niet poriewater als grondstof dient en er derhalve van verdunning mag worden uitgegaan en gezien het eerder vermelde met betrekking tot de relaties tussen concentraties in de vaste en vloeibare fase, met name voor metalen, wordt in deze cijfers geen aanleiding gezien om tot bijstelling van de C-toetsingswaarden over te gaan.

In 4.1 wordt voorgesteld de C-toetsingswaarden voor grondwater niet zonder meer te baseren op de via evenwichtsberekeningen verkregen poriewaterconcentraties. Overschrijding van deze toetsingswaarden voor grondwater houdt derhalve in dat bij directe levenslange consumptie van het betreffende grondwater nadelige effecten niet waarschijnlijk zijn. Met nadruk zij vermeld dat onder deze omstandigheden wel degelijk sprake is van bodemverontreiniging; een dergelijke situatie is niet automatisch als aanvaardbaar te betitelen.

Bij overschrijding van de C-toetsingswaarde voor grondwater kan gelegitimeerd vervolgonderzoek worden gestart naar de actuele blootstelling en de bijbehorende kans op schade aan de gezondheid die verbonden zijn aan eventuele particuliere drinkwaterwinning (zie voorts hoofdstuk 5).

In een brief van de Minister van VROM aan de voorzitter van de Tweede Kamer der Staten-Generaal (VROM, 1989c) is nader ingegaan op de gedragslijnen ten aanzien van openbaarmaking van overschrijding van drinkwaternormen en de door de inspecteur van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne te volgen benadering bij overschrijding van deze normen. Als de overschrijding van de drinkwaternorm een gevolg is van een (te) hoog gehalte van een stof in de bron waaraan water ten behoeve van de drinkwatervoorziening wordt onttrokken, spreekt het vanzelf dat primair zal worden gezocht naar maatregelen die zijn gericht op het wegnemen van deze verontreiniging. Ongeacht de aard van de maatregelen zal met het bepalen van de noodzaak en de uitvoering ervan enige tijd gemoeid zijn. De inspecteur dient een afweging te maken tussen tijdelijke continuering van de drinkwatervoorziening met overschrijding van de norm voor de betreffende stof en het stopzetten van de drinkwatervoorziening c.q. het overgaan tot een alternatieve drinkwatervoorziening. Bij deze afweging wordt een onderscheid in normoverschrijding voor stoffen uit de categorie waarvoor wel en die waarvoor niet een ontheffing kan worden verleend. De procedure van ontheffingsverlening en de te hanteren criteria zijn in het Waterleidingbesluit (Staatsblad, 1984), op basis van de EG-regelgeving terzake, duidelijk omschreven. Van belang in de context van onderhavig rapport zijn de situaties waarin geen ontheffingsmogelijkheid aanwezig is of waarin niet aan de criteria voor ontheffing wordt voldaan. Indien er voor de betreffende stof toxicologische normen bestaan die voor drinkwater zijn opgesteld door de Wereldgezondheidsorganisatie en indien de aangetroffen gehalten minder zijn dan de betreffende norm, dan kan een tijdelijke overschrijding van de drinkwaternorm van het Waterleidingbesluit worden toegestaan. Indien voor de betreffende stof geen internationale normen bestaan dan zal op basis van een advies van deskundigen een schatting worden gemaakt van de gezondheidkundig aanvaardbare dagelijkse inname. Bij overschrijding van de betreffende waarde kan de drinkwatervoorziening worden gecontinueerd. Bij overschrijding van de betreffende waarde

welke veelal gebaseerd is op de toelaatbare opname van de individuele stof gedurende het gehele leven, zal een nadere afweging worden gemaakt waarbij de duur van de inname, de betrouwbaarheid van de toxicologische informatie en de betekenis voor gevoelige groepen in ogenschouw wordt genomen. Als uit een dergelijke evaluatie blijkt dat er sprake is van onaanvaardbare gezondheidsrisico's dan zal het gebruik van leidingwater voor consumptie worden ontraden c.q. stopzetting van de levering worden gelast totdat de noodzakelijke maatregelen zijn genomen. Een zelfde gedragslijn wordt gevolgd als er stoffen in het drinkwater worden gevonden waarvoor geen normen zijn gesteld in het Waterleidingbesluit. Per geval wordt derhalve een beoordeling van de situatie en de te nemen maatregelen gemaakt.

Ten tweede kan toetsing aan drinkwaternormen plaatsvinden van de concentraties die worden aangetroffen in het leidingwater na permeatie van de drinkwaterleiding.

De drinkwaterconcentraties (zoals deze na permeatie in de drinkwaterleiding optreden) kunnen, overeenkomstig de boven gehanteerde procedure, getoetst worden aan de overschrijding van het MTR-niveau bij een blootstelling alleen via deze route. In dit geval kan berekend worden dat voor geen van de stoffen een overschrijding van 10 % van het MTR-niveau optreedt. Dit referentiepunt wordt bijvoorbeeld in de Voorlopige Inspectierichtlijn (VROM, 1989b) gehanteerd indien geen drinkwaternorm gegeven is. Gelet op het bovenstaande wordt de reeds in Van den Berg (1991) getrokken conclusie niet tot bijstelling van C-toetsingswaarden over te gaan op basis van zich mogelijk voordoende permeatie, ook ten aanzien van overschrijding van de drinkwaternormen met onderstaande argumenten onderstreept:

1. als gevolg van de permeatie komen in het drinkwater niet zodanige concentraties voor, dat overschrijding van 10 % van het MTR-niveau optreedt;
2. de gekozen permeatieberekening is een echte 'worst-case'-berekening;
3. voor een groot aantal organische micro-verontreinigingen de drinkwaternorm is gebaseerd op het uitgangspunt dat deze stoffen eigenlijk niet in het drinkwater mogen voorkomen; de drinkwaternorm is derhalve op de detectiegrens van analyse gelegd en geen effect-gerelateerde norm;
4. continue aanpassing van C-toetsingswaarden aan veranderende of nieuwe drinkwaternormen is niet opportuun.

Voor aromaten en vluchtige gechloreerde alifatische koolwaterstoffen kan zonder dat de C-toetsingswaarde voor grond is overschreden een zodanige poriewaterconcentratie in de bodem worden aangetroffen dat indien drinkwaterleidingen van een voor permeatie gevoelige materiaalsoort ter plaatse zijn toegepast, als gevolg van het permeatieproces een overschrijding van de drinkwaternorm kan optreden. Gelet op het gestelde in de Waterleidingwet, is de eigenaar van een waterleidingbedrijf gehouden er voor zorg te dragen dat de levering van deugdelijk drinkwater aan de gebruiker gewaarborgd is. Tevens draagt krachtens het Waterleidingbesluit de eigenaar zorg, op een wijze en in een mate, welke redelijkerwijs van hem kan worden gevergd, dat (naast de middelen tot winning, behandeling en opslag) de middelen tot transport en distributie zo zijn

ingericht, worden gebruikt en onderhouden dat geen verontreiniging van het drinkwater plaatsvindt.

Ook indien op zodanige wijze overschrijding van de C-toetsingswaarden is geconstateerd dat sprake is van "ernstig gevaar voor volksgezondheid of milieu" is het bovenvermelde voor de eigenaar van een waterleidingbedrijf van toepassing. Gedeputeerde Staten kunnen voor deze gevallen van bodemverontreiniging onderzoek verrichten of tijdelijke beveiligingsmaatregelen treffen (zie ook hoofdstuk 2) en vervolgens saneringsmaatregelen nemen in het kader van de Interimwet bodemsanering. Tussen de Waterleidingwet en de Interimwet bodemsanering doet zich in dat geval een samenloop voor, waar het de verantwoordelijkheid en de daaruit voortvloeiende financiële consequenties van het waterleidingbedrijf c.q. Gedeputeerde Staten voor het verrichten van onderzoek en het treffen van maatregelen betreft. Daarbij kan het voorkomen dat de ene maatregel de andere overbodig maakt. De afstemming tussen deze verantwoordelijkheden heeft haar beslag gekregen. In de Leidraad bodembescherming zijn de activiteiten vermeld die zonder uitzondering onder de verantwoordelijkheid van het waterleidingbedrijf vallen (bijvoorbeeld onderzoek van leidingwater, buismateriaal, de omringende bodem, het vervangen van leidingen).

In de afgelopen jaren is veel praktijkervaring opgedaan bij bodemverontreinigingssituaties en hebben enkele waterleidingbedrijven (bijvoorbeeld Gemeente Drinkwaterleiding Rotterdam - Van der Heijden en Hofman, 1987 en Gemeente Waterleidingen Amsterdam - Van Geel et al., 1988) beoordelingsprocedures opgesteld. Gebleken is dat relatief hoge concentraties aan aromaten en fenol in tegenstelling tot de verwachting (gebaseerd op modelberekeningen) niet altijd tot permeatie aanleiding geven. Ook de op grond van modelberekeningen en experimenten gevestigde verwachtingen ten aanzien van de permeatiegevoeligheid van het (polyethyleen, polyvinylchloride) leidingmateriaal worden in praktijksituaties niet onverkort bewaarheid. Tenslotte kan de verblijftijd van een verontreinigende stof in de bodem van invloed zijn op de permeatie. Een lange verblijftijd van een stof in de bodem kan een ten opzichte van modelschattingen relatief beperkte permeatie tot gevolg hebben.

Nadere verificatie van modelberekeningen in praktijksituaties met uiteenlopende verontreinigingssituaties is nodig om verbetering van het formularium mogelijk te maken. Hoewel zowel de Inspectierichtlijn voor de beoordeling van verontreinigingen in drinkwater als gevolg van permeatie (VROM, 1985) als de Voorlopige Inspectierichtlijn blootstellingsrisico bij bodemverontreiniging (VROM, 1989b) goede indicaties bieden voor de kans op permeatie, kan het in voorkomende gevallen wenselijk c.q. noodzakelijk blijken bij concentraties aan verontreinigde stoffen die afwijken van de zogenaamde signaalwaarden, tot onderzoek of maatregelen over te gaan.

3.3.6.5 Het diepere grondwater

Hoewel de poriewaterconcentratie maatgevend zou kunnen worden verondersteld voor de ondiepe grondwaterconcentratie, is de relatie tussen het diepere grondwater (met lagere organische-stofgehalten

in de grond en volledige waterverzadiging) en het poriewater of bovenste grondwater nog niet behandeld.

Uit berekeningen en theoretische beschouwingen kan worden geconcludeerd dat indien alle poriën watergevolgd zijn, vervluchtiging (via de dampfase) niet meer op zal treden. De dosis bij eenzelfde concentratie van de verontreiniging in het grondwater zal, indien vervluchtiging een belangrijk aandeel in de blootstelling heeft, derhalve afnemen of anders gelijk blijven. In 4.2 wordt aangegeven dat de C-toetsingswaarde voor grondwater onafhankelijk is van bodemparameters (en dus van verschillen in organische-stofgehalten tussen boven- en ondergrond). Afhankelijk van het aandeel van vervluchtiging in de blootstelling zal de dosis behorende bij de C-toetsingswaarde voor grondwater in een wateronverzadigde bovengrond gelijk zijn aan of hoger zijn dan die bij dezelfde concentratie in de waterverzadigde ondergrond.

3.3.7 Aanvullingen en wijzigingen in humaan-toxicologische C-toetsingswaarden

Voor een aantal stoffen zijn ten opzichte van de uitgebrachte rapporten van Vermeire et al. (1991) en Van den Berg (1991) aanvullingen en wijzigingen aangebracht. Het wordt zinvol geacht dit hier beknopt te bespreken. De gedetailleerde informatie zal te zijner tijd in de bijgestelde rapporten (725201005 en 725201006) beschikbaar komen.

Voor een aantal verbindingen zijn door Vermeire et al. (1991) wel TDI's afgeleid of vermeld, maar niet in de overzichtstabel opgenomen; veelal werd met een groeps waarde volstaan. Deze individuele gegevens zijn daarom in een aantal gevallen niet verwerkt bij de voorstellen voor humaan-toxicologische C-toetsingswaarden (Van den Berg, 1991). Nader overleg heeft geleid tot het alsnog gebruiken van deze gegevens. De basisinformatie en de resultaten van de berekening zijn respectievelijk in de tabellen 10 en 11 gegeven. Hierin zijn tevens die stoffen vermeld waarvoor, bij het gereedkomen van het rapport van Van den Berg (1991) nog geen humaan-toxicologische advieswaarden beschikbaar waren (deze stoffen zijn vermeld in het addendum van rapport 725201005).

In verband met de afwijkende TDI voor β -HCH is voor alle HCH-isomeren een berekening van blootstelling en van voorstellen voor C-waarden gemaakt. In tabel 11 zijn de resultaten van de berekening opgenomen.

Vanwege de invloed van de zuurgraad van de bodem op de dissociatiegraad zijn voor de hoger gechlореerde chloorfenolen (> 2 Cl-substituenten) bijgestelde humaan-toxicologische C-toetsingswaarden afgeleid (bij een pH 6). Deze zijn eveneens in tabel 10 gegeven.

In bijlage 1.1 wordt bij de berekening van de K_d-waarden van organische stoffen ingegaan op de berekening van de pH-correctie.

Bij controle van de door Van den Berg (1991) afgeleide voorstellen voor humaan-toxicologische C-toetsingswaarden bleek dat voor zink de verkeerde rekenprocedure was gehanteerd. Dat is met de in dit rapport vermelde waarden gecorrigeerd (tabel 11).

Tabel 10. Overzicht van de toxicologische advieswaarden, de toegepaste extrapolatiemethode en de dagelijkse blootstelling in niet-gecontamineerde situatie.

stofnaam	toxicologische advieswaarde $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{.d}^{-1}$ of $\mu\text{g.m}^{-3}$	type ¹	veilig- heids- factor/ extrapol. methode ²	dagelijkse blootstelling $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{.d}^{-1}$
monochloorbenzeen	300	TDI	100 (d)	< 0.07
	1000	TCL	1 (h)	
dichloorbenzeen	190	TDI	100 (d)	< 0.07
	600	TCL	100 (d)	
atrazin	5	TDI	100 (d)	0
sulfiden	1	TDI	1 (h)	0
antraceen	50	TDI	(s)	0.0004
naftaleen	50	TDI	1000 (d)	0
chloorPAK	0.5	TDI	(s)	0
tetrahydrothiofeen	10	TDI	(s)	0
	35	TCL	(s)	0

1 TDI: toxicologisch toelaatbare dagelijkse inname [$\mu\text{g.kg}^{-1}\text{.d}^{-1}$]

TCL: toxicologisch toelaatbare concentratie in lucht [$\mu\text{g.m}^{-3}$]

2 (d): extrapolatie vanuit dierexperimenteel bepaalde NOAEL of LOAEL

(h): extrapolatie vanuit humane geur- of smaakdrempel

(s): afgeleid vanuit structuurgerelateerde verbinding(en)

Tabel 11. Voorstel voor humaan-toxicologische C-toetsingswaarden voor grond en grondwater (standaardbodem - foc = 0,058)

Stofnaam	N ¹	voorstellen humaan-toxicologische C-toetsingswaarden grond [mg.kg^{-1}]	grondwater ³ [g.m^{-3}]
monochloorbenzeen	2	716 ¹	46
dichloorbenzeen	2	1754	30
atrazin	2	21.5	5.95
sulfiden	1	0.18	1.38
antraceen **	3	86900	0.075
naftaleen	3	977	18.5
chloornaftaleen	1	4.8	0.0286
tetrahydrothiofeen	3	5.4 ²	0.020
zink		1840	19.1
trichloorfenol		56.8	0.34
tetrachloorfenol		24.9	0.75
pentachloorfenol		76.0	0.47
α -HCH		21.0	0.117
β -HCH		0.63	0.038
γ -HCH		18.3	0.153
δ -HCH		24.3	0.086
cyclohexanon		770 ²	464

1 parameter N (Vermeire et al., 1991)

2 bijgesteld op basis van de TCL-waarde

3 rechtstreeks uit de C-toetsingswaarde voor grond afgeleid via evenwichtsrelaties

** wateroplosbaarheid bij deze C-toetsingswaarde grond overschreden

4 INTEGRATIE VAN VOORSTELLEN TOT ÉÉN C-TOETSINGSWAARDE

4.1 De integratie

In dit hoofdstuk zal een voorstel gedaan worden voor de integratie van de voorstellen voor humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-toetsingswaarden tot één C-toetsingswaarde. Bij deze integratie speelt niet alleen de numerieke invulling van de voorgestelde humaan-toxicologische respectievelijk ecotoxicologische toetsingswaarden een rol (tabel 2), maar evenzeer de betrouwbaarheid waarmee deze individuele waarden zijn bepaald (tabel 3). In beginsel ligt een keuze voor de strengste van de twee waarden in de rede, tenzij de strengste waarde relatief een veel lagere betrouwbaarheid bezit. In dergelijke gevallen wordt dan toch van de relatief minder strenge waarde uitgegaan. Zoals in 3.3.5 reeds opgemerkt, bezit de humaan-toxicologische betrouwbaarheidsscore een geringer onderscheidend vermogen in vergelijking tot de ecotoxicologische betrouwbaarheidsscore. Hier wordt bij de integratie rekening mee gehouden. Voor het overige wordt aan beide scores een gelijk gewicht toegekend.

4.1.1 C-toetsingswaarden voor grond

In tabel 12 is het resultaat van het integratieproces weergegeven, in de vorm van de uiteindelijke voorstellen voor geïntegreerde toxicologisch onderbouwde C-toetsingswaarden voor grond. Bovendien is in deze tabel de hierbij gehanteerde informatie gegeven: de ecotoxicologische en humaan-toxicologische C-toetsingswaarden en de bijbehorende betrouwbaarheidsscores.

Voor een tweetal verbindingen (DDT en maneb) is ervoor gekozen niet de minder strenge (maar relatief meer betrouwbare) humaan-toxicologische waarden te hanteren, maar de strengere ecotoxicologische waarden met lagere betrouwbaarheid. De argumenten hiervoor zijn dat:

1. deze verbindingen slecht wateroplosbaar zijn met als gevolg dat ingestie de voornaamste blootstellingsroute vormt, zodat:
 - a. een minder strenge C-toetsingswaarde wordt berekend;
 - b. een hoge betrouwbaarheidsscore wordt toegekend;
 in feite wordt de betrouwbaarheid door deze combinatie overschat;
2. voor alle overige bestrijdingsmiddelen vergelijkbare strengere C-toetsingswaarden voor grond zijn afgeleid.

4.1.2 C-toetsingswaarden voor grondwater

Zoals in 3.3.6.1 reeds is uiteengezet wordt de C-toetsingswaarde voor het grondwater in beginsel afgeleid van de C-toetsingswaarde voor grond op basis van de evenwichtstheorie; het verband tussen beide waarden wordt bepaald door de grond-waterverdelingscoëfficiënt. Bij verontreinigingssituaties blijkt onder andere door problemen van meettechnische aard, de grote heterogeniteit van de bodem en in relatie hiermee van het milieuchemische gedrag van de verontreinigende stoffen, dat zich in beperkte mate evenwichtssituaties laten aantonen dan wel dat slechts van een evenwicht sprake is tussen de vaste fase (grond) en de vloeibare

Tabel 12. Integratietabel.

Voorstel voor geïntegreerde C-toetsingswaarden grond, voor een standaardbodem (10 % organische stof, 25 % lutum).

Op basis van de voorgestelde humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-toetsingswaarden en de bijbehorende betrouwbaarheidsscores (BS).

Stofnaam	C-hum.-tox [mg.kg ⁻¹]	BS	C-ecotox. [mg.kg ⁻¹]	BS	C-integratie [mg.kg ⁻¹]
I Metalen					
arseen	300	3	40	6	40
barium	698	3	650	2	650
cadmium	1.8	3	12	10	12
chroom (III)	2140	2	230	7	230
chroom (VI)	0.1	1	-	-	-
cobalt	400	3	120	2	120
koper	5020	3	190	10	190
kwik	87	3	10	6	10
lood	162	3	200	10	290
molybdeen	37	3	<480	-	37
nikkel	179	3	210	6	210
tin	571000	3	-	-	300
zink	1840	3	720	6	720
II Anorganische verbindingen					
cyaniden vrij	18.5	3	-	-	18.5
cyaniden complex	7.2	2	-	-	7.2
thiocyanaten	2.0	3	-	-	2.0
sulfiden	0.18	1	-	-	0.18
Stofnaam	C-hum.-tox [mg.kg ⁻¹]	BS	C-ecotox. [mg.kg ⁻¹]	BS	C-integratie [mg.kg ⁻¹]
III Aromatische verbindingen					
benzeen	48	6	25	2	48
ethylbenzeen	149	4	-	-	149
fenol	41	6	40	2	41
cresol	4.6	4	50	2	4.6
tolueen	368	6	150	6	150
xyleen	73	4	-	-	73
catechol	32	4	-	-	32
resorcinol	14	4	-	-	14
hydrochinon	12	4	-	-	12

** overschrijding van de wateroplosbaarheid bij de C-waarde grond

Vervolg Tabel 12. Integratietabel.

Voorstel voor geïntegreerde C-toetsingswaarden grond, voor een standaardbodem (10 % organische stof, 25 % lutum).

Op basis van de voorgestelde humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-toetsingswaarden en de bijbehorende betrouwbaarheidsscores (BS).

Stofnaam	C-hum.-tox [mg.kg ⁻¹]	BS	C-ecotox. [mg.kg ⁻¹]	BS	C-integratie [mg.kg ⁻¹]
IV Polycyclische Aromatische koolwaterstoffen					
anthraceen**	86900	3	40	5	40
benzo(a)anthraceen**	10100	6	40	5	40
benzo(k)fluorantheen**	10900	6	40	5	40
benzo(a)pyreen**	996	6	40	5	40
chryseen	88	4	40	5	40
fenantreen	319	4	40	5	40
fluoranteen	496	4	40	5	40
indeno(1,2,3cd)pyreen**	11400	6	40	5	40
benzo(ghi)peryleen**	11800	6	40	5	40
naftaleen	977	2	40	5	40
V gechloreerde koolwaterstoffen					
<i>alifatische chloorkoolwaterstoffen</i>					
1,2-dichloorethaan	3.5	6	60	5	3.5
dichloormethaan	39	6	60	5	39
tetrachloormethaan	2.2	4	60	5	2.2
tetrachlooretheen	14	4	60	5	14
trichloormethaan	27	4	60	5	27
trichlooretheen	666	6	60	5	60
vinylchloride	0.09	6	60	5	0.09
<i>chloorbenzenen</i>					
monochloorbenzeen	716	6	30	5	30
dichloorbenzenen (ind.)	1754	6	30	5	30
trichloorbenzenen (ind.)	10	4	30	5	10
tetrachloorbenzenen (ind.)	17	4	30	5	17
pentachloorbenzeen	23	4	30	5	23
hexachloorbenzeen	25	6	30	5	25
<i>chloorfenolen</i>					
monochloorfenolen (ind.)	16	4	10	5	10
dichloorfenolen (ind.)	34	6	10	5	10
trichloorfenolen (ind.)	57	4	10	5	10
tetrachloorfenolen (ind.)	25	4	10	5	10
pentachloorfenol	76	6	5	5	5
<i>chloorpolycyclische aromatische koolwaterstoffen</i>					
chloornaftaleen	4.8	2	-	-	4.8
<i>polychloorbifenylen</i>					
trichloorbifenyl	7.6 ¹	4	70 ²	2	7.6
hexachloorbifenyl	12 ¹	4	70 ²	2	12

** overschrijding van de wateroplosbaarheid bij de C-waarde grond

1 Aroclor 1248, 48 % chloor - gemiddeld 4 Cl-substituenten

2 Aroclor 1254, 54 % chloor - gemiddeld 6 Cl-substituenten

Vervolg Tabel 12. Integratietabel.

Voorstel voor geïntegreerde C-toetsingswaarden grond, voor een standaardbodem (10 % organische stof, 25 % lutum).

Op basis van de voorgestelde humaan-toxicologische en ecotoxicologische C-toetsingswaarden en de bijbehorende betrouwbaarheidsscores (BS).

Stofnaam	C-hum.-tox [mg.kg ⁻¹]	BS	C-ecotox. [mg.kg ⁻¹]	BS	C-integratie [mg.kg ⁻¹]
<u>VI Bestrijdingsmiddelen</u>					
<i>organochloor bestrijdingsmiddelen</i>					
DDT**	10400	9	4	5	4
DDE**	3450	6	4	5	4
aldrin	12	4	0.35	6	0.35
dielddrin	5.0	4	4	5	4
endrin	4.1	4	0.06	2	4.1
α-HCH	21	6	2	6	2
β-HCH	0.63	4	-	-	0.63
γ-HCH	18	6	2	6	2
δ-HCH	24	6	2	6	2
<i>overige bestrijdingsmiddelen</i>					
carbaryl	473	6	5	7	5
carbofuran	409	6	1.5	10	1.5
propoxur	650	6	0.75	2	650
maneb**	58800	6	30	4	30
atrazin	21	6	6	7	6
<u>VII Overige verontreinigingen</u>					
heptaan	10	2	-	-	10
octaan	7.2	-	-	-	7.2
cyclohexanon	770	4	-	-	770
butylbenzylftalaat	754	6	60	5	60
di(2-ethylhexyl)ftalaat**	8890	6	60	5	60
pyridine	3.5	4	150	2	3.5
styreen	102	6	-	-	102
tetrahydrofuran	1.2	4	-	-	1.2
tetrahydrothiofeen	5.4	2	-	-	5.4

** overschrijding van de wateroplosbaarheid bij de C-waarde grond

fase (het poriewater tussen de gronddeeltjes) over een beperkte afstand.

Uit de in 3.3.6.1 gepresenteerde empirisch bepaalde en berekende verdelingscoëfficiënten en de spreiding in deze waarden (voor verschillende studies) kan bovendien worden geconcludeerd dat niet zonder meer op basis van de evenwichtstheorie eenduidige toetsingswaarden voor het poriewater afgeleid kunnen worden.

Tenslotte zullen de concentraties in het (diepere) grondwater afwijken van poriewaterconcentraties bijvoorbeeld door beïnvloeding vanuit niet-verontreinigd gebied (verdunning).

Op grond van het bovenstaande wordt het plausibel geacht de C-toetsingswaarde voor het grondwater ten opzichte van de uit de evenwichtsberekeningen afgeleide poriewaterconcentraties neerwaarts bij te stellen en dientengevolge hierop de legitimatie voor vervolgonderzoek en het uitvoeren van saneringsmaatregelen in het kader van het vigerend wettelijk kader aan de hand van waarnemingen in het grondwater te baseren.

Voorgesteld wordt de op basis van theoretisch evenwicht bepaalde poriewaterconcentraties voor organische stoffen en anorganische stoffen, anders dan metalen en arseen, met een factor 10 te verlagen.

Dit betekent dat dan ook aan de in 3.3.6.4 besproken toetsing (overschrijding van de humaan-toxicologische advieswaarde als gevolg van consumptie van grondwater als drinkwater) wordt voldaan, met uitzondering van de goed wateroplosbare dihydroxybenzenen.

Ten aanzien van de metalen lijkt het zinvol ook te toetsen aan een tweetal andere gegevens: de streefwaarden uit de Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen (VRÖM, 1991) en de gegevens over voorkomen in het grondwater uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit - LM GWK - (Prins, 1991). In tabel 13 is deze vergelijking uitgevoerd.

Hieruit blijkt dat de reductie van de grondwaterconcentratie met een factor 10 voor een aantal metalen tot waarden onder de streefwaarden of de 90 %-waarden uit het LM GWK leidt. Voor deze stoffen is dan de strengste van de twee berekende grondwaterconcentraties genomen.

De C-toetsingswaarden voor grondwater dienen wel een zodanige waarde te hebben dat ze met gangbare analytisch-chemische technieken aantoonbaar zijn. Daarom heeft een toetsing plaatsgevonden van de voorstellen aan de gangbare detectielimieten (WAM/CCR_X, 1991; Heusinkveld et al., 1991). In tabel 14 is voor die stoffen waar om deze reden de waarde is aangepast, dit aangegeven.

4.1.3 Toets aan de milieukwaliteitsdoelstellingen

Het is zinvol er zorg voor te dragen dat de nieuwe C-toetsingswaarden grond en grondwater niet onder de niveaus liggen die genoemd worden in de Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water (VRÖM, 1991)

In 4.1.2 is deze toetsing voor wat betreft het grondwater en de metalen en arseen al aan de orde geweest en is hiermee rekening gehouden. Voor geen van de hier besproken organische stoffen is de voorgestelde C-toetsingswaarde voor grondwater lager dan de streefwaarde.

Uit de vergelijking volgt voorts dat in geen enkel geval de voorgestelde C-toetsingswaarde grond lager ligt dan de streefwaarde

Tabel 13. Voorstel voor C-toetsingswaarden grondwater van metalen en arseen.

Vergelijking van berekende grondwaterconcentraties [$\text{mg.m}^{-3} = \mu\text{g.l}^{-1}$] met streefwaarden en gegevens uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit.

stofnaam	Cpw ¹	C-max ² tabel 9	streef- waarde ³	Land. Meetnet Grondwaterkwal.		voorstel C-waarde grondwater
				50 %	90% ⁴	
arseen	41	66	10	2	7.5	40
barium	11000	629	50	73	220	600
cadmium	63	31	1.5	0.11	0.4	(6)
cobalt	1000	88	20	0.16	0.7	90
chroom	16	472	1	1.09	3.5	15
koper	350	8810	15	0.6	4.1	(35)
kwik	3	19	0.05	0.04	0.04	(0.3)
molybdeen	1850	629	5	0.16	1.02	(185)
nikkel	375	3140	15	5	18	(40)
lood	68	54	15	2.1	5.0	50
tin	1250	126000	10			(100)
zink	2880	31400	150	10	59	(300)

1. concentraties in het poriewater in evenwicht met de voorgestelde integrale C-toetsingswaarde voor grond
2. maximaal toelaatbare concentratie in grondwater dat als drinkwater wordt gebruikt (op basis humaan-toxicologische advieswaarde)
3. streefwaarde voor grondwater (VROM, 1991)
4. gegevens uit het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit (Prins, 1991); gegeven zijn de concentraties waar 50 resp. 90 % van de meetpunten beneden liggen

Om Cpw/10

voor grond/sediment. Wel liggen de grenswaarden voor nieuw gevormd sediment (afgeleid uit de grenswaarde voor water en de evenwichtspartitiëtheorie) voor arseen, lood en chroom hoger dan de voorgestelde C-toetsingswaarden. Daarom wordt voorgesteld voor deze drie stoffen de C-toetsingswaarden te verhogen tot de genoemde grenswaarden voor nieuw gevormd sediment. De C-toetsingswaarden voor grondwater worden niet aan deze verhoging aangepast.

4.1.4 De toetsingstabel.

Tabel 14 geeft voor de betreffende stoffen uit de toetsingstabel van de Leidraad bodembescherming de uiteindelijke voorstellen voor toetsingswaarden voor (grond en) grondwater op het niveau waarboven een Sanering(sonderzoek) noodzakelijk is.

Tabel 14. De toetsingstabel.

Voorstellen voor C-toetsingswaarden voor grond [mg.kg⁻¹] en grondwater [mg.m⁻³ = µg.l⁻¹] voor een standaardbodem (10 % organische stof, 25 % lutum).

Stofnaam	C-waarde grond [mg.kg ⁻¹]	C-waarde grondwater [mg.m ⁻³]
I Metalen		
arseen	55	40
barium	650	600
cadmium	12	6
chrom (III)	380	15
cobalt	120	90
koper	190	35
kwik	10	0.3
lood	530	50
molybdeen	40	185
nikkel	210	40
zink	720	300
II Anorganische verbindingen		
cyaniden vrij	12	8000
cyaniden complex	12	8000
thiocyanaten	2	1500
sulfiden	0.2	140
III Aromatische verbindingen		
benzeen	50	1300
ethylbenzeen	150	440
fenol	40	3800
cresol	5	160
tolueen	150	1200
xyleen	75	190
catechol	30	5600
resorcinol	14	2600
hydrochinon	12	2600
IV Polycyclische Aromatische koolwaterstoffen		
anthraceen	40	5
benzo(a)anthraceen	40	0.4
benzo(k)fluorantheen	40	0.02
benzo(a)pyreen	40	0.03
chryseen	40	0.04
fenantreen	40	5
fluoranteen	40	0.8
indeno(1,2,3cd)pyreen	40	0.01 ^(c)
benzo(ghi)peryleen	40	0.03
naftaleen	40	75

dl : bijgesteld in verband met de detectielimiet

Vervolg tabel 14. De toetsingstabel.

Voorstellen voor C-toetsingswaarden voor grond [mg.kg^{-1}] en grondwater [$\text{mg.m}^{-3} = \mu\text{g.l}^{-1}$] voor een standaardbodem (10 % organische stof, 25 % lutum).

Stofnaam	C-waarde grond [mg.kg^{-1}]	C-waarde grondwater [mg.m^{-3}]
<u>V gechloreerde koolwaterstoffen</u>		
<i>alifatische chloorkoolwaterstoffen</i>		
1,2-dichloorethaan	3.5	330
dichloormethaan	40	1800
tetrachloormethaan	2	20
tetrachlooretheen	14	14
trichloormethaan	25	1000
trichlooretheen	60	470
vinylchloride	0.1	0.6
<i>chloorbenzenen</i>		
monochloorbenzeen	30	190
dichloorbenzenen (ind.)	30	50
trichloorbenzenen (ind.)	10	4
tetrachloorbenzenen (ind.)	17	1.5
pentachloorbenzeen	25	6
hexachloorbenzeen	25	5
<i>chloorfenolen</i>		
monochloorfenolen (ind.)	10	160
dichloorfenolen (ind.)	10	30
trichloorfenolen (ind.)	10	6
tetrachloorfenolen (ind.)	10	20
pentachloorfenol	5	0.15
<i>chloorpolycyclische aromatische koolwaterstoffen</i>		
chloornaftaleen	5	3
<i>polychloorbifenylen</i>		
Σ polychloorbifenylen	10	0.03

Vervolg tabel 14. De toetsingstabel.

Voorstellen voor C-toetsingswaarden voor grond [mg.kg⁻¹] en grondwater [mg.m⁻³ = µg.l⁻¹] voor een standaardbodem (10 % organische stof, 25 % lutum).

Stofnaam	C-waarde grond [mg.kg ⁻¹]	C-waarde grondwater [mg.m ⁻³]
----------	--	--

VI Bestrijdingsmiddelen*organochloor bestrijdingsmiddelen*

DDT	4	0.01
DDE	4	0.03
aldrin	0.4	0.005 ^{dl}
dieldrin	4	0.07
endrin	4	0.2
α-HCH	2	1.5
β-HCH	0.6	0.5
γ-HCH	2	1.5
δ-HCH	2	1.5

overige bestrijdingsmiddelen

carbaryl	5	0.09
carbofuran	1.5	0.07
propoxur	650	80
maneb	30	0.1 ^{dl}
atrazin	6	150

VII Overige verontreinigingen

heptaan	10	5
octaan	7	1
cyclohexanon	770	40000
butylbenzylftalaat	60	9
di(2-ethylhexyl)ftalaat	60	2
pyridine	4	10
styreen	102	340
tetrahydrofuran	1	3
tetrahydrothiofeen	5	2

dl : bijgesteld in verband met de detectielimiet

4.2 Bodemtypecorrectie

De voorgestelde C-toetsingswaarden voor grond kunnen binnen de randvoorwaarden van de wijze waarop ze zijn afgeleid (er zijn wat dit betreft verschillen voor blootstelling van mens of bodemorganismen; ook het milieuchemisch gedrag van stoffen speelt een rol) als bodemtype-afhankelijk worden beschouwd. Voor de verschillende categorieën van verontreinigende stoffen is van het navolgende uitgegaan.

De C-toetsingswaarden grond voor metalen kunnen variëren als functie van de bodemparameters organische-stofgehalte en lutumgehalte. De afhankelijkheid van deze bodemparameters is nog niet eenduidig gekwantificeerd.

De toxiciteit van een stof hangt mede af van een aantal fysisch-chemische bodemfactoren, waarbij een relatie naar de beschikbaarheid van de stof voor het organisme wordt aangenomen. De fysisch-chemische bodemfactoren kunnen in de experimenten waarin de toxiciteitsgegevens bepaald zijn sterk verschillen. Dit verhindert een goede vergelijkbaarheid. Daarom heeft ten behoeve van de normalisatie van de verzamelde toxiciteitsgegevens bijvoorbeeld reeds een bodemtypecorrectie plaatsgevonden. Denneman en Van Gestel (1990) tonen aan dat deze bodemtypecorrectie tot een duidelijke verbetering van de vergelijkbaarheid van toxiciteitsgegevens leidt. Gebruikt is de bodemtypecorrectie zoals weergegeven voor de referentiewaarden bodem in de Milieu Programma Voortgangsrapportage 1988-1991 (VROM, 1987). Hoewel aan het gebruik van deze bodemtypecorrectie onzekerheden zijn verbonden, moet een dergelijke werkwijze op dit moment als de best beschikbare worden beschouwd. Alleen door het verrichten van gericht onderzoek kan verbetering terzake worden bereikt. In verschillende rapporten van de TCB (1989a,b,c, 1990a,b) wordt ingegaan op de berekeningsmethode die wordt gebruikt om te corrigeren voor de beschikbaarheid van stoffen. Duidelijk is dat de beschikbaarheid van stoffen niet voor alle organismen hetzelfde hoeft te zijn en de beschikbaarheid van meer factoren afhangt dan de hoeveelheid organische stof en lutum in de bodem. Ook de TCB adviseert een streven naar het incorporeren van zoveel mogelijk van invloed zijnde factoren en het verzamelen van aanvullende gegevens.

In dit rapport wordt voorgesteld de bodemtypecorrectie voor de besproken metalen en arseen, zoals afgeleid in schema 1 (op basis van die voor de referentiewaarden bodem) en gegeven in tabel 7 op de C-toetsingswaarden voor grond toe te passen.

Voor de anorganische verbindingen is, gelet op de thans geformuleerde berekeningen, geen afhankelijkheid van enige bodemparameter aan te geven.

De C-toetsingswaarde voor grond voor organische stoffen is afhankelijk gesteld van het organische-stofgehalte. Ook hierbij is vooralsnog uitgegaan van de correctiefactoren zoals geformuleerd voor de referentiewaarden bodem (VROM, 1987; zie ook Denneman en Van Gestel, 1990).

Gesteld wordt dat de C-toetsingswaarde voor grondwater voor alle beschouwde stoffen onafhankelijk is van de bodemfysisch-chemische eigenschappen. Dit hangt samen met het begrip beschikbaarheid.

Aangenomen wordt dat bij een toename van het lutumgehalte en/of het organische-stofgehalte de beschikbaarheid van een stof afneemt, ofwel de concentratie in de waterfase afneemt. Dit komt overeen met de stellingname dat de mate van effect van een stof wordt bepaald door de concentratie van die stof in de waterfase.

Dit geldt zowel voor bodemorganismen als voor de mens. De blootstelling van de mens aan de meeste organische stoffen vindt voornamelijk via gewasconsumptie en inhalatie plaats en wordt dus in wezen bepaald door de concentratie in het poriewater en in de bodemlucht, welke via de Henry-constante gerelateerd is aan de poriewaterconcentratie.

De concentratie in het grondwater waarbij een effect ter grootte van "ernstig gevaar voor mens of milieu" optreedt, zal dus ook onafhankelijk zijn van de bodemfysisch-chemische eigenschappen.

4.3 Gelijktijdige blootstelling aan verschillende verontreinigingen

Indien sprake is van een gelijktijdige blootstelling aan verschillende verontreinigingen kan als gevolg van deze gecombineerde blootstelling ook sprake zijn van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu", zelfs indien voor geen der individuele verontreinigingen concentraties zijn vastgesteld die de C-toetsingswaarde overschrijden. Deze gedachtengang stoelt op de aanname dat elke verontreiniging in enige mate bijdraagt aan het veroorzaken van nadelige effecten op het blootgestelde organisme.

Het gecombineerde effect van de toxische werking van verschillende verontreinigende stoffen is slechts in zeer beperkte mate onderzocht. Een complicerende factor is dat vele combinaties van verontreinigende stoffen denkbaar zijn en dat men te maken kan hebben met stoffen met zowel verschillende als vergelijkbare eigenschappen en werkingsmechanismen. Bij stoffen met vergelijkbare werkingsmechanismen kan in ieder geval zowel voor de mens als voor overige organismen een additief effect worden aangehouden. Bij stoffen met verschillende werkingsmechanismen zullen tegelijkertijd verschillende typen effecten optreden. Denneman en Van Gestel (1990) maken aannemelijk dat voor (bodem)organismen de effecten van verschillende aard optelbaar zijn daar elk effect een vermindering van de vitaliteit van het betreffende organisme tot gevolg heeft. Ook de TCB (1990a) gaat in op de gelijktijdige blootstelling aan meer dan één stof. In dit rapport wordt geconcludeerd dat naarmate een effectparameter betrekking heeft op een hoger biologisch organisatieniveau, de gevoeligheid van die parameter voor specifieke stoffen lager zal zijn en de additieve werking van stoffen groter zal zijn.

In het onderstaande worden voorstellen gedaan voor een eerste benadering van gecombineerde blootstelling in het licht van onderhavige vraagstelling (de definitie van het toetsingscriterium "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu"). Daarbij wordt geen onderscheid gemaakt in het blootgestelde organisme (mens of overige organismen). Wel wordt uitgegaan van een indeling van stoffen in stofgroepen met vergelijkbare fysisch-chemische eigenschappen. Hoewel op de homogeniteit met betrekking tot toxicologische effecten van de verschillende stofgroepen in wetenschappelijke zin veel valt af te dingen, is (mede gezien alle

onzekerheden die aan deze benadering kleven) primair een onderscheid gemaakt in verontreinigende stoffen binnen en buiten een bepaalde stofgroep. Voorbeelden van stofgroepen voor organische verbindingen zijn: PAK, chloorfenolen, chloorbenzenen, gechlореerde alifatische koolwaterstoffen, aromaten en gehydroxyleerde aromaten). De in de toetsingstabel opgenomen metalen kunnen tot één stofgroep worden gerekend daar de blootstelling van bodemorganismen bepalend is voor de afleiding van de C-toetsingswaarden voor grond.

Aangenomen is dat binnen een stofgroep van volledige additiviteit sprake kan zijn, terwijl bij het voorkomen van stoffen uit verschillende stofgroepen slechts partiële additiviteit wordt aangenomen.

Aangenomen wordt voorts (in overeenstemming met de benadering van Denneman en Van Gestel, 1990) dat een stof eerst vitaliteitsvermindering kan veroorzaken wanneer de stof in een concentratie van tenminste de A- of referentiewaarde aanwezig is. Bij een lagere concentratie wordt ervan uitgegaan dat geen vitaliteitsvermindering optreedt. Voor deze concentratieniveaus wordt derhalve gecorrigeerd. Bij de vergelijking van gemeten concentraties van verontreinigende stoffen met de C-toetsingswaarden moet vanzelfsprekend uitgegaan worden van identieke organische-stofgehalten (zodanig dient de C-toetsingswaarde voorafgaand aan substitutie in de vergelijking te worden gecorrigeerd).

Voor metalen en anorganische verbindingen is door deskundigen terughoudendheid met betrekking tot de bovenbeschreven benadering gesuggereerd. Op basis hiervan is thans een voorstel gedefinieerd waarbij weliswaar uitgegaan wordt van volledige additiviteit, maar waarbij concentraties lager dan $[A+C]/2$ niet meegenomen worden. Aangenomen wordt dat de vitaliteitsvermindering die beneden deze waarde optreedt zeer beperkt is en dat uit de niet-lineaire dosis-respons curve (in het traject tussen 5 % en 50 % van de soorten die effecten ondervinden) het belang van concentraties net onder de C-toetsingswaarden wordt benadrukt.

Tabel 15 geeft een overzicht van de te hanteren formules. Aan deze formules ligt de aanname ten grondslag dat er een lineair verband bestaat tussen de concentratie van een stof en het effect dat door de stof wordt veroorzaakt. Deze aanname moet als een grove generalisatie worden beschouwd en niet als een voor alle stoffen werkelijk bestaande relatie. Voor sommige stoffen zal sprake zijn van een onder-, voor andere van een overschrijding van risico's. De dosis-effectrelaties zijn voor de meeste stoffen niet bekend.

Aangenomen wordt dat naarmate de uitkomst van de sommatie toeneemt de risico's als gevolg van gecombineerde blootstelling eveneens toenemen. Een absolute kwantificering is daarbij vooralsnog niet te geven. Bovendien moet bedacht worden dat de C-toetsingswaarden die voor de individuele stoffen zijn bepaald, afhankelijk van de beschikbare gegevens, een variërende betrouwbaarheid bezitten. De verificatie van deze op theoretische gronden gekozen benadering in praktijksituaties ontbreekt.

Daar de uitkomst van de somformules in kwantitatief opzicht een onduidelijke betrouwbaarheid heeft, kleven aan de toepassing ervan bezwaren. Niettemin kan op basis van de additieve werking van vele verontreinigende stoffen, waarvan de individuele concentraties

dé C-toetsingswaarden niet overschrijden, aannemelijk worden gemaakt dat vervolgonderzoek en saneringsmaatregelen volgens het vigerend wettelijk kader gelegitimeerd zijn.

4.4 Aanvullende opmerkingen

Cyaniden.

Vanwege het gebrek aan differentiërende gegevens wordt door Vermeire (mondelinge mededeling) voorgesteld de humaan-toxicologische C-toetsingswaarden voor complex-gebonden en vrij cyanide als gelijkwaardig te beschouwen en uit te gaan van het gemiddelde van de in Vermeire et al. (1991) afzonderlijk gepresenteerde waarden.

Chroom.

Bij het voorstel voor humaan-toxicologische C-toetsingswaarden is in verband met de toxische eigenschappen een onderscheid gemaakt tussen chroom (III) en chroom (VI). Met betrekking tot de orale opname, welke de belangrijkste blootstellingsroute is, is bekend dat in de maag partiële omzetting van chroom (VI) naar chroom (III) plaatsvindt en dat in urine alleen chroom (III) wordt aangetroffen. Bovendien is in de (Nederlandse) bodem chroom (VI) geen algemeen voorkomende speciatie, omdat chroom (VI) in de bodem snel wordt gereduceerd naar chroom (III) (Slooff et al., 1989).

Ten aanzien van de toxiciteit voor bodemorganismen geldt ook dat chroom (VI) toxischer is: ongeveer een factor 10 ten opzicht van chroom (III) (Molnar, 1989). Maar in deze studie is na 4 weken het verschil in toxiciteit tussen de twee species van chroom niet langer aantoonbaar. Waarschijnlijk is dit het gevolg van de reductie van het chroom (VI) in de grond.

Voorgesteld wordt uitsluitend chroom (III) in de toetsingstabel ten behoeve van een algemene bodemkwaliteitsbeoordeling op te nemen. Indien er aanwijzingen zijn voor een chroom (VI)-verontreiniging (bv. bij leerlooierijen) dient aan deze verontreiniging specifiek aandacht te worden besteed.

Tin.

Met betrekking tot tin zijn geen ecotoxicologische gegevens beschikbaar voor een risico-evaluatie. Bovendien is tin voor de mens pas bij relatief hoge doseringen schadelijk, zoals uit de berekeningen blijkt (zie tabel 2; Van den Berg, 1991). Daarom wordt voorgesteld tin niet langer op te nemen in de toetsingstabel. Een uitzondering dient hierbij gemaakt te worden voor de organotinverbindingen, die met name een toepassing kennen als bestrijdingsmiddel. Voor deze groep van verbindingen zal op korte termijn een evaluatie van toxicologische gegevens en blootstelling gemaakt moeten worden, zodat opname in de toetsingstabel onder de categorie bestrijdingsmiddelen mogelijk is.

Polychloorbifenylen.

In verband met het feit dat de toxiciteitsgegevens voor zowel de mens als het milieu afgeleid zijn voor Aroclor-mengsels (mengsels van een aantal congenen), wordt voorgesteld voor de polychloorbifenylen één getal te hanteren voor de C-toetsingswaarde, waarbij deze geldt voor de som van de polychloorbifenylen omdat de gegevens niet voor individuele congenen zijn afgeleid. De humane blootstelling werd gebaseerd op het gedrag van een tri-

en hexachloorbifenylcongenëer, welke representatief geacht werden voor de range in de gemiddelde samenstelling van de Aroclor-mengsels. Als voorstel voor de C-toetsingswaarde voor grond is het geometrisch gemiddelde van de twee berekende waarden voor de individuele congenen genomen.

Tabel 15. Formularium voor berekenen combinatietoxiciteit.

Voor **organische stoffen** die in combinatie voorkomen:

a. binnen een groep, volledige additiviteit;

$$\text{d.w.z. } \sum (i=1..n) \frac{\text{conc. } i}{C_i - A_i} \geq 1 \text{ betekent "ernstig gevaar"}$$

b. buiten een groep, partiële additiviteit;

$$\text{d.w.z. } \sum (i=1..n) \frac{\text{conc. } i}{C_i - A_i} \geq \sqrt{n} \text{ betekent "ernstig gevaar"}$$

Voor **metalen en anorganische verbindingen**

$$\sum (i=1..n) \frac{\text{conc. } i - [A_i + C_i]/2}{[C_i - A_i]/2} \geq 1 \text{ betekent "ernstig gevaar"}$$

ofwel:

$$\sum (i=1..n) \frac{2 * \text{conc. } i - A_i - C_i}{[C_i - A_i]} \geq 1 \text{ betekent "ernstig gevaar"}$$

Indien sprake is van een **combinatie van organische stoffen en metalen** dient eerst voor deze twee groepen de som der deeltotoxiciteiten bepaald te worden en vervolgens door somming bepaald te worden of volgens de partiële additiviteit sprake is van "ernstig gevaar".

5 ACTUELE BLOOTSTELLING AAN BODEMVERONTREINIGING

5.1 Inleiding

Indien, zoals in hoofdstuk 2 is uiteengezet, sprake is van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu" en daarmee in het kader van de Interimwet bodemsanering gelegitimeerd vervolgonderzoeken en saneringsmaatregelen kunnen worden getroffen, worden op basis van aard en omvang van de verontreiniging, de lokale verontreinigingssituatie en het gebruik van de bodem in de tweede fase van het Nader Onderzoek de actuele blootstelling aan bodemverontreiniging en de bijbehorende kans op schade aan de gezondheid van de mens en op schade aan het milieu bepaald.

Nadat aan het centrale toetsingscriterium van genoemde wet (en te zijner tijd dat van de saneringsparagraaf van de Wet bodembescherming) is voldaan en daarmee in feite de eerste stap in de urgentiebepaling is gezet, moet in deze tweede fase veel minder generiek een analyse van de urgentie van onderzoek en sanering volgen. Houdt "ernstig gevaar" een indicatie van een ontoelaatbaar risico voor mens of milieu in uitgaande van de aanname dat alle potentiële blootstellingsroutes operationeel zouden zijn, het duidt geenszins automatisch op een acute bedreiging van de volksgezondheid of het milieu (zie Leidraad bodembescherming).

De omvang van de bodemverontreinigingsproblematiek in Nederland (zie het kabinetsstandpunt inzake het advies van de Stuurgroep Tien Jaren-Scenario bodemsanering; VROM, 1990d) noopt tot verschillende vormen van prioriteitsstelling. Te onderscheiden zijn de reeksen:

- preventie → inventarisatie → beveiliging → sanering;
- regelgeving → logistiek → organisatie → tijd → geld;
- vervuiler → gebruiker → overheid.

Overeenkomstig het advies van voornoemde Stuurgroep wordt er naar gestreefd te vermijden dat maatschappelijke belangen de milieuhygiënische preventie overvleugelen. Zowel prioriteitsstelling als het uitvoeren van onderzoek en sanering is maatwerk.

5.2 Analyse van de mate van blootstelling en daaraan verbonden risico's

De schatting van actuele blootstelling aan bodemverontreiniging wijkt af van die van potentiële blootstelling. Voor de actuele blootstelling van de mens zijn twee aspecten van belang:

- in tegenstelling tot de schatting van potentiële blootstelling wordt niet langer aangenomen dat alle routes operationeel zouden kunnen zijn;
 - er wordt uitgegaan van de specifieke lokale bodemomstandigheden.
- Voor de blootstelling van bodemorganismen geldt slechts het laatstgenoemde aspect daar zich geen keuze in blootstellingsroutes voordoet.

In 2.3. zijn acht stappen vermeld die bij de analyse van blootstelling aan bodemverontreiniging en de daaraan verbonden risico's uitgevoerd worden in de tweede fase van het Nader Onderzoek. In het navolgende wordt op elk van de stappen nader ingegaan.

Stap a: bepaling van de in het geding zijnde blootstellingsroutes (humane blootstelling)

Onder andere door Linders (1990) is geïnventariseerd langs welke directe en indirecte routes de mens aan (de gevolgen van) bodemverontreinigende stoffen kan worden blootgesteld. Nadat de verontreinigende stoffen zich over de bodemfasen hebben verdeeld en verschillende transferprocessen hebben plaatsgevonden (transport naar het bodemoppervlak, grond- en oppervlaktewater, opname door gewassen, vis en vee, permeatie en drinkwaterwinning) kan van directe of indirecte blootstelling sprake zijn.

Afhankelijk van aard en omvang van de verontreiniging, de lokale verontreinigingssituatie en het gebruik van de bodem, kan het aantal in het geding zijnde routes waarlangs de mens wordt blootgesteld worden bepaald. Van den Berg (1991) gaat nader in op zowel het milieuchemisch gedrag van stoffen (zie voorts 3.3.4) als de transferprocessen in. Mede naar aanleiding hiervan kan het aantal het geding zijnde routes worden vastgesteld.

Stap b: vaststelling van de relevante blootstellingsroutes, schatting relatieve bijdrage aan blootstelling per route

Ter bepaling van de bijdrage via de in stap a. gedefinieerde routes kan aan de hand van in eerste instantie ruwe en vervolgens meer verfijnde schattingen de afzonderlijke bijdrage aan de totale blootstelling worden bepaald en daarmee het definitieve aantal relevante blootstellingsroutes worden vastgesteld.

Van den Berg (1991) heeft voor de stoffen uit de (nieuwe) toetsingstabel aangegeven wat de relatieve bijdrage is (in procenten) indien de blootstellingsroutes zoals opgenomen in het CSOIL-model en de daaraan ten grondslag liggende aannamen (bijvoorbeeld met betrekking tot gewasconsumptie) valide zijn voor de betreffende locatie.

In bijlage 1 is voor alle directe en indirecte blootstellingsroutes het te hanteren formularium opgenomen.

Voor de berekening van de humane blootstelling moet per route de maatgevende concentratie in grond en grondwater worden ingevuld.

Afhankelijk van de lokale situatie kan het nodig zijn om, in aanvulling op de bij de kartering van aard en omvang van de verontreiniging verzamelde meetgegevens, in een ruimtelijk patroon dat meer is toegesneden op de betreffende blootstellingsroute aanvullende informatie met betrekking tot gehalten van verontreinigende stoffen in grond en grondwater te vergaren. Aanvullende informatie gericht op bijvoorbeeld de actieradius van een kwetsbare doelgroep (kinderen bij de blootstellingsroute ingestie) of aanvullende bemonstering in volkstuinen (blootstellingsroute gewasconsumptie) bijvoorbeeld mede ter voorbereiding op stap c. kan een meer nauwkeurige schatting van de maatgevende concentratie in grond of grondwater opleveren. Recente publicaties wijzen op het belang van betrouwbare, voor de expositie maatgevende gegevensinvoer in blootstellingsberekeningen (TCB, 1990c en 1991c; Leenaers et al., 1991).

De in het formularium in te voeren concentraties van verontreinigende stoffen in grond en grondwater betreffen gemiddelde waarden (immers de C-toetsingswaarden zijn eveneens te beschouwen als gemiddelde waarden). Per ruimtelijke eenheid kan het (zo nodig naar oppervlak gewogen) gemiddelde van de meetuitkomsten bepaald worden. Per blootstellingsroute wordt voorts een maatgevende bodemdiepte geselecteerd. Voor ingestie van grond zijn voor urgentiebepaling op korte termijn de gegevens van de bodemlaag van 0-20 cm minus maaiveld het meest relevant. Gelet op het gangbare bodemgebruik kan grond van de bovenste 50 tot 100 centimeter van het bodemprofiel evenwel beschikbaar komen voor deze vorm van blootstelling. Hiermee dient derhalve rekening te worden gehouden voor de urgentiebepaling op langere termijn. Voor gewasconsumptie is de concentratie aan verontreinigende stoffen in de bodemlaag van 0-75 cm minus maaiveld van belang; voor consumptie van verontreinigd drinkwater als gevolg van permeatie die (per laag van 50 cm) tot een diepte van 50 cm onder de betreffende drinkwaterleiding; voor inhalatie van binnen- en kruipruimtelucht is de diepte van het grensvlak water - lucht van belang. Met behulp van de in Kliet (1990) gepresenteerde formules kan aan de hand van de lokale gegevens van bodem en geohydrologie en de afgeleide maatgevende concentraties in grond en grondwater een concentratieniveau voor verontreinigende stoffen in de binnen- of kruipruimtelucht worden geschat.

Bij eigen winning van grondwater (zie ook 3.3.6.4) en gebruik van oppervlaktewater en het voorkomen van verontreinigingen in relatief onverdunde vorm (drijfslagen) is gerichte bemonstering en analyse onontkoombaar.

Met behulp van het in bijlage 1 gepresenteerde formularium kan worden gezien welke van de in stap a. geselecteerde blootstellingsroutes in kwantitatief opzicht als relevant kunnen worden beschouwd.

Indien blootstelling als gevolg van de inhalatie van (binnen)lucht, van consumptie van drinkwater, gewassen, vis en overige dierlijke producten op basis van de in deze stap gemaakte berekeningen relevant wordt geacht of de onzekerheden in de schattingen te groot zijn, is een aanvullend meetprogramma noodzakelijk. Gelet op de beperkte validatie van de berekeningen/modellen zullen metingen vrijwel zonder uitzondering noodzakelijk zijn.

Stap c: aanvullende metingen in andere media dan grond en grondwater

In Kliet (1990) zijn aanwijzingen opgenomen voor omstandigheden waaronder tot een luchtonderzoek in woon- en kruipruimte kan worden overgegaan, alsmede richtlijnen voor de uitvoering van een dergelijk onderzoek en van de evaluatie van de verkregen meetgegevens.

Naast de onder stap b. genoemde redenen kan ook op grond van bijvoorbeeld kennis van gewasspecifieke opname, de groeisnelheid van het gewas, het consumptiepatroon van de lokale bevolkingsgroep of de zuurgraad van de bodem een gewasonderzoek worden overwogen. Bijzonder relevant zijn de volks- en moestuinen en de zich ter plaatse mogelijk voordoende contaminatie van groentegewassen, aardappelen en fruit. Granen zullen in het

algemeen niet in het geding zijn (geen lokale consumptie). Deze contaminatie kan het gevolg zijn van bodemverontreiniging (opname via vloeibare en gasvormige fase; aanhangende verontreinigde grond) en luchtverontreiniging (droge en natte depositie; met name bij lood en PAK's). Verificatie van de oorzaak van de gewascontaminatie dient vooraf te gaan zowel aan het verrichten van aanvullende metingen als aan het treffen van maatregelen. Van den Berg (1991) geeft voor veel voorkomende verontreinigende stoffen een overzicht van de relevantie van opname door gewassen. Deze gegevens zijn onder meer afkomstig uit onderzoek van Sauerbeck (1988), die ook gegevens met betrekking tot de ophoping in verschillende gewassoorten vermeldt.

Hoge gehalten aan zware metalen en organische contaminanten in de grond kunnen een fytotoxische uitwerking op het gewas tot gevolg hebben.

Fytotoxische effecten kunnen evenwel ook veroorzaakt worden door luchtverontreiniging en toepassing van bestrijdingsmiddelen. In volks- en moestuinen is lang niet altijd sprake van "goed landbouwkundig gebruik". De zuurgraad van de bodem kan (te) laag zijn, hetgeen opname van zware metalen door gewassen vergroot. Bezitters van volks- en moestuinen kunnen relatief veel voedsel van eigen grond nuttigen. De belasting met bepaalde stoffen uit het voedselpakket kan dientengevolge afwijken van die van de gemiddelde Nederlander. Overschrijding van signaalwaarden die door de Landbouwadviescommissie Milieukritische Stoffen (LNV, 1986) zijn opgesteld en gewasnormen gesteld in het kader van de Warenwet (Staatsblad, 1985) en Bestrijdingsmiddelenwet (Staatscourant, 1984) kan aanleiding geven tot het uitvoeren van gewasanalyses.

Ten behoeve van een onderzoek naar de contaminatie van gewassen is een uitvoerige beschrijving van monsterneming, -behandeling en analysemethoden vermeld in de (Uitvoeringsbesluiten van de) Warenwet.

Onderzoek naar het voorkomen van contaminanten in vis, vlees- en zuivelprodukten dient bij voorkeur in overleg met de regionale inspecteur van volksgezondheid voor de milieuhygiëne te worden uitgevoerd.

In Van den Berg (1991) en 3.3.6.3 is nader ingegaan op permeatie van verontreinigende stoffen uit de bodem door kunststof waterleidingbuizen. Uitgaande van de gepresenteerde formules kan worden geschat bij welke concentraties in grond of grondwater relevante stoffen (aromaten, gechlореerde koolwaterstoffen, olie, fenolen) afhankelijk van het betreffende leidingmateriaal zodanige permeatie kan optreden dat drinkwaternormen worden overschreden of door waterleidingmaatschappijen dan wel de regionale inspecteur maximaal toelaatbaar geachte concentraties in het drinkwater en aanvullende bemonstering van het drinkwater noodzakelijk wordt geacht.

De uitvoering van een drinkwateronderzoek dient ter hand te worden genomen door of in overleg met het betrokken waterleidingbedrijf.

Op basis van bovenstaande metingen kunnen gemiddelde concentratieniveaus in verschillende media per gebruiksareaal (drinkwater, gewassen, dierlijke voedingsprodukten, lucht in

woningen) worden vastgesteld en in blootstellingsberekeningen rechtstreeks worden toegepast.

Stap d: berekening huidige humane blootstelling aan bodemverontreiniging

Met behulp van de concentraties zoals vastgesteld in de hiervoor genoemde stappen en het gepresenteerde formularium kan de totale humane blootstelling worden berekend. Met name bij indirecte blootstelling kan op basis van aanvullende informatie van het formularium worden afgeweken. De blootstelling kan worden berekend met behulp van de totale hoeveelheid geconsumeerd produkt en de daarin gemeten concentraties.

Op basis van berekeningen met betrekking tot de verspreiding van de verontreiniging (zie ook hoofdstuk 2; Lagas et al. (1990) en Kliest (1990)) kan een indicatie worden verkregen in hoeverre, als gevolg van de verspreiding van de verontreiniging, rekening gehouden moet worden met blootstelling van objecten (bijvoorbeeld woningen, drinkwaterleidingen, consumptiegewassen) in de nabijheid van de verontreiniging.

Stap e: bepaling kans op schade aan de gezondheid van de mens (vergelijking met toxicologische advieswaarden)

In deze stap wordt de totale humane blootstelling vergeleken met de door Vermeire et al. (1991) gepresenteerde toxicologische advieswaarden. Deze humane blootstelling dient bovendien in deze stap te worden afgezet tegen de (dagelijkse) blootstelling in een niet-gecontamineerde situatie (achtergrondblootstelling) waarvan Vermeire et al. (1991) reeds op basis van literatuuronderzoek een schatting geven. Aanvullende gegevens specifiek gericht op de betreffende locatie worden (zoveel als mogelijk) verzameld.

Stap f: schatting van effecten van bodemverontreiniging op bodemorganismen

Voor verontreinigende stoffen waarvoor relatief veel toxicologische gegevens bekend zijn (alle stoffen waarvoor toetsingsprocedures 1a, 1b, 1c en 2 (4 gegevens) gebruikt zijn; zie Denneman en van Gestel (1990)) zou in beginsel op basis van de Risico Analyse Bodemverontreiniging-methode kunnen worden geschat hoeveel procent van de soorten bij een aangetroffen concentratie nadelige effecten zal ondervinden. Hiervoor kan het formularium in tabel 16 worden gebruikt (naar Van Straalen en Denneman, 1989).

De in dit formularium te substitueren concentraties dienen te zijn gecorrigeerd tot waarden die gelden voor een standaardbodem. Mede omdat in de formules laboratoriumgegevens worden ingevoerd (NOEC-waarden) is de formule eerder geschikt om verontreinigings-situaties te vergelijken dan om risico's in absolute zin aan te geven.

De formule heeft met name toegevoegde waarde (ten opzichte van de reeds gemaakte schatting van de potentiële blootstelling) bij de schatting van actuele blootstelling aan

bodemverontreiniging, indien sprake is van verontreiniging met verschillende stoffen (zie ook TCB, 1990a) voor de schatting van het percentage soorten dat effect ondervindt bij gelijktijdige toepassing van verschillende bestrijdingsmiddelen). In tabel 16 wordt gebruik gemaakt van de door Aldenberg en Slob (1991) verbeterde correctie voor schattingsfactoren afhankelijk van het aantal toetssoorten (d_m , oorspronkelijk opgesteld door Kooijman, 1987). Overigens is de door Aldenberg en Slob gegeven d_m -tabel niet zonder meer bruikbaar voor het hier beoogde doel. Derhalve is zij hier enigszins aangepast. In absolute zin moet aan deze schatting weinig waarde worden gehecht. Zoals reeds in bovenstaande uiteengezet is, wordt het verschil in actuele en potentiële blootstelling vooral bepaald door de toepassing van gegevens betreffende de lokale bodemomstandigheden, die in sterke mate de beschikbaarheid van verontreinigende stoffen voor bodemorganismen bepalen. De combinatie van stoffeïegenschappen, eigenschappen van het bodemmilieu en eigenschappen van het organisme bepalen de biologische beschikbaarheid.

In het rapport van de TCB inzake ecologische risico's van verhoogde beschikbaarheid van cadmium en lood door bodemverzuring (1991b) wordt hierop ingegaan. Er is nog geen protocol beschikbaar om op gestandaardiseerde wijze actuele blootstelling (en daarmee gepaarde gaande effecten) te beschrijven.

In voorkomende gevallen kan gebruik worden gemaakt van bio-assays. Hierbij wordt de blootstelling van organismen aan verontreinigde bodem bestudeerd onder laboratoriumcondities. Voor terrestrische bodems zijn thans reeds regenwormen en planten als toetsorganismen bruikbaar. Voor een beschrijving van bio-assaytoepassingen wordt verwezen naar Adema et al. (1987) en Kamerman en Van Gestel (1991). Voor waterbodems zijn met name chironomide larven relevante toetsorganismen. Voor een beschrijving van bio-assays bij waterbodems wordt verwezen naar Maas-Diepeveen en Van der Guchte (1990). Tenslotte zou voor de beoordeling van zowel de terrestrische bodems als waterbodems de microtoxtest gebruikt kunnen worden, zoals voorgesteld door Slooff en De Zwart (1991).

De Gezondheidsraad heeft een aantal rapporten uitgebracht over 'Ecologische normen waterbeheer'. In één van deze rapporten wordt ingegaan op parameters die bij ecologische normering een rol kunnen spelen (Gezondheidsraad, 1989). Momenteel is de Gezondheidsraad bezig met een hiermee vergelijkbare rapportage voor terrestrische milieu's. De in het geding zijnde parameters kunnen ook bruikbaar zijn voor het schatten van actuele risico's van verontreinigingen. Na publicatie van de rapportage van de Gezondheidsraad dient de bruikbaarheid ervan nader te worden gezien.

Bij toepassing van bio-assays met als doel een indicatie van de actuele risico's voor bodemorganismen van blootstelling aan bodemverontreiniging dient het volgende te worden opgemerkt:

- bodemonsters moeten relevant zijn voor de organismen waarmee het bio-assay wordt uitgevoerd. Voor de onderzochte organismen zijn de bovenste bodemlagen relevant; de toetsen dienen dan

- ook hiermee uitgevoerd te worden (veelal ca. de bovenste 20 cm);
- bij het gebruik van toxiciteitsgegevens om tot voorstellen voor C-toetsingswaarden te komen wordt uitgegaan van gemiddelde concentraties. In overeenstemming hiermee dienen ook bio-assays met gemiddeld voorkomende concentraties uitgevoerd te worden. Dit kan gebeuren door mengmonsters te gebruiken. Ter aanvulling hierop kunnen monsters worden verzameld voor hogere concentratieniveaus en voor de (lokale) achtergrondconcentratie. Voor stap h. kan gebruik worden gemaakt van de resultaten van de bio-assays op deze concentratieniveaus.
 - uit de resultaten van de eerste fase van het Nader Onderzoek is de aard en omvang van de verontreinigingssituatie bekend. Bio-assays geven een indicatie van het gecombineerde effect van de aanwezige stoffen die in ieder geval een onderlinge vergelijking van lokaties mogelijk maakt. Een kwantitatieve absolute waardering van de resultaten van bio-assays, zeker met onderhavige doelstelling, ontbreekt vooralsnog.

In aanvulling op bio-assays en mede ten behoeve van stap h. kan het in voorkomende gevallen van belang zijn een inventarisatie uit te voeren (kwalitatief en kwantitatief) van soorten die voorkomen bij het betreffende geval van bodemverontreiniging. Deze inventarisatie dient vergeleken te worden met het voorkomen van soorten in niet-verontreinigde situaties (af te leiden uit literatuuronderzoek of databestanden van gespecialiseerde instellingen). Bij deze vergelijking geldt als voorwaarde dat (afgezien van de verontreiniging) naar zo veel mogelijk overeenkomst tussen de te vergelijken lokaties gestreefd dient te worden.

Bij de inventarisatie dient bedacht te worden dat inventarisatie van alle voorkomende soorten praktisch onmogelijk is en bovendien weinig zinvol. Er dienen keuzen gemaakt te worden; hiervoor kunnen de volgende richtingen aangegeven worden:

1. nadruk op groepen waarvoor kennis bestaat over het voorkomen van soorten in verontreinigende situaties. Als voorbeeld kunnen nematoden genoemd worden. Er is een methodiek ontwikkeld waarin relaties worden gelegd tussen de samenstelling van de nematodenpopulatie en het verstoord zijn van de bodem (Bongers, 1990). Hoewel deze oorspronkelijk opgesteld is als een algemene verstoringsindex, lijkt zij ook gebruikt te kunnen worden om een beeld van de aard en omvang van de verontreiniging te krijgen;
2. nadruk op het voorkomen van groepen die een essentiële taak in het ecosysteem vervullen (bijvoorbeeld primaire afbraak van organisch materiaal). Zeker indien een dergelijke groep (nagenoeg) ontbreekt, is het duidelijk dat de actuele risico's voor bodemorganismen aanzienlijk zijn.

Het vastleggen van een lijst van soorten die kenmerkend zijn voor een ecosysteem en het inventariseren aan de hand van deze lijst analoog aan de voor aquatische systemen uitgewerkte AMOEBE-benadering lijkt voor terrestrische ecosystemen ook haalbaar en is voor twee proefgebieden voor met name vegetatie en hogere organismen uitgewerkt (Latour en Groen, 1991), maar is op korte

Tabel 16. Formularium t.b.v. schatting van risico voor bodemorganismen van blootstelling aan bodemverontreiniging

$$\delta = \left\{ 1 + \exp \frac{(\pi^2 (X_m - \ln C))}{3 \cdot d_m \cdot S_m} \right\}^{-1}$$

waarin:

- δ = fractie van de soorten waarbij negatieve effecten op kunnen treden ($\delta \cdot 100$ geeft het percentage soorten waarbij NOEC overschrijding plaatsvindt)
 X_m = gemiddelde $\ln$ NOEC
 d_m = correctie voor schattingsfouten afhankelijk van het aantal toetssoorten (zie voorts onderstaande tabel)
 S_m = standaarddeviatie van de $\ln$ NOEC
 C = gemeten concentratie in de verontreinigde grond

Correctiefactor (d_m) voor de kans op schattingsfouten (s) in relatie tot het aantal proeforganismen (m). (Naar Aldenberg en Slob, 1991)

m	d_m voor	
	s=5%	s=50%
3	9.09	2.29
4	6.13	2.15
5	4.99	2.07
6	4.39	2.02
7	4.01	1.99
8	3.77	1.97
9	3.56	1.96
10	3.42	1.93
20	2.78	1.88
oneindig	1.81	1.81

termijn niet haalbaar voor bodemorganismen, omdat hiervoor nog onvoldoende kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn.

Stap g: schatting toekomstige verspreiding van verontreiniging (modelberekeningen)

Op basis van berekeningen aan de hand van modellen die het meest geschikt geacht worden voor de lokale verontreinigingssituatie kan een schatting worden gemaakt van de verspreiding (ssnelheid) van de verontreiniging.

Lagas et al. (1990) beschouwen de verontreiniging van de bodem 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 maatregelen hangt naar hun oordeel af van de grootte van het voorraadvat en de snelheid van het leeglopen ervan. Als eerste benadering wordt daarbij verondersteld dat de verontreiniging zich volledig zal verspreiden via het grondwater (het zogenaamde grondwaterverontreinigingspotentieel). Ook verontreinigde locaties die verschillende verontreinigingen herbergen, kunnen op deze wijze eenvoudig onderling worden vergeleken. Indien een verontreiniging immobiel is kan een vergelijking tussen locaties worden uitgevoerd met behulp van het grondverontreinigingspotentieel.

Stap h: interpretatie van huidige (en toekomstige) blootstelling voor mens en milieu

Op basis van de voorafgaande stappen is de totale humane blootstelling bepaald en een schatting gemaakt van de nadelige effecten die bodemorganismen ondervinden als gevolg van de aanwezigheid van bodemverontreiniging op een locatie.

Bij de interpretatie van deze blootstelling van mens en milieu ten behoeve van overwegingen met betrekking tot maatregelen dienen tevens de locatiegebonden achtergrondblootstelling en de mogelijkheden van het zich voordoen van gelijktijdige blootstelling aan verschillende verontreinigende stoffen (zie 4.3) te worden betrokken. In Vermeire et al. (1991) zijn voor alle beschouwde verontreinigende stoffen in de zogenaamde stofprofielen gegevens (voor zover beschikbaar) over de dagelijkse blootstelling in de niet-gecontamineerde situatie opgenomen. Lokale puntbronnen voor extra blootstelling zijn hierbij niet meegenomen, noch een eventuele extra blootstelling door roken, drinken of beroepsmatige blootstelling. Er wordt dan ook niet beoogd het totale gezondheidsrisico te kwantificeren.

5.3 Overige systemen voor bepaling actuele risico's van blootstelling aan en verspreiding van bodemverontreiniging ten behoeve van prioriteitsstelling

In het onderstaande wordt beknopt ingegaan op recent uitgebrachte systemen voor de bepaling van actuele risico's van blootstelling aan en verspreiding van bodemverontreiniging ten behoeve van het stellen van prioriteiten bij het doen van onderzoek en het treffen van maatregelen. Het schenken van aandacht aan deze systemen is van belang omdat met deze systemen wordt beoogd actuele risico's bij bodemverontreiniging op een verantwoorde en gestandaardiseerde wijze in te schatten.

Gelet op de strekking van het onderhavige rapport is een methodologische vergelijking gepast. Tevens worden enkele aanbevelingen gedaan.

5.3.1 Eindrapport Commissie bodemsanering in gebruik zijnde bedrijfsterreinen

In haar eindrapport gaat de Commissie bodemsanering in gebruik zijnde bedrijfsterreinen (BSB) (1991) in op de prioriteitsstelling bij de aanpak van bodemsanering in eigen beheer van in gebruik

zijnde bedrijfsterreinen. Hierbij worden verschillende fasen onderscheiden, waarbij prioriteiten van onderzoek en maatregelen op basis van steeds nauwkeuriger gegevens worden bepaald. Met name in de eerste fasen (PR 1 tot en met PR 3) waarbij gegevens worden gebruikt die verzameld zijn voordat het Nader Onderzoek heeft plaatsgevonden, is de prioriteitsstelling nogal schematisch van opzet. Een nadere verfijning en wijziging van de indeling in stofgroepen op basis van de toxiciteit is wenselijk. Met behulp van Vermeire et al. (1991) zijn aanpassingen op relatief eenvoudige wijze mogelijk. Ook de gebezigde indeling van de mobiliteit van stofgroepen in klassen verdient een nadere analyse. De mobiliteitsbeoordeling van stoffen zoals opgenomen in Lagas et al. (1990) en de achtergrondliteratuur die in laatstgenoemd rapport en in dit rapport is vermeld, bieden hiertoe aanknopingspunten. Aan de hand van de gegevens van het Nader Onderzoek (fase PR-4) vindt, zoals in hoofdstuk 2 en dit hoofdstuk is uiteengezet, nadat is vastgesteld dat sprake is van "ernstig gevaar voor volksgezondheid of het milieu" een beoordeling plaats van de actuele blootstelling en het risico van verspreiding van de verontreiniging. De Commissie BSB beveelt een gezamenlijke beoordeling van beide aspecten aan. Door Van den Berg (1991) is verslag gedaan van de uitgebreide en gedetailleerde bestudering van de modellen HESP (ECETOC/Veerkamp, 1990) en SOILRISK (Ten Berge, 1990) naast RIVM (Linders, 1990) en bijbehorende achtergrond-literatuur. Hierbij is na een zorgvuldige afweging van overeenkomsten en verschillen tussen genoemde modellen het model CSOIL geïntroduceerd. Aangenomen wordt dat, mede met het oog op de zowel door de overheid als het betrokken bedrijfsleven wenselijk geachte uniformiteit in de beoordeling van bodemverontreinigingsgevallen en de afstemming die met betrekking tot de modellering heeft plaatsgevonden, in het kader van de vrijwillige saneringen van onderhavige bedrijfsterreinen van het CSOIL-model zal worden uitgegaan.

De uiteindelijke beoordeling van zowel het actuele blootstellingsrisico (voor mens en bodemorganismen) als het risico van verspreiding komt tot uitdrukking in scores. De definitie van deze scores in relatie tot de gehanteerde terminologie (welke ten dele afwijkt van het in de Leidraad bodembescherming gebruikelijke begrippenkader) vraagt nadere verduidelijking. Mede aan de hand van in praktijksituaties te verzamelen kennis en ervaring en de inhoud van het onderhavige rapport kan deze verduidelijking worden gerealiseerd. Aanbevolen wordt het maatwerk bij de prioriteitsstelling, dat op basis van de resultaten van het Nader Onderzoek mogelijk is, te realiseren.

5.3.2 Voorlopige inspectierichtlijn blootstellingsrisico bij bodemverontreiniging

Door de (Hoofd)inspectie van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne is een werkdocument, in de vorm van een aantal handreikingen, uitgebracht (VROM, 1989b) om in praktijksituaties de actuele blootstellingsrisico's voor de mens in relatie tot een geval van bodemverontreiniging beter en eenduidig in te schatten. De belangrijkste blootstellingroutes (zie 3.3.4) zijn daarbij beschouwd. Ook is op het risico van verspreiding ingegaan.

Hiermee achten de opstellers het mogelijk de prioriteit (svolgorde) van verschillende gevallen van bodemverontreiniging beter te bepalen en over de noodzaak van (tijdelijke) maatregelen te beslissen.

Het werkdocument bevat nuttige praktijkinformatie. De voorlopige inspectierichtlijn analyseert de blootstelling en het daarmee verbandhoudende risico per blootstellingsroute en toetst dit risico aan een voor deze route vastgesteld beoordelingskader. Deze beoordelingskaders zijn onderling niet evenwichtig afgestemd. Door de verschillen in de gehanteerde normstellende beoordelingskaders en verschillen in de beschikbaarheid van gegevens per blootstellingsroute is volgens de opstellers van het werkdocument sprake van inconsistenties. Een belangrijk nadeel van het document is voorts dat geen indicatie van de totale blootstelling kan worden verkregen die vergeleken kan worden met een algemeen toxicologisch onderbouwd beoordelingskader.

Op de schatting van de blootstelling van de individuele routes is in de hoofdstukken 3 en 4 en in de rapporten 725201002, 725201005 en vooral 725201006 zowel impliciet als expliciet ingegaan. In rapport 725201004 is door Kliest (1990) ten behoeve van de inschatting van het risico voor de mens als gevolg van blootstelling aan bodemverontreiniging via lucht de beschrijving van de achtergronden van de berekeningen, de opzet van metingen en de interpretatie daarvan verregaand uitgebreid.

Een voordeel dat aan het uitbrengen van het werkdocument is verbonden is dat van de hierin opgenomen gegevens algemeen gebruik gemaakt is en mede op basis hiervan verbeteringen en aanvullingen in de modellen mogelijk zijn geworden.

Met onderhavig rapport is een verbeterde schatting per blootstellingsroute van de blootstelling aan bodemverontreiniging gerealiseerd en tevens een schatting van de totale blootstelling uitvoerbaar. Met nadruk zij hier vermeld dat hoewel met onderhavig rapport een indicatie van deze totale blootstelling kan worden verkregen zeker geen totaal gezondheidsrisico kan worden bepaald. Daarnaast moet worden vermeld dat, hoewel er met de introductie van CSOIL sprake is van significante verbeteringen ten opzichte van andere voorstellen, gewaakt moet worden voor al te grote pretenties. De opstellers van het onderhavige en de eerder uitgebrachte rapporten hebben bij herhaling gewezen op onzekerheden die aan de berekeningen kleven en de aannamen die aan de schattingen ten grondslag liggen.

6 ALGEMENE AANBEVELINGEN

In voorgaande hoofdstukken is de toxicologische onderbouwing van de interventiewaarde voor de verschillende stoffen uit de toetsingstabel gepresenteerd. Daarbij zijn reeds onzekerheden aangegeven en voorstellen gedaan voor gewenste aanpassingen van de werkwijze. In het onderstaande zijn zeer beknopt algemene aanbevelingen bijeengebracht waarvan de inhoud met name gericht is op verbetering van de methodieken ter schatting van blootstelling aan bodemverontreiniging en de kans op schade aan de gezondheid van de mens en op schade aan het milieu, en waarvan uitvoering bovendien prioriteit verdient.

Aanbevolen wordt de afstemming op internationale ontwikkelingen op het gebied van risicobeoordeling (bij bodemverontreiniging) bijvoorbeeld in de VS, Canada en Duitsland te intensiveren. Niet alleen bevordert dit de (internationale) standaardisatie van de te hanteren methodieken; het leidt tevens tot een grotere beschikbaarheid van gegevens.

Zowel met betrekking tot de ecotoxicologische als de humaan toxicologische onderbouwing van de interventiewaarde doet zich een gebrek aan betrouwbare gegevens voelen. Onderzoek gericht op verkleining van de lacunes in toxicologische basisinformatie (vooral gegevens over de chronische toxiciteit van stoffen (NOEC)) dient op structurele basis en met grote(re) voortvarendheid ter hand te worden genomen. Ad interim is extrapolatie vanuit andere gegevens (over de acute toxiciteit van een stof, bijvoorbeeld E(L)C50) noodzakelijk. Voor deze extrapolatieprocedures zijn evenwel nog geen gestandaardiseerde procedures voorhanden.

Met name het tekort aan toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen is groot. Bovendien is het aantal toetssoorten beperkt. Toetssoorten voor laboratoriumexperimenten dienen zodanig te worden gekozen dat zij een representatieve afspiegeling vormen van de soorten die in de werkelijke (veld)omstandigheden voorkomen. Het aantal en de diversiteit van de toetssoorten zal derhalve moeten toenemen. De statistische consequenties van de selectie van de gevoeligheid van (bodem)organismen (samenhangend met de keuze van de toetssoorten) dienen daarbij te worden gezien en zo nodig tot methodologische aanpassingen te leiden. In aanvulling hierop is, gelet op de problematiek van blootstelling van hogere organismen aan bodemverontreiniging als gevolg van doorvergiftiging en de kans op schade aan de gezondheid van deze organismen, behoefte aan enerzijds toxiciteitsgegevens voor hogere organismen en anderzijds aan een extrapolatiemethodiek om risico's voor hogere organismen te kwantificeren.

Zowel met betrekking tot de ecotoxicologische als de humaan toxicologische onderbouwing van interventiewaarden verdient de gelijktijdige blootstelling aan verontreinigende stoffen van organismen expliciete aandacht. Onderscheid moet daarbij gemaakt worden tussen de toxiciteit van stoffen met een vergelijkbaar en verschillend werkingsmechanisme. Combinatietoxiciteit van mengsels van stoffen is een nog vrijwel braakliggend terrein. Ook de kans op blootstelling van een organisme aan verontreiniging dient meer systematisch bij de beschouwingen te worden betrokken.

Tenslotte is ontwikkeling van methoden voor de voorspelling van de biologische beschikbaarheid onontkoombaar. Opname van stoffen door mens of (bodem)organismen en de daarmee samenhangende effecten kunnen niet zonder meer vanuit de totale concentratie van een stof in de bodem voorspeld worden. Gelet op de frequente blootstelling van de mens aan stoffen als lood en polycyclische aromatische koolwaterstoffen en experimentele mogelijkheden voor de betreffende stoffen is nader onderzoek naar de biologische beschikbaarheid ervan zeer gewenst.

De beschrijving van het milieuchemisch gedrag van stoffen is verre van compleet. Dit wreekt zich bijvoorbeeld bij de beschrijving van de blootstelling van de mens aan verontreinigende stoffen in de bodem, met name voor de metalen en overige anorganische verbindingen. Onderzoek op zeer korte termijn naar relaties tussen gehalten van metalen (zo mogelijk species-afhankelijk) in grond en poriewater in afhankelijkheid van zuurgraad, organische stof-, lutum- en CEC-gehalte is noodzakelijk. Mede als gevolg van de gebrekkige beschrijving van het milieuchemisch gedrag van verontreinigende stoffen bestaan juist bij de meest kritische blootstellingsroutes voor de mens nog grote onzekerheden. Toetsing en validatie van het CSOIL-model is noodzakelijk. Het heeft de voorkeur dit aan de hand van praktijkgevallen te laten plaatsvinden. Het vanuit veldsituaties beschikbaar komen van tegenstrijdige resultaten (zoals zich bijvoorbeeld bij permeatie van drinkwaterleidingen voordoet) dient uit te nodigen tot intensivering van het verrichten van metingen en toetsing aan modelberekeningen.

Ook validatie van de representativiteit van de ecotoxiciteitsgegevens is noodzakelijk. Nagegaan moet worden of in het veld bij dezelfde concentratie van een toxische stof een effect optreedt als in het laboratorium. Deze validatieproblematiek is ten onrechte tot nu toe onderbelicht gebleven.

De toxiciteit van een stof hangt mede af van een aantal fysisch-chemische bodemfactoren, waarbij een relatie naar de beschikbaarheid van de stof voor een organisme wordt verondersteld. Deze fysisch-chemische bodemfactoren variëren zowel in laboratoriumexperimenten (bijvoorbeeld die waarin de toxiciteit van de stof wordt bepaald) als onder veldomstandigheden. Dit bemoeilijkt de vergelijkbaarheid van gegevens sterk. Een bodemtypecorrectie zal tot een duidelijke verbetering van de vergelijkbaarheid van toxiciteitsgegevens leiden. De in dit rapport gebruikte bodemtypecorrectie is een interimoplossing. Nader onderzoek is noodzakelijk om een bodemtypecorrectie te ontwikkelen die specifiek geschikt is voor de onderbouwing van de interventiewaarden. Daarbij zal tevens moeten worden gezien in hoeverre andere van invloed zijnde factoren (bijvoorbeeld zuurgraad) kunnen worden geïncorporeerd.

Bij de (toxicologische) onderbouwing van de interventiewaarden in dit rapport zijn keuzen gedaan, gebaseerd op de thans beschikbare gegevens. Als zodanig vallen de waarden te beschouwen als een goede weergave van wat thans wetenschappelijk gezien mogelijk is. Een verdere wetenschappelijke onderbouwing van de methodologie is noodzakelijk. Dit zou in de toekomst tot een aanpassing van de thans voorgestelde interventiewaarden kunnen leiden, mits voldoende aanvullende kennis is verzameld.

Uitbreiding van het aantal stoffen in de toetsingstabel zal noodzakelijk zijn. Naast de wetenschappelijke ontwikkeling en verbetering van de risicoschattingsmethodieken is een statistische analyse van invoergegevens en de resultaten van deze methodiek gewenst. Niet alleen is zonder deze analyse optimalisering van de risicoschattingsmethode niet goed mogelijk; een dergelijke analyse dient ook het beleid dat op grond van de interventiewaarde wordt gevoerd.

Afstemming van de ontwikkeling van interventiewaarden met die van streef- en grenswaarden vraagt blijvend aandacht. Indien deze afstemming niet leidt tot methodologische uniformering dan dienen verschillen in de gekozen benaderingen te worden geëxpliciteerd.

In het rapport is de opzet van het Nader Onderzoek gestructureerd en heeft de beperking van potentiële en actuele blootstelling een plaats gekregen. Voor het schatten van de actuele blootstelling van mens en bodemorganismen en de daarmee gepaard gaande effecten zijn aanvullende protocollen gewenst. Hierbij kunnen de in dit rapport geformuleerde methodieken als basis dienen.

7 LITERATUURLIJST

- Aldenberg, T., en W. Slob, 1991.
Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data.
RIVM-rapportnr. 719102002. RIVM, Bilthoven.
- Adema, D.M.M., J.L.M. de Boer, C.A.M. van Gestel, en P. de Jong, 1987.
De invloed van bodemreiniging op de biologische beschikbaarheid van metalen.
TNO-rapportnr. R87/120. TNO, Delft;
RIVM-rapportnr. 738507001. RIVM, Bilthoven.
- Baes, C.F., 1982.
Environmental transport and monitoring. 1. Prediction of radionuclide Kd values from soil-plant concentration ratios.
Amer. Nucl. Soc., 41, 53-54.
- Baes, C.F., R.D. Sharp, A.L. Sjoreen, and R.W. Shor, 1984.
A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture.
ORNL-5786. Oak Ridge National Laboratory, USA.
- Berg, R. van den, 1991.
Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan-toxicologische C-toetsingswaarden.
RIVM-rapportnr. 725201006. RIVM, Bilthoven.
- Berge, W. ten, 1990.
SOILRISK. Human exposure assessment to soil contaminants.
DSM memo 1527/90 CVMD dd 21.5.90. DSM, Geleen.
- Bongers, T. 1990.
The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition.
Oecologia, 83, 14-19.
- BSB, 1991.
Eindrapport van de Commissie bodemsanering van de in gebruik zijnde bedrijfsterreinen.
Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Capelleveen, H.E. van, 1987.
Ecotoxicity of heavy metals for terrestrial isopods.
Proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Denneman, C.A.J., en C.A.M. van Gestel, 1990.
Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's.
RIVM-rapportnr. 725201001. RIVM, Bilthoven.

Denneman, C.A.J., en C.A.M. van Gestel, 1991.
Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toet-
sings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's.
RIVM-rapportnr. 725201008. RIVM, Bilthoven.

DHV, 1988.
Voorspellingsinstrument grondwater-sanering.
Deelproject 2: sorptie van zware metalen in de bodem.
DHV 1-2315-41-01. DHV, Amersfoort.

ECETOC (Veerkamp, W.), 1990.
Hazard assessment of chemical contaminants in soil.
Technical report no. 40. ECETOC, Brussels.

Geel, J.M. van, P. Schimmel, en J.G.M.M. Smeenk, 1988.
Nota bodemverontreiniging.
Gemeentelijk Waterleidingbedrijf Amsterdam.

Gestel, C.A.M. van, and W. Ma, 1988.
Toxicity and bioaccumulation of chlorophenols in earthworms, in
relation to bioavailability in soil.
Ecotox. Environ. Safety, 15, 289-297.

Gestel, C.A.M. van, en W. Ma, 1990.
An approach to quantitative structure-activity relationships (QSARs)
in earthworm toxicity studies.
Chemosphere, 21, 1023-1033.

Gezondheidsraad, 1988.
Ecotoxicologische risicoevaluatie van stoffen.
88/No 28, Gezondheidsraad. Den Haag.

Gezondheidsraad, 1989.
Ecologische normen waterbeheer. Deeladvies III: beschrijving van
parameters.
89/No 21, Gezondheidsraad, Den Haag.

Giesy, J.P., and R.A. Hoke, 1989.
Freshwater sediment quality criteria: toxicity bioassessment.
In: Fates and effects of in-place pollutants in aquatic ecosystems.
Proceedings of a workshop, Pallanza, Italy. August 1989.

Heijden, B.G. van der, en M.G. Hofman, 1987.
Bemonstering van drinkwater op plaatsen van bodemverontreiniging.
SBD-36104. Gemeentelijk Drinkwaterleiding Rotterdam.

Heusinkveld, H.A.G., R.A. Baumann, en P. van Zoonen, 1991.
Overzicht van de analysemethoden voor de bepaling van
bestrijdingsmiddelen in grondwater.
RIVM-rapportnr. 724801001. RIVM, Bilthoven.

IBS, 1982.
Interimwet bodemsanering.
Staatsblad, 1982, 763.

IPCS, 1987.

Principles for the safety assessment of food additives and contaminants in food.

Genève, International Programme on Chemical Safety.

WHO, Environmental Health Criteria, 70.

Joosse, E.N.G., and S.G. Verhoef, 1983.

Lead tolerance in collembola.

Pedobiologia 25, 11-18.

Kamerman, J.W., en C.A.M. van Gestel, 1991.

Beoordeling van gereinigde grond. III. De ontwikkeling van bioassays.

RIVM-rapportnr. 216402003. RIVM, Bilthoven.

Kliest, J.J.G., 1990.

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

RIVM-rapportnr. 725201004. RIVM, Bilthoven.

Kooijman, S.A.L.M., 1987.

A safety factor for LC50 values allowing for differences in sensitivity among species.

Water Res., 21, 269-276.

Kooijman, S.A.L.M., and J.A.J. Metz, 1984.

On the dynamics of chemically stressed populations: the deduction of population consequences from effects on individuals.

Ecotox. Environ. Saf. 8, 254-274.

Lagas, P., H. Snelting, en R. van den Berg, 1990.

Verspreiding van stoffen bij bodemverontreiniging.

RIVM-rapportnr. 725201002. RIVM, Bilthoven.

Lamé, F., en R. Bosman, F. 1991a.

Leidraad bodemsanering: Oriënterend Onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van bodemverontreiniging.

TNO-rapportnr. R 89/170. MT-TNO, Delft.

Lamé, F., en R. Bosman, F. 1991b.

Leidraad bodemsanering: Nader Onderzoek naar de aard, concentratie en omvang van bodemverontreiniging.

TNO-rapportnr. R 89/171. MT-TNO, Delft.

Latour, J.B., en C.L.G. Groen, 1991.

De milieukwaliteit van de ecodistricten het laagveengebied en de kalkrijke duinen.

RIVM-rapportnr. 711901001/CML-rapportnr. 73A. RIVM, Bilthoven.

Leenaers, H., M.C. Rang, en D.M.C. Rang, 1991.

Omgaan met onzekerheid.

Bodem, 1, 65-70.

Linders, J.B.H.J., 1990.

Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen. Uitgangspunten en veronderstellingen.

RIVM-rapportnr. 725201003. RIVM, Bilthoven.

LNV, 1986.

Signaalwaarden voor de gehalten van milieukritische stoffen in grond met het oog op landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van verontreinigde bodems.

Landbouw Adviescommissie Milieukritische stoffen.
LAC nr. 86-1.

Locher, W.P., en H. de Bakker, 1987.

Bodemkunde van Nederland (voorpublicatie).

Deel 1: algemene bodemkunde.

Malmberg, Den Bosch.

Ma, W., 1983.

Metten van nevenwerkingen van bestrijdingsmiddelen en andere stoffen in laboratoriumtoetsen met regenwormen.

RIN-rapport.

Maas-Diepeveen, J.L., en C. Van der Guchte, 1990.

Ecotoxicologische testen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems - methodenbeschrijvingen.

Werkdocument nr. 90.173X. RIZA, Lelystad.

Meent, D. van de, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel, en W. Slooff, 1990.

Streven naar Waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota "Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water".

RIVM-rapportnr. 670101001. RIVM, Bilthoven.

Molnar, L., E. Fischer, and M. Kallay, 1989.

Laboratory studies on the effect, uptake and distribution of chromium in *Eisenia foetida* (Annelida, Oligochaeta).

Zool. Anz., 223, 57-66.

Moriarty, F., 1983.

Ecotoxicology. The study of pollutants in ecosystems.

Academic Press, London.

Prins, H., 1991.

Gegevens van het Landelijk Meetnet Grondwaterkwaliteit.

Persoonlijke mededeling. RIVM, Bilthoven.

Sauerbeck, D., 1988.

Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. In: Beurteilung von Schwermetallkontamination im Boden.

DECHEMA, Frankfurt am Main, Jan, 281-316.

Slooff, W., R.F.M.J. Cleven, J.A. Janus, en P. van der Poel, 1989.

Basisdocument chroom.

RIVM-rapportnr. 758701001. RIVM, Bilthoven.

Slooff, W. en D. de Zwart, 1991.

De pT-waarde als milieuindicator voor de verspreiding van toxische stoffen.

RIVM-rapportnr. 719102001. RIVM, Bilthoven.

Staatsblad, 1984.

Besluit van 2 april 1984, houdende wijziging van het Waterleidingbesluit.

Staatsblad, 1984, 220.

Staatsblad, 1985.

Warenwet, regeling zware metalen.

Staatsblad, 1985, 793.

Staatscourant, 1984.

Beschikking residuen van bestrijdingsmiddelen (Residubeschikking).

Staatscourant, 1984, 54.

Straalen, N.M. van, and C.A.J. Denneman, 1989.

Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria.

Ecotox. Environ. Saf. 18, 241-251.

TCB, 1989a.

Advies ontwerp-besluit gebruik en kwaliteit overige organische meststoffen.

TCB A89/02. TCB, Leidschendam.

TCB, 1989b.

Rapport normering van waterbodems.

TCB A89/06-R. TCB, Leidschendam.

TCB, 1989c.

Rapport Een oecotoxicologische risico-evaluatie van de referentie-, LAC- en EEG-waarden voor de gehalten van zware metalen in de bodem.

TCB A89/04-R. TCB, Leidschendam.

TCB, 1990a.

Advies bodembescherming en bestrijdingsmiddelen.

TCB A89/05. TCB, Leidschendam.

TCB, 1990b.

Advies concept-voorontwerp Bouwstoffenbesluit.

TCB A89/13. TCB, Leidschendam.

TCB, 1990c.

Advies sanering Laura-terrein te Kerkrade.

TCB S90/194. TCB, Leidschendam.

TCB, 1991a.

Advies aanvullende grondwaterbescherming tegen diffuse bronnen van bodemverontreiniging.

TCB A91/06. TCB, Leidschendam.

TCB, 1991b.

Rapport Ecologische risico's van verhoogde beschikbaarheid van cadmium en lood door bodemverzuring.

TCB A91/04-R. TCB, Leidschendam

TCB, 1991c.

Advies sanering Laura-terrein te Kerkrade.

TCB 91/56/S. TCB, Leidschendam.

Veenendaal, G., L.A.H.M. Verheijen, en M.W. Vonk, 1985.
De invloed van bodemverontreinigingen en leidingmateriaal op de
drinkwaterkwaliteit. Een samenvatting.
KIWA-mededeling nr. 87. KIWA, Nieuwegein.

Vermeire, T.G., C.A. van der Heijden, C.A.M. van Gestel, E. Heijna-
Merkus, A.G.A.C. Knaap, en E.I. Kranc, 1988.
Integrated criteria document propylene oxide: effects.
RIVM-reportno. 758473008, addendum. RIVM, Bilthoven.

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

Vonk, M.W., 1985.
Permeatie van organische verbindingen door leidingmaterialen.
Mededeling nr. 85, KIWA, Nieuwegein.

VROM, 1985.
Inspectierichtlijn voor de beoordeling van verontreinigingen in
drinkwater als gevolg van permeatie.
VROM-HIMH-publicatie nr. 85-02. VROM, Leidschendam.

VROM, 1986.
Discussienotitie Bodemkwaliteit.
VROM, Leidschendam.

VROM, 1987.
Milieuprogramma Voortgangsrapportage 1988-1991.
Tweede Kamer, vergaderjaar 1987-1988, 20 202, nrs. 1-2.

VROM, 1988a.
Milieu Programma Voortgangsrapportage 1989-1992.
Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 20 803, nrs. 1-2.
Staatsuitgeverij Den Haag.

VROM, 1988b.
Nationaal Milieubeleidsplan. Kiezen of verliezen.
Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nrs. 1-2.

VROM, 1988c.
Notitie "Omgaan met risico's". De risicobenadering in het
milieubeleid. Bijlage bij het NMP.
Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 137, nr. 5.

VROM, 1989a.
Milieu Programma Voortgangsrapportage 1990-1993.
Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 304, nrs. 1-2.
Staatsuitgeverij Den Haag.

VROM, 1989b.
Voorlopige inspectierichtlijn blootstellingsrisico bij bodem-
verontreiniging.
VROM/HIMH, Leidschendam.

VROM, 1989c.

Bentazon in drinkwater.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 20 560, nr. 8.

VROM, 1990a.

Leidraad bodembescherming. 1983/1990.

Staatsuitgeverij, Den Haag.

VROM, 1990b.

Deel III. Begrippenkader van het milieubeleid. Milieuprogramma 1991-1994.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 802, nrs. 1-2.

VROM, Den Haag.

VROM, 1990c.

Uitbreiding van de Wet bodembescherming met een regeling inzake de sanering van de bodem.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 556, nr. 1-3.

Staatsuitgeverij, Den Haag.

VROM, 1990d.

Tien jaren-scenario bodemsanering en bedrijsterreinen.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 557, nr. 1-2.

Staatsuitgeverij, Den Haag.

VROM, 1991.

Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water.

Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1.

VTGB, 1986.

Advies bodemkwaliteit.

Voorlopig Technische Commissie Bodembescherming.

VTGB A86/02-I. VTGB, Leidschendam.

Werkgroep Afstemming Meetprogramma's CCRX, 1991.

Interimrapportage van de werkgroep Afstemming Meetprogramma's van de CCRX. Inventarisatie meetprogramma's 1991.

CCRX, Bilthoven.

Verklarende woordenlijst

actuele blootstelling: blootstelling zoals deze onder lokale omstandigheden bij het huidige bodemgebruik feitelijk optreedt

ADI Acceptable Daily Intake; de hoeveelheid van een stof, uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht voor orale blootstelling en op basis van luchtvolume voor inhalatoire blootstelling, die dagelijks door de mens kan worden opgenomen gedurende het hele leven zonder aanmerkelijk risico voor nadelige effecten op de gezondheid.

bioconcentratiefactor (BCF): verhouding tussen de concentraties van een verbinding in het ene compartiment t.o.v. die in een ander - in dit rapport meestal gehalte in gewas t.o.v. gehalte in grond of poriewater

blootstellingsroute: de weg langs welke mens (of dier) in contact komt met een stof: door inslikken (oraal), inademen (inhalatoir) en/of via de huid (dermaal)

C-toetsingswaarde: bodemkwaliteitscriterium; het gehalte van een verontreinigende stof in de bodem waarboven sprake is van "ernstig gevaar voor de volksgezondheid of milieu"; wanneer dit zich voordoet, is er saneringsnoodzaak en moet een actuele blootstellingsanalyse en een Sanering(sonderzoek) worden uitgevoerd

drempelwaarde de laagste concentratie van een stof die nog veranderingen in de fysiologische activiteit van (delen van) een organisme veroorzaakt

geurdrempelwaarde (GD-waarde): gehalte van een stof in de lucht, waarvan bij overschrijding geuroverlast kan optreden

humaan-toxicologische advieswaarde TDI, TCL of $1:10^4$ /leven risico-niveau

LOAEL Lowest-Observed-Adverse-Effect-Level; de laagste dosis of concentratie van een stof waarbij nog een statistisch of biologisch significante toename waargenomen wordt in de frequentie of ernst van schadelijke effecten in de blootgestelde populatie ten opzichte van een controlepopulatie

maximaal toelaatbaar risico: onder het maximaal toelaatbaar risiconiveau van een stof wordt die concentratie van een stof in het milieu verstaan, die leidt tot ontoelaatbare effecten bij mens of milieu;

voor stoffen **met een drempelwaarde** gelijkgesteld aan de ADI en voor stoffen **zonder drempelwaarde** aan een risico van één extra kankergeval per 10.000 levenslang blootgestelde individuen ($1:10^4$ per leven)

maximaal toelaatbaar risico voor carcinogenen: die hoeveelheid van een stof, uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht voor orale blootstelling en op basis van luchtvolume voor inhalatoire blootstelling, met een risico van één extra geval van kanker per 10.000 levenslang blootgestelde individuen

NOAEL No-Observed-Adverse-Effect-Level; de hoogste dosering of concentratie van een stof waarbij geen statistisch of biologisch significante toename waargenomen wordt in de frequentie of ernst van schadelijke effecten in de blootgestelde populatie ten opzichte van een controlepopulatie

NOEC No-Observed-Adverse-Effect-Concentration; de hoogste van een serie testconcentraties waarbij geen significant effect op niet-lethale parameters optreedt

parameter N: een vermenigvuldigingsfactor, toegepast op de TDI bij afleiding van voorstellen voor humaan-toxicologische C-toetsingswaarden, om de onzekerheden in de veiligheidsfactoren gebruikt bij de afleiding van de TDI, uit te drukken in de relatie TDI - 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid'

potentiële blootstelling: blootstelling die mogelijk zou kunnen optreden, ervan uitgaande dat alle blootstellingsroutes in het geding zijn

risico: ongewenste gevolgen van een bepaalde activiteit verbonden met de kans dat deze zich zullen voordoen

sublethale effecten effecten op organismen anders dan sterfte: bv. remming van groei, reproductie

toxicologisch toelaatbare concentratie in lucht (TCL-waarde): de hoeveelheid van een stof uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingeademd zonder dat schadelijke effecten op de gezondheid te verwachten zijn

toxicologisch toelaatbare dagelijkse inname (TDI): de hoeveelheid van een stof uitgedrukt op basis van lichaamsgewicht die gedurende het hele leven dagelijks door de mens kan worden ingenomen zonder dat schadelijke effecten op de gezondheid te verwachten zijn (equivalent van de ADI)

transferprocessen: processen volgens welke een stof zich van het ene naar het andere compartiment kan begeven

tumorincidentie het aantal dieren met een tumor ten opzichte van het totale aantal blootgestelde dieren

Bijlage 1. Formularium ten behoeve van berekening actuele blootstelling.

- Bijlage 1.0. Gebruikershandreiking.
- Bijlage 1.1. Formularium berekening verdeling over de bodemfasen.
- Bijlage 1.2. Formularium luchtfluxberekeningen.
- Bijlage 1.3. Formularium verdunning luchtflux buiten.
- Bijlage 1.4. Formularium luchtconcentratieberekening.
- Bijlage 1.5. Formularium gehalte in gewas.
- Bijlage 1.6. Formularium berekening concentratie in drinkwater na permeatie.
- Bijlage 1.7. Formularium voor berekening luchtconcentratie in de badkamer tijdens douchen.
- Bijlage 1.8. Formularium kwantificering blootstelling.
- Bijlage 1.9. Primaire set van gegevens.
- Bijlage 1.10. Omrekenformules.

Bijlage 1.0. Gebruikershandreiking.

In rapport 725201006 en bijlage 1 van dit rapport worden de gereedschappen aangereikt om potentiële en actuele blootstelling te kunnen berekenen.

In bijlage 1.8 wordt het formularium gegeven om de blootstelling over alle beschouwde blootstellingsroutes te berekenen op basis van de gehalten gemeten of berekend in de verschillende compartimenten (grond, grondwater, poriewater, gewassen, binnen- en buitenlucht, drinkwater). De verschillende blootstellingsroutes komen in deze bijlage achtereenvolgens aan de orde.

Voor de berekening van de potentiële blootstelling wordt uitgegaan van enkele stoffeigenschappen (zie bijlage 1.9) en van een vaste set gegevens over de bodem, de lokatie en de blootstellingsroutes (contacthoeveelheden, -oppervlakten etc.). De 'default'-gegevens zijn opgenomen in rapport 725201006 (tabellen 5 t/m 8).

Voor de berekening van de actuele blootstelling kunnen alle gebruikte parameters aangepast worden aan de actuele waarde, mits deze bekend is. Indien de concentratie in een van de compartimenten niet bekend is, kan deze berekend worden met behulp van het in de bijlagen 1.1 t/m 1.7 gegeven formularium. In onderstaand schema is aangegeven welke parameters bij welke route van belang zijn en in welke bijlage het formularium gegeven is om de desbetreffende parameter te berekenen.

blootstellingsroute		para- meter	bij- lage	para- meter	bij- lage	para- meter	bij- lage
ingestie grond						Cs	1.1
dermaal contact grond						Cs	1.1
inhalatie grond						Cs	1.1
inhalatie lucht	binnen lucht	Cia	1.4	Vf	1.4		1.1
				J	1.2	Cs Cpw Csa	
	buiten lucht	Coa	1.4	J	1.2		
				Vf	1.3		
gewasconsumptie				Cpt'	1.5	Cs	1.1
						Cpw	1.1
drinkwaterconsumptie						Cpw	1.1
inhalatie damp douchen		Cbk	1.7	Cdw	1.6	Cpw	1.1
dermaal contact douchen				Cdw	1.6	Cpw	

Bijlage 1.1. Formularium berekening verdeling over de bodemfasen (vast, vloeibaar en gas).

organische stoffen

$$Z_a = 1 / (R \cdot T)$$

Z_a : fugaciteitcapaciteitsconstante lucht [mol.m⁻³.Pa⁻¹]
 R : gasconstante [8,3143 Pa.m³.mol⁻¹.K⁻¹]
 T : temperatuur [K]

$$Z_w = S / V_p$$

Z_w : fugaciteitcapaciteitsconstante water [mol.m⁻³.Pa⁻¹]
 S : wateroplosbaarheid [mol.m⁻³]
 V_p : dampdruk zuivere stof [Pa]

$$Z_s = K_d \cdot S_D \cdot Z_w / V_s$$

Z_s : fugaciteitcapaciteitsconstante grond [mol.m⁻³.Pa⁻¹]
 K_d : verdelingscoëfficiënt grond-water [(mol.kg⁻¹ droge grond) / (mol.dm⁻³)]
 S_D : volumieke massa van de droge grond [kg droge grond.dm⁻³ vochtige grond]
 V_s : volumefractie vaste fase [-]

$$V_s = 1 - \text{porositeit}$$

$$= 1 - V_a - V_w$$

V_a : volumefractie lucht [-]
 V_w : volumefractie water [-]

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

K_{oc} : voor organische koolstof gecorrigeerde verdelingscoëfficiënt grond-water [(mol.kg⁻¹ org. C) / (mol.dm⁻³)]
 f_{oc} : fractie organische koolstof [kg org.C.kg⁻¹ droge grond]

$$K_{oc} = 0,411 \cdot K_{ow} \quad \text{of:} \quad \log K_{oc} = 0,989 \cdot \log K_{ow} - 0,346$$

K_{ow} : octanol-water verdelingscoëfficiënt [(mol.dm⁻³) / (mol.dm⁻³)]

$$H = Z_a / Z_w$$

$$= V_p / (S \cdot R \cdot T)$$

H : dimensieloze Henry-constante [-]
 [(mol.m⁻³ lucht) / (mol.m⁻³ water)]

voor dissociërende organische stoffen

$$K_d = K_d \cdot f_{nd}$$

f_{nd} : fractie niet gedissocieerde stof

$$fnd = 1 / (1 + 10^{(pH - pKa)})$$

pH : zuurgraad van de bodem (4-8, als default: 6)

pKa : zuurdissociatieconstante van de stof

berekening massafracties

$$Pa = (Za * Va) / (Za * Va + Zw * Vw + Zs * Vs)$$

$$Pw = (Zw * Vw) / (Za * Va + Zw * Vw + Zs * Vs)$$

$$Ps = (Zs * Vs) / (Za * Va + Zw * Vw + Zs * Vs)$$

Pa : massafractie in bodemlucht [-]

Pw : massafractie in bodemvocht [-]

Ps : massafractie in vaste fase van de bodem [-]

anorganische stoffen

$$Za = 0; Csa = 0; Pa = 0$$

$$Pw = 1; Ps = 0$$

metalen en arseen

$$Za = 0; Csa = 0; Pa = 0$$

$$Pw = Vw / (Vw + Kd * SD)$$

$$Ps = 1 - Pw$$

berekening concentraties

$$Csa = Cs * SD * Pa / Va$$

Csa : bodemluchtconcentratie [mol.dm⁻³ of g.m⁻³]

Cs : initiële bodemgehalte [mol.kg⁻¹ droge grond of mg.kg⁻¹]

$$Cpw = Cs * SD * Pw / Vw$$

als: Cpw > S dan: Cpw = S

$$Csa = S * Vw * Pa / (Pw * Va)$$

Cpw : bodemvochtconcentratie [mol.dm⁻³ of g.m⁻³]

Bijlage 1.2. Formularium luchtfluxberekeningen.

$$D_{sa} = V_a^{10/3} * D_a / (1-V_s)^2 \quad \text{met } D_a = .036 * (76/M)^{1/2}$$

D_{sa} : diffusiecoëfficiënt in de bodemgasfase [m².h⁻¹]
 D_a : diffusiecoëfficiënt in vrije lucht [m².h⁻¹]
 M : molmassa [g.mol⁻¹]

$$D_{sw} = V_w^{10/3} * D_w / (1-V_s)^2 \quad \text{met } D_w = 3,6 * 10^{-6} * (76/M)^{1/2}$$

D_{sw} : diffusiecoëfficiënt in de bodemwaterfase [m².h⁻¹]
 D_w : diffusiecoëfficiënt in vrij water [m².h⁻¹]

$$D_u = (P_a * D_{sa} / V_a) + (P_w * D_{sw} / V_w)$$

D_u : diffusiecoëfficiënt in de bodem [m².h⁻¹]

$$J_2 = D_a * C_{sa} / d$$

$$J_3 = C_{pw} * E_v / 24$$

$$J_4 = D_u * C_s * SD / dp$$

J_2 : grenslaagflux [g.m⁻².h⁻¹]
 J_3 : water-evaporatieflux [g.m⁻².h⁻¹]
 J_4 : diffusieflux water-grond [g.m⁻².h⁻¹]
 E_v : flux van evaporerend water

[Fast et al., 1987: 0,0001 m³.m⁻².d⁻¹]

d : dikte grenslaag [Jury et al., 1985: 0,005 m]

dp : gemiddelde diepte van de verontreiniging [0,75 m]

als : $J_3+J_4 < J_2$ dan: $J = J_4 + J_3$

als : $J_3+J_4 \geq J_2$ dan: $J = J_2$

J : totale bodemflux [g.m⁻².h⁻¹]

Bijlage 1.3. Formularium verdunning luchtflux buiten.**SOILRISK** (toegepast in CSOIL)

$$V_f = V_g * S_z / L_p$$

V_f : verdunningssnelheid [m.h⁻¹]
 V_g : gemiddelde windsnelheid [m.h⁻¹]
 S_z : Pasquill dispersiecoëfficiënt in verticale richting, gerelateerd aan Pasquill weerstabiliteitsklasse D [m]
 L_p : diameter verontreinigde gebied [100 m]

$$V_g = (V_x + V') / 2$$

V_x : windsnelheid op x m hoogte [m.h⁻¹]
 V' : frictiesnelheid [m.h⁻¹]

$$V_x = \ln [Z/Z_o] * V' / k$$

Z : hoogte bij inademen [x m]
 Z_o : ruwheid van het oppervlak (woongebied) [1,0 -]
 k : Karman constante [0,4 -]

$$V' = k * V_{10} / \ln (Z_{10}/Z_o)$$

Z_{10} : hoogte [10 m]
 V_{10} : windsnelheid op 10 m hoogte [18000 m.h⁻¹]

$$S_z = C_o * 0,2 * L_p^{0,76}$$

$$C_o = (10 * Z_o) ^ (0,53 * L_p^{-0,22})$$

C_o : correctiefactor voor de ruwheidslengte [-]

voorbeeldberekening voor $L_p = 100$ m:

	kinderen	volwassenen	
Z	= 1,0	1,75	[m]
V'	= 3127	3127	[m.h ⁻¹]
V_1	= 0	4375	[m.h ⁻¹]
V_g	= 1564	3751	[m.h ⁻¹]
C_o	= 1,56	1,56	[-]
S_z	= 10,31	10,31	[m]
V_f	= 161,3	386,9	[m.h ⁻¹]

HESP

$$V_f = 1 / [1/K_g - 1/K_{gs} - \ln(Y/X_a) / (Prc * V')]$$

V_f : verdunningssnelheid [m.h⁻¹]
 J : flux uit de bodem [g.m⁻².h⁻¹]
 K_g : gasfase massatransportcoëfficiënt [m.h⁻¹]
 K_{gs} : massatransportcoëfficiënt voor diffuse sublagen [m.h⁻¹]
 Y : hoogte van de ademzone boven bodemoppervlak [1,5 m]
 X_a : dikte van de luchtgrenslaag [m]
 Prc : Prandtl constante [0,4 -]
 V' : frictiesnelheid lucht [m.h⁻¹]

$$K_g = 0,029 * V_{10}^{0,78} * L^{-0,11} * Sc^{-0,67}$$

V_{10} : windsnelheid op 10 m hoogte [27000 m.h⁻¹]
 L : lengte van het dampoppervlak [300 m]
 Sc : Schmidt-getal voor de gasfase [-]

$$Sc = u / (P * Da)$$

u : luchtviscositeit [65,8 g.m⁻¹.h⁻¹]
 P : luchtdichtheid [1280 g.m⁻³]
 Da : luchtdiffusiecoëfficiënt [m².h⁻¹]

$$K_{gs} = Da / X_a$$

$$X_a = 26 * Sc^{1/3} * V_k / V'$$

V_k : kinetische viscositeit van lucht [0,05137 m².h⁻¹]

$$V' = (V_{10} * k) / \ln[(h+sr)/sr]$$

k : Karman constante [0,4 -]
 h : hoogte [10 m]
 sr : ruwheid van oppervlak [0,28 -]

berekening voor $Da = 0,0295 \text{ m}^2.\text{h}^{-1}$:

$Sc = 1,74$ [-]
 $K_g = 30,53$ [m.h⁻¹]
 $X_a = 0,00037$ [m]
 $K_{gs} = 79,67$ [m.h⁻¹]
 $V' = 2997$ [m.h⁻¹]
 $V_f = 75,4$ [m.h⁻¹]

Bijlage 1.4. Formularium luchtconcentratieberekening.

$$Coa = J / Vf$$

Coa : concentratie in de buitenlucht [g.m⁻³]
 Vf : verdunningssnelheid [m.h⁻¹]

$$Cba = J * Bo / (Bv * Vv)$$

Cba : concentratie in de kruipruimtelucht [g.m⁻³]
 Bo : oppervlakte van de kruipruimte [50 m²]
 Bv : volume van de kruipruimte [25 m³]
 Vv : ventilatievoud [1,25 h⁻¹]
 (experimentele gegevens (Fast et al., 1987):
 min. 0,03 - max. 7,4 - gem. 1,25)

$$Cia = fbi * Cba$$

Cia : concentratie in de binnenlucht [g.m⁻³]
 fbi : bijdrage van de kruipruimte aan de binnenlucht als fractie [0,1 -]
 (experimentele gegevens (Fast et al., 1987):
 min. 0 - max. 0,68 - gem. 0,11 - 95 perc. 0,39)

als : Cia < Coa dan: Cia = Coa

Bijlage 1.5. Formularium gehalte in gewas.Depositie

$$Cdp = TSPo * DRo * frs * Cs * [fin / (Yv * fEi)] * \\ \{ 1 - (1 - \exp [- fEi * te]) / (fEi * te) \}$$

Cdp : gehalte in gewas tgv. depositie [mg stof.kg⁻¹ dw gewas]
 fin : fractie interceptie door gewas [0,4 -]
 Yv : gewasopbrengst [0,28 kg dw.m⁻²]
 fEi : verweringsconstante [0,033 d⁻¹]
 TSPo : deeltjesconcentratie in buitenlucht [0,05 mg.m⁻³]
 frs : fractie grond in deeltjes [0,5 -]
 DRo : depositiesnelheid [1 m.s⁻¹ = 864 m.d⁻¹]
 te : groeiperiode gewas [180 d]

$$Cdp = 0,778 * 10^{-3} * Cs \quad [mg.kg^{-1}]$$

Metalen

$$\ln BCFpl = 2,67 - 1,12 * \ln Kd$$

BCFpl: bioconcentratiefactor plant
 [(mg stof.kg⁻¹ dw gewas)/(mg stof.kg⁻¹ droge grond)]

$$Cpl = BCFpl * Cs$$

Cpl : gehalte in gewas [mg.kg⁻¹ dw]

Andere anorganische stoffen

$$BCFpl = 4$$

$$Cpl = BCFpl * Cpw$$

Cpl : gehalte in gewas [mg.kg⁻¹ dw]

Organische stoffen

$$\text{wortel: } BCFr = 10^{(0,77 * \log Kow - 1,52)} + 0,82$$

BCFr : bioconcentratiefactor wortel
 [(mg stof.kg⁻¹ vers gewas)/(mg stof.dm⁻³ bodemvocht)]

$$\text{stengel: } BCFs = [10^{(0,95 * \log Kow - 2,05)} + 0,82] * \\ [0,784 * 10^{(-0,434 * (\log Kow - 1,78)^2 / 2,44)}]$$

BCFs : bioconcentratiefactor stengel
 [(mg stof.kg⁻¹ vers gewas)/(mg stof.dm⁻³ bodemvocht)]

$$Cpl = 0,5 * (BCFr + BCFs) * Cpw / fdw$$

fdw = verhouding drooggewicht-versgewicht van het gewas
 [0,2 kg dw.kg⁻¹ vers]

Totaal

$$\text{Cpt} = \text{Cpl} + 0,5 * \text{Cdp}$$

Cpt : gehalte van het gewas [mg stof.kg⁻¹ dw gewas]

ofwel: Cpt' = Cpt * fdw [mg stof.kg⁻¹ versgewicht gewas]

Bijlage 1.6. Formularium berekening concentratie in drinkwater na permeatie.

$$C_{\max} = C_{pw} * 2 * D_{pe} * t / (r * d)$$

$C_{\max}$: maximale concentratie in het drinkwater na t dagen stilstand [mg.dm⁻³]
 D_{pe} : permeatiecoëfficiënt [m².d⁻¹]
 t : tijdsduur van waterstilstand [Vonk, 1985: 8 h = 1/3 d]
 r : straal van de leiding [0,0098 m]
 d : dikte van de leidingwand [0,0027 m]

24 uurspermeatie:

$$C_{dw} = C_{\max} * 3 * \pi * r^2 * L / Q_{wd}$$

C_{dw} : 24-uursgemiddelde drinkwaterconcentratie [mg.dm⁻³]
 t : in dit geval 24 h = 1 d, vandaar correctiefactor 3
 L : lengte van de leiding waarover permeatie kan plaatsvinden = omvang lokatie [100 m]
 Q_{wd} : gemiddeld dagelijks waterverbruik [500 dm³]

$$C_{dw} = 4,56 * 10^3 * D_{pe} * C_{pw} \quad [mg.dm^{-3}]$$

Bijlage 1.7. Formularium voor berekening luchtconcentratie in badkamer tijdens douchen.

$$kwa = [(H/RT) * kL * kG] / [(H/RT) * kG + kL] * [Ad/Vd] * tf$$

kwa : mate van verdamping van de verontreinigende stof [-]
 (H/RT):dimensieloze Henry-constante bij een temperatuur van 313 K [-]
 kL : watermassatransportcoëfficiënt [m.s⁻¹]
 kG : dampmassatransportcoëfficiënt [m.s⁻¹]
 Ad : oppervlak waterdruppel [m²]
 Vd : volume waterdruppel [m³]
 tf : valtijd van de druppel [1 s]

$$Ad = 4 * pi * r^2$$

$$Vd = 4/3 * pi * r^3$$

$$Ad/Vd = 3 / r$$

r : straal van de druppel [0,5 mm = 0,0005 m]

$$kL = Kl * (44/M)^{1/2} / 3600 \quad [m.s^{-1}]$$

$$kG = Kg * (18/M)^{1/2} / 3600 \quad [m.s^{-1}]$$

Kl : vloeistoffase uitwisselingssnelheid [0,2 m.h⁻¹]

Kg : gasfase massatransportcoëfficiënt [29,88 m.h⁻¹]

$$Cbk = kwa * Vwb * Cdw / (2 * Vbk)$$

Cbk : concentratie in de badkamerlucht [g stof.m⁻³]

Vwb : volume waterverbruik [0,15 m³]

Vbk : volume badkamer [l*b*h = 3*2*2,5 = 15 m³]

$$Cbk = kwa * Cdw * 5 * 10^{-3} \quad [g.m^{-3}]$$

Bijlage 1.8. Formularium kwantificering blootstelling.Ingestie grond

$$DI = AID * Cs * fa / W$$

DI : opname via ingestie van grond [mg stof.kg⁻¹.d⁻¹]
 AID : dagelijkse innamehoeveelheid grond [kg droge stof.d⁻¹]
 volwassenen: 50 * 10⁻⁶
 kinderen : 150 * 10⁻⁶
 W : lichaamsgewicht (tabel 3)
 fa : absorptiefactor, op 1 gesteld [-]
 Cs : gehalte in de bodem [mg.kg⁻¹]

$$DIa = 50 * 10^{-6} * Cs / Wa$$

$$DIc = 150 * 10^{-6} * Cs / Wc$$

Dermaal contact grond

$$DA = A \exp * fm * DAE * DAR * Cs * t * ft / W$$

DA : opname via dermaal contact met grond [mg.kg⁻¹.d⁻¹]
 A exp: blootgestelde oppervlak [m²]

	binnen	buiten
volwassenen	0,09	0,17
kinderen	0,05	0,28

fm : matrixfactor [0,15 -]
 DAE : bedekkingsgraad [mg grond.cm⁻² = * 0,01 kg.m⁻²]

	binnen	buiten
volwassenen	0,056	3,75
kinderen	0,056	0,51

DAR : absorptiesnelheid [h⁻¹]
 volwassenen 0,005
 kinderen 0,01

t : duur van blootstelling [h]
 binnen buiten
 volwassenen 12 8
 kinderen 12 12

tf : tijdfraction van blootstelling [-]
 correctie van dagelijkse naar jaargemiddelde blootst.

	binnen	buiten
volwassenen	1,0	0,12
kinderen	1,0	0,21

$$DAa = 5,1 * 10^{-6} * Cs / Wa$$

$$DAc = 5,9 * 10^{-6} * Cs / Wc$$

Inhalatie van grond

$$IP = ITSP * Cs * fr * fa / W$$

IP : opname van geïnhaleerde gronddeeltjes [mg.kg⁻¹.d⁻¹]
 ITSP : geïnhaleerde hoeveelheid gronddeeltjes [kg.d⁻¹]
 fr : retentiefactor deeltjes in de longen [0,75 -]

$$ITSP = TSP * frs * AV * t * ft$$

TSP : hoeveelheid gesuspendeerde deeltjes in lucht [mg.m⁻³]
 TSPo : buiten: 70 ug.m⁻³
 TSPi : binnen: 0,75 * 70 = 52,5 ug.m⁻³
 frs : fractie grond in deeltjes in de lucht [-]
 frso : buiten: 0,5
 frsi : binnen: 0,8
 AV : ademvolume [m³.d⁻¹]
 AVa : volwassenen: 20 = 0,83 m³.h⁻¹
 AVc : kinderen : 7,6 = 0,32 m³.h⁻¹
 t : tijdsduur van blootstelling [h]
 binnen buiten
 volwassenen 8 8
 kinderen 16 8
 tf : tijdfraction van blootstelling [-]
 correctie van dagelijkse naar jaargemiddelde blootst.
 binnen buiten
 volwassenen 2,14 0,14
 kinderen 1,32 0,36
 IPa = 0,40 * 10⁻⁶ * Cs / Wa
 IPC = 0,20 * 10⁻⁶ * Cs / Wc

Inhalatie van lucht

IV = [AV * Cia * tfi * ti + AV * Coa * tfo * to] * fa * 10³ / W
 IV : opname van verontreiniging via dampen [mg.kg⁻¹.d⁻¹]
 Cia : concentratie in de binnenlucht [g.m⁻³]
 Coa : concentratie in de buitenlucht [g.m⁻³]
 ti/to: dagelijkse duur van blootstelling binnen resp. buiten
 zie tabel onder inhalatie gronddeeltjes [h]
 tfi/tfo: jaargemiddelde tijdfractionen voor verblijf binnen [-]
 resp. buiten; zie tabel onder inhalatie gronddeeltjes

IVa = (17,12 * Cia + 1,12 * Coa) * 0,83 * 1000 / Wa
 IVc = (21,12 * Cia + 2,88 * Coa) * 0,32 * 1000 / Wc

Ingestie van gewas: groenten en fruit

VI = Qfv * Cpt' * fv * fa / W
 VI : opname van verontreiniging via gewas [mg.kg⁻¹.d⁻¹]
 Qfv : dagelijks gebruik van gewas [kg versgewicht.d⁻¹]
 volwassenen: 0,558
 kinderen : 0,295
 fv : fractie verontreinigd voedsel [0,1 -]
 Cpt' : gehalte van het gewas [mg.kg⁻¹ versgewicht]
 VIa = 0,0558 * Cpt' / Wa
 VIc = 0,0295 * Cpt' / Wc

Ingestie van drinkwater

DIw = Qdw * Cdw * fa / W
 DIw : opname door drinken van verontreinigd drinkwater

Qdw : dagelijkse drinkwaterinname $[mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}]$
 volwassenen: $0,002 = 2 \text{ dm}^3 \cdot d^{-1}$ $[m^3 \cdot d^{-1}]$
 kinderen : $0,001 = 1 \text{ dm}^3 \cdot d^{-1}$
 Cdw : drinkwaterconcentratie $[mg \cdot dm^{-3} = g \cdot m^{-3}]$

DIwa = $2 * Cdw / Wa$
 DIwc = $1 * Cdw / Wc$

Inhalatie van dampen tijdens douchen

IVw = $Cbk * AV * td * fa * 1000 / W$

IVw : opname verontreiniging door inademen damp tijdens douchen $[mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}]$
 Cbk : concentratie in de badkamerlucht $[g \cdot m^{-3}]$
 td : verblijf in de badkamer $[h]$
 15 min. douchen + 15 min. afdrogen/kleden = $[0,5 h]$

IVwa = $2,08 * Cdw * kwa / Wa$
 IVwc = $0,792 * Cdw * kwa / Wc$

Dermaal contact tijdens douchen

DAw = $A \text{ tot} * f \text{ exp} * DAR * tdc * (1-kwa) * Cdw * fa / W$

DAw : opname als gevolg van dermaal contact tijdens douchen $[mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}]$
 A tot: blootstellingsoppervlak = gehele lichaam $[m^2]$
 volwassenen: 1,8
 kinderen : 0,95
 f exp: fractie blootgestelde huid $[0,4 -]$
 DAR : dermale absorptiesnelheid $[(mg \cdot m^{-2}) / (mg \cdot dm^{-3}) \cdot h^{-1}]$
 tdc : contacttijd = douchetijd $[0,25 h \cdot d^{-1}]$
 (1-kwa): stof die resteert in het water na vervluchtiging $[-]$

DAR = $P1 * P2$
 volgens Fiserova-Bergerova en Pierce (1989), met:
 $P1 = (0,038 + 0,153 * Kow)$
 $P1 = 5000 * P1 / (5000 + P1)$, maximering volgens Braun
 $P2 = \exp(-0,016 * M) / 1,5$

DAwa = $0,18 * DAR * (1-kwa) * Cdw / Wa$
 DAwc = $0,095 * DAR * (1-kwa) * Cdw / Wc$

(Dermaal contact tijdens baden)

DAw = $A \text{ tot} * DAR * tb * Cdw * fa / W$

DAR : dermale absorptiesnelheid $[10 (mg \cdot m^{-2}) / (mg \cdot dm^{-3}) \cdot h^{-1}]$
 tb : contacttijd = duur van baden $[0,5 h \cdot d^{-1}]$

Totale blootstelling

TAD = $DIa + DAa + IPa + IVa + VIA + DIWa + IVwa + DAwa$

$$\text{TCH} = \text{DIc} + \text{DAc} + \text{IPc} + \text{IVc} + \text{VIC} + \text{DIWc} + \text{IVwc} + \text{DAwc}$$

TAD : dagelijkse blootstelling volwassene $[\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$

TCH : dagelijkse blootstelling kind $[\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$

$$\text{DOSIS} = (6 * \text{TCH} + 64 * \text{TAD}) / 70$$

DOSIS: levenslanggemiddelde dagelijkse blootstelling $[\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$

Bijlage 1.9 Primaire set van gegevens.

Benodigde set van gegevens om potentiële blootstelling te kunnen berekenen.

S	: wateroplosbaarheid	[mol.m ⁻³] of [mg.l ⁻¹]
Vp	: dampdruk zuivere stof	[Pa] of [atm] of [mm Hg]
	of	
H	: dimensieloze Henry-constante	[-]
	(deze kan eventueel uit de andere gegevens berekend worden, zie bijlage 1.10)	
M	: molecuulmassa	[mol.g ⁻¹]
Kow	: octanol-waterverdelingscoëfficiënt (voor organische stoffen)	
	of	
Kd	: grond-waterverdelingscoëfficiënt (voor metalen)	[dm ³ .kg ⁻¹]
Dpe	: permeatiecoëfficiënt	[m ² .d ⁻¹]
pKa	: zuurdissociatieconstante (indien relevant!)	[-]

Bijlage 1.10 Omrekenformules

$$H = V_p / (S * R * T)$$

$$V_p = H * S * R * T$$

$$R = 8.3144 \text{ Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}.\text{K}^{-1} \text{ of } 8.206 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3.\text{atm}.\text{mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$$

$$\text{als } H \text{ gegeven is als } [\text{Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}] \text{ dan: } H = H / (R * T)$$

$$\text{als } H \text{ gegeven is als } [\text{atm.m}^3.\text{mol}^{-1}] \text{ dan: } H = H * 9.87 \cdot 10^{-6} / (R * T)$$

$$1 \text{ mm Hg-druk} = 133.33 \text{ Pa} = 1,316 \cdot 10^{-3} \text{ atm}$$

$$\text{als } S \text{ gegeven is in } [\text{mg.l}^{-1}] \text{ dan: } S = S / M [\text{mol.m}^{-3}]$$

$$M : \text{molecuulmassa } [\text{mol.g}^{-1}]$$

$$\text{foc} = 0.58 * \text{fom} \text{ of } \text{fom} = 1.724 * \text{foc} \text{ of } \text{OS} = 172.4 * \text{foc}$$

fom : fractie organische-stofmassa

OS : percentage organische stof

Locher en Bakker (1987)