



rivm

Rapport 609330010/2009

C. Hegger et al.

GGD-richtlijn medische milieukunde: gezondheidsrisico bodemverontreiniging

RIVM-rapport 609330010/2009

GGD-richtlijn medische milieukunde Gezondheidsrisico bodemverontreiniging

Dit rapport bevat een erratum d.d. 16 februari 2010 op de laatste pagina

Penvoerder:	C. Hegger
Werkgroepleden:	C.J.M. van den Bogaard J.M. Gadella J.P.A. Lijzen R.J. Nijdam N.J. Nijhuis D.H.J. van de Weerd
Coördinator	N.E. van Brederode

Contact:
N.E. van Brederode
Centrum Inspectieonderzoek, Milieuongevallendienst en Drinkwater
nelly.van.brederode@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van VWS, in het kader van het project V/609330
'Ondersteuning aan GGD'en /Richtlijnen'

© RIVM 2009

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

GGD-richtlijn medische milieukunde Gezondheidsrisico bodemverontreiniging

Bodemverontreinigingen komen veel voor in Nederland. Meestal worden mensen hier in geringe mate aan blootgesteld en zijn er geen schadelijke gevolgen te verwachten voor hun gezondheid. Soms kan de blootstelling wel groot zijn, bijvoorbeeld doordat kinderen grond binnenkrijgen via hand-mondcontact, door groenten uit eigen tuin te eten of doordat vluchtige stoffen in de binnenlucht van woningen komen. In die gevallen kunnen gezondheidsrisico's niet altijd worden uitgesloten. In beide situaties kunnen bewoners vragen en zorgen hebben over de gevolgen voor hun gezondheid. Het is van belang dat de Gemeentelijke Gezondheidsdiensten (GGD'en) in staat zijn deze vragen te beantwoorden en een goede risicobeoordeling kunnen maken. Het RIVM heeft daarom in samenwerking met GGD'en een richtlijn opgesteld die de benodigde informatie hiervoor bevat.

De richtlijn is een geactualiseerde versie van de GGD-richtlijn 'Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging' uit 2002. Beschreven wordt wanneer welke gegevens nodig zijn om te kunnen bepalen of er een risico bestaat voor de gezondheid. De basis hiervoor zijn de wettelijk voorgeschreven bodemonderzoeken en blootstellingsmodellen. In sommige gevallen wordt aanvullend onderzoek uitgevoerd, bijvoorbeeld in binnenlucht van woningen of in groenten uit eigen (moes)tuin. De richtlijn geeft aan hoe met behulp van deze onderzoeken een gezondheidsrisico wordt bepaald en aan welke normen dat wordt getoetst. Ook is er een overzicht van de relevante wet- en regelgeving op dit gebied. Ten slotte wordt aangegeven op welke wijze de GGD bewoners en het bevoegde gezag (gemeente, provincie) kan adviseren over gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging, de te nemen maatregelen en de communicatie daarover.

Trefwoorden:

gezondheidsrisico, bodemverontreiniging, GGD, gewasconsumptie, kwaliteit binnenlucht

Abstract

Environmental Health guideline for Municipal Public Health Services: health risks of soil contamination

Soil contamination is common in the Netherlands. Exposure to contaminated soil is usually marginal and people are not expected to suffer any harmful effects to their health from it. Sometimes, however, exposure is extensive, for example, when children ingest polluted soil through hand-to-mouth behaviour. Other instances of extensive exposure are when people eat home-grown vegetables or when volatile substances enter the indoor air of residences. In such cases, health risks cannot always be excluded. It is natural that people in these situations may have questions and be worrying about the consequences for their health. Therefore, it is important that the local departments of the Municipal Health Services (GGD) are able to answer these questions satisfactorily and make a good estimation of the risks. For this purpose, the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) has drawn up a guideline, together with the GGD, that contains the necessary information.

The guideline is a revised version of the GGD guideline 'Assessing risks of soil contamination' published in 2002. The guideline describes which data is needed at which time in order to assess whether or not there is a risk to health. The legal regulations for soil surveys and exposure models are at the base of the guideline. In some cases additional investigations are carried out, for example, in the indoor air of residences or on vegetables grown in the garden or allotment. The guideline outlines how, with the help of these tests, risks to health can be determined and against which standard values they are tested. There is also an overview of the relevant legislation and regulatory requirements on this subject. Finally, it indicates how the GGD can advise both residents and the competent authorities, such as the municipal and provincial administrations, on the health risks of soil contamination, the measures that need to be taken and the communication regarding this matter.

Key words:

Health risks, soil contamination, ground pollution, Municipal Health Services, GGD, crop consumption, quality of indoor air.

Inhoud

Samenvatting		9
1	Probleemomschrijving	11
1.1	Aanleiding	11
1.2	Motivatie	11
1.3	Doel en doelgroep	12
1.4	Afbakening	12
1.5	Leeswijzer	12
2	Blootstelling	15
2.1	Ingestie van grond en huisstof	16
2.2	Consumptie van verontreinigde gewassen	17
2.3	Inademing van verontreinigde binnenlucht	19
2.4	Drinkwater	19
2.5	Huidcontact	20
2.6	Andere blootstellingsroutes	20
3	Gezondheidseffecten en risicogroepen	21
3.1	Gezondheidseffecten	21
3.2	Gezondheidskundig toetsingskader	22
3.2.1	Geurdrempels	22
3.2.2	Achtergrondblootstelling	22
3.3	Risicogroepen en gevoelige situaties	24
4	Beoordeling gezondheidsrisico	25
4.1	Inleiding	25
4.2	Bodemonderzoek	25
4.3	Modellen en instrumenten	27
4.4	Relevante gegevens voor risicobeoordeling	28
4.5	Risicogrenswaarden grond en grondwater	30
4.5.1	Correctie voor bodemtype	31
4.6	Specifieke verontreinigingen	32
4.6.1	Cyanide	32
4.6.2	Kwik	33
4.6.3	Lood	33
4.6.4	Minerale olie	35
4.6.5	PCB's, dioxinen en bestrijdingsmiddelen	35
4.6.6	VOCl	35
4.7	Combinatietoxiciteit	36
4.8	Aanvullend onderzoek	40
4.8.1	Humane biobeschikbaarheid	40
4.8.2	Gewasonderzoek	42
4.8.3	Binnenluchtonderzoek	42
4.8.4	Bodempluchtonderzoek	42
5	Wet- en regelgeving en beleid	45
5.1	Inleiding	45
5.2	Circulaire bodemsanering 2009	45

5.2.1	Risicobeoordeling (het saneringscriterium)	46
5.2.2	Versnellingsprotocol 'slim onderzoek'	49
5.2.3	Sanering	49
5.3	Besluit bodemkwaliteit	49
5.3.1	Algemeen	49
5.3.2	Decentralisatie en nieuw toetsingskader	51
5.3.3	Generieke maximale waarden	51
5.3.4	Lokale maximale waarden	53
5.3.5	Bodemkwaliteitskaart	54
6	Advisering door de GGD	55
6.1	Advisering over gezondheidsrisico's	55
6.2	Advisering over communicatie	57
	Literatuur	61
	Websites	66
	Voorlichtings- en informatiemateriaal	68
	Betrokken instanties	69
	Definities	71
	Afkortingen	77
	Geraadpleegde deskundigen	79
	Samenstelling werkgroep	81
	Bijlage 1. Blootstellingsroutes en risicogrens- waarden bodem	83
	Bijlage 2. MTR- en TCL-waarden en geurdrempels	93
	Bijlage 3. Referentiewaarden woningen	98
	Bijlage 4. Protocol gewasonderzoek	101
	Bijlage 5. Binnenluchtonderzoek	107
	Bijlage 6. Cadmium en uw moestuin. Veilig groente telen in de Kempen	112

Samenvatting

Bodemverontreinigingen komen veel voor in Nederland. In de meeste gevallen is de blootstelling van mensen aan bodemverontreiniging zo laag, dat er geen nadelige gevolgen voor de gezondheid zijn te verwachten. Soms kan de blootstelling echter zo groot zijn dat gezondheidsrisico's niet kunnen worden uitgesloten. In beide situaties kunnen bewoners en andere betrokkenen vragen en zorgen hebben over de gevolgen voor hun gezondheid. Het is van belang dat de Gemeentelijke Gezondheidsdiensten (GGD'en) in staat zijn deze vragen goed te beantwoorden en een goede risicobeoordeling kunnen maken.

Deze GGD-richtlijn verschaft de achtergrondinformatie die voor GGD'en nodig is bij de beoordeling van bodemverontreinigingen. Het biedt een handvat voor de advisering door de GGD, zowel voor risicobeoordeling als voor risicocommunicatie. De richtlijn is een actualisatie van de GGD-richtlijn 'Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging' uit 2002. De belangrijkste wijzigingen hebben te maken met veranderingen in het VROM-beleid voor bodemverontreinigingen en de ontwikkeling van instrumenten voor risicobeoordeling.

De richtlijn beschrijft welke gegevens nodig zijn om te beoordelen of bij het gegeven bodemgebruik op de onderzochte locatie een risico bestaat voor de gezondheid. De basis hiervoor zijn de bodemonderzoeken. In sommige gevallen kan aanvullend onderzoek nodig zijn om het risico voor bewoners te kunnen beoordelen, bijvoorbeeld metingen in binnenlucht of in gewassen uit eigen (moes)tuin. De richtlijn geeft aan hoe een gezondheidsrisico wordt bepaald en aan welke normen er wordt getoetst.

Taken van de GGD bij bodemverontreiniging zijn onder meer het beoordelen van de kans op blootstelling, het maken van een risicobeoordeling, het adviseren over maatregelen en over aanvullend onderzoek, het adviseren over risicocommunicatie en het geven van informatie over bodemverontreiniging en gezondheid.

1 Probleemomschrijving

1.1 Aanleiding

De eerste GGD-richtlijn over gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging is in oktober 2002 verschenen (Van Brederode 2002). Daarna zijn er wijzigingen gekomen in regelgeving en beleid, die een actualisatie van de richtlijn wenselijk maken. Tevens zijn er aanpassingen geweest van een aantal gezondheidskundige toetsingswaarden en van het blootstellingsmodel dat voor risicobeoordeling wordt gebruikt.

Het ministerie van VROM heeft nieuw bodembeleid geformuleerd op basis van de beleidsbrief Bodem uit 2003 en dit vastgelegd in het Besluit bodemkwaliteit dat op 1 juli 2008 is ingevoerd (VROM 2003, Bbk 2008). Dit beleid voor *diffuse, meestal niet-ernstige bodemverontreiniging* is gericht op het voorkómen van risico's, waarbij meer dan voorheen naar het bodemgebruik wordt gekeken. Zo gelden er voor woningen met tuin en plaatsen waar kinderen spelen strengere eisen dan voor industrieterreinen. Gemeenten en waterkwaliteitsbeheerders hebben meer verantwoordelijkheid gekregen om de bodem te beheren en duurzaam te gebruiken. Zij kunnen zelf hun bodemambities vastleggen. Doen ze dat niet, dan zijn de generieke regels van het Besluit bodemkwaliteit van toepassing.

In april 2009 is de Circulaire bodemsanering 2006 vervangen door de Circulaire bodemsanering 2009. De circulaire is vooral gericht op de bodemverontreinigingen die voor 1987 zijn ontstaan en gaat over de manier waarop de ernst van bodemverontreiniging wordt vastgesteld, de spoed waarmee die moet worden gesaneerd en de saneringsdoelstelling. Hierbij kan onder meer sprake zijn van een onaanvaardbaar gezondheidsrisico, waarvoor ingrijpen (saneren) nodig is. Bij de uitwerking van de saneringsdoelstelling is aansluiting gezocht bij het Besluit bodemkwaliteit (VROM 2009).

1.2 Motivatie

In Nederland zijn ruim 400.000 bodemlocaties mogelijk ernstig verontreinigd. Daarvan zijn er ongeveer 56.000 daadwerkelijk ernstig vervuild: ze vormen bij huidig of toekomstig bodemgebruik een mogelijk gezondheidsrisico, een risico voor grondwater of een bedreiging voor het ecosysteem. Van deze locaties is de verwachting dat er 11.000 zijn die een risico vormen bij het huidige gebruik. Dit zijn de zogenaamde spoedlocaties (RIVM 2008). Bodemverontreiniging is dus een grootschalig probleem in Nederland, maar ook een moeilijk samen te vatten probleem vanwege de grote verscheidenheid aan verontreinigingen. Bij sommige bodemverontreinigingen kunnen gezondheidseffecten optreden wanneer bewoners te veel in contact komen met de verontreiniging. Maar bij veel ernstige bodemverontreinigingen gaat het meer om risico's voor planten en dieren (ecologische risico's) of om risico's van verspreiding van de verontreiniging en spelen gezondheidsrisico's een minder grote rol. Dikwijls ontstaat daarbij wel onrust onder bewoners. De bezorgdheid gaat vaak over de nadelige gevolgen voor de gezondheid, maar ook over de praktische en financiële gevolgen van een bodemverontreiniging. De GGD heeft een rol in de advisering over bodembeleid, de risicobeoordeling van bodemverontreiniging, de advisering over te nemen maatregelen en de risicocommunicatie.

1.3 Doel en doelgroep

Doel van deze richtlijn is de (achtergrond)informatie te verschaffen die voor GGD-medewerkers nodig is bij de beoordeling van het gezondheidsrisico van een bodemverontreiniging. De richtlijn moet een handvat bieden voor de advisering door de GGD, zowel voor risicobeoordeling als voor risicocommunicatie. De richtlijn gaat zowel in op de keuzemogelijkheden bij lokaal bodembeleid voor diffuse bodemverontreiniging als op de beoordeling van het gezondheidsrisico bij saneringslocaties.

1.4 Afbakening

Deze GGD-richtlijn gaat over de *gezondheidsrisico's* van verontreiniging van *landbodem*. De richtlijn gaat niet in op de beoordeling van ecologische risico's en het risico van verspreiding.

Gezondheidsrisico's van waterbodemverontreiniging worden in deze richtlijn niet besproken. De richtlijn is wel te gebruiken voor uiterwaarden die slechts een deel van het jaar onder water staan, hoewel juridisch gezien de uiterwaardenbodem onder waterbodem valt. Meer informatie over waterbodem is te vinden in de GGD-richtlijn waterbodemverontreiniging, de Circulaire sanering waterbodem 2008 en de Handleiding sanering waterbodems (Van Brederode 2001, Tonkes 2006, VW 2007). Bij de inwerkingtreding van de Waterwet zal het huidige toetsingskader voor waterbodem komen te vervallen. Vanaf dan zal de 'Handleiding beoordeling van verontreinigde waterbodem' worden ingezet om te beoordelen of stoffen in de waterbodem een knelpunt vormen voor de gebruiksfuncties en doelen die gerelateerd zijn aan de waterkwaliteit. In februari 2009 was er een prototype van de handleiding gereed. Eind 2009 moet de eindversie gereed zijn (Wessels et al. 2009, Senternovem 2009).

In deze GGD-richtlijn worden de gezondheidsrisico's voor omwonenden en gebruikers van locaties met bodemverontreiniging besproken. Voor een deel kunnen deze risico's ook van toepassing zijn op werknemers, maar de richtlijn gaat niet in op werksituaties. Informatie over het werken met verontreinigde grond is onder andere te vinden in een van de Arbo-informatiebladen en de CROW-publicatie 'Werken in of met verontreinigde grond en verontreinigd (grond)water' (Stallen en Zijl 2007, CROW 2009).

Asbest is een stof die vaak in de bodem voorkomt, maar specifieke eigenschappen heeft die afwijken van andere stoffen in de bodem. In 2007 is een aparte GGD-richtlijn over bodemverontreiniging met asbest verschenen (Hegger et al. 2007). In de Circulaire bodemsanering 2009 is het protocol asbest opgenomen, waarmee het milieuhygiënisch saneringscriterium bodem wordt ingevuld voor asbest (VROM 2009).

Informatie over mogelijke gezondheidseffecten bij *sanering* van verontreinigde grond is te vinden in de GGD richtlijn 'Gezondheidsrisico's voor omgeving bij bodemsanering' en in het RIVM-protocol "Risico's blootstelling bij bodemsanering" (Van Brederode 2004, Mennen et al. 2004).

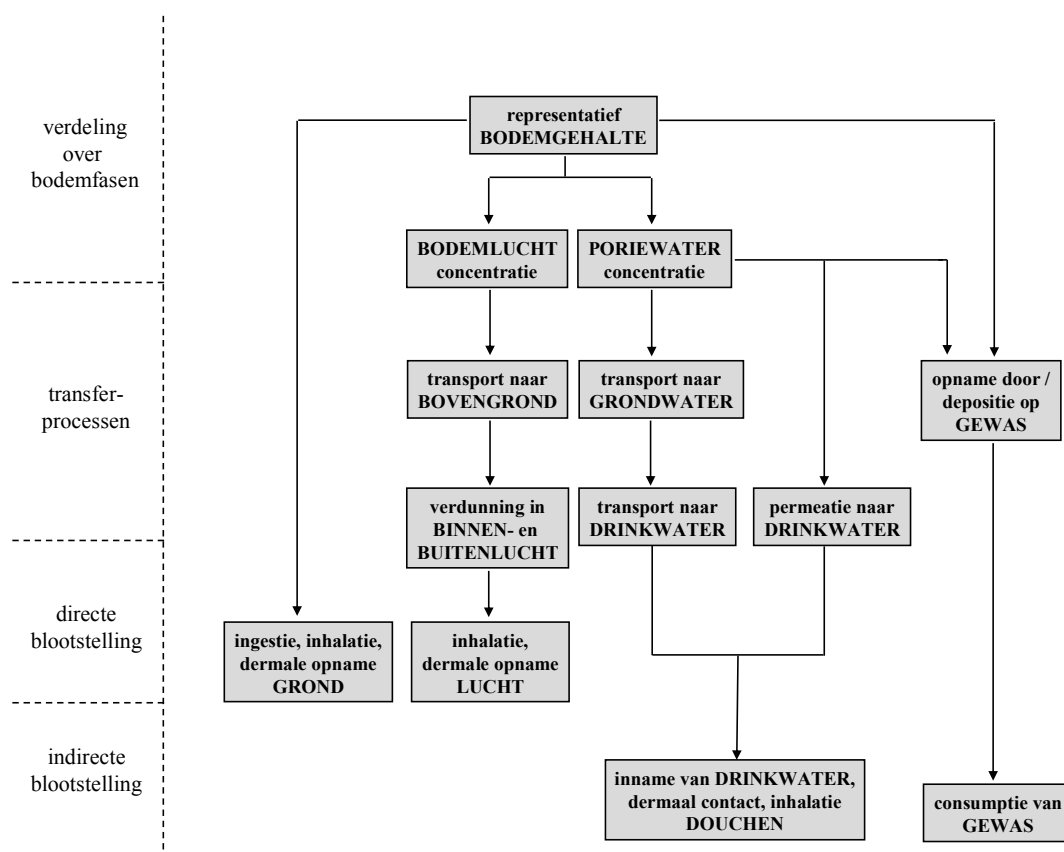
1.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 gaat over de blootstellingsroutes bij bodemverontreiniging. Er wordt onder meer aangegeven welke blootstellingsroutes het meest relevant zijn bij de verschillende stoffen. Hoofdstuk 3 gaat over de gevolgen die bodemverontreiniging kan hebben voor de gezondheid. Ook wordt het

gezondheidskundige toetsingskader beschreven. Hoofdstuk 4 gaat over de beoordeling van het gezondheidsrisico. Daarbij worden bodemonderzoek, modellen en instrumenten en relevante gegevens voor risicobeoordeling besproken. Ook wordt ingegaan op een aantal specifieke verontreinigingen en op aanvullend onderzoek, zoals biobeschikbaarheidsonderzoek, gewasonderzoek, binnenluchtmetingen en bodemluchtmetingen. In hoofdstuk 5 staat een overzicht van de meest relevant wet- en regelgeving. Hoofdstuk 6 gaat in op de advisering door de GGD en de risicocommunicatie.

2 Blootstelling

Wanneer mensen in contact komen met bodemverontreiniging kan er in sommige gevallen een risico voor de gezondheid ontstaan. Er zijn diverse contactmogelijkheden met bodemverontreiniging. In Figuur 1 staan de verschillende routes weergegeven, zoals deze zijn opgenomen in het blootstellingsmodel CSOIL (paragraaf 4.3). In specifieke gevallen kunnen ook andere blootstellingsroutes van belang zijn, zie paragraaf 2.6. Het model CSOIL is onderdeel van het instrument Sanscrit en de Risicotoolbox (zie paragraaf 4.3 en 5.3.4).



Figuur 1 Overzicht blootstellingsroutes (Brand et al. 2007)

Het contact met bodemverontreinigende stoffen is afhankelijk van het bodemgebruik. In het blootstellingsmodel CSOIL worden zeven blootstellingsscenario's onderscheiden:

- wonen met tuin
- plaatsen waar kinderen spelen
- moestuinen en volkstuinen
- landbouw
- natuur
- groen met natuurwaarden
- ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie

In paragraaf 4.3 staat een beschrijving van de scenario's. De mate waarin de diverse blootstellingsroutes een rol spelen, kan verschillen per scenario. Het zal bijvoorbeeld duidelijk zijn dat de blootstelling bij 'wonen met tuin' verschilt met de blootstelling bij natuurgebieden of industrie.

In het algemeen zijn de meest relevante routes, met de grootste bijdrage aan de totale blootstelling:

- Ingestie van grond en van bodemstof in huisstof
- Consumptie van verontreinigde gewassen
- Inademing van verontreinigde binnenlucht

In mindere mate leveren blootstelling via verontreinigd drinkwater en via huidcontact een bijdrage. In Bijlage 0 is een overzicht opgenomen van de bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes per stof voor het scenario 'wonen met tuin'.

In de volgende paragrafen worden de verschillende blootstellingsroutes verder toegelicht.

2.1 Ingestie van grond en huisstof

Het inslikken (ingestie) van verontreinigde grond komt vooral voor bij kinderen tot ongeveer zes jaar oud. Tijdens het buitenspelen zijn kleine kinderen vaak geneigd vieze handen in hun mond te stoppen of zelfs grond te eten. De schattingen voor de inname van grond door kinderen lopen uiteen, maar in de meest recente blootstellingsmodellen wordt ervan uitgegaan dat kinderen jaargemiddeld ongeveer 100 mg grond per dag binnenkrijgen. Dit komt overeen met de gemiddelde dagelijkse grondingestie die is gevonden op basis van verschillende blootstellingsonderzoeken. Deze onderzoeken zijn grotendeels in de zomerperiode uitgevoerd. Voor volwassenen wordt uitgegaan van gemiddeld 50 mg/dag. Aangenomen wordt dat dit inclusief huisstof is, dat voor een groot deel (30-70%) uit bodem bestaat (Otte et al. 2001, Oomen et al. 2004, Rikken et al. 2004, Lijzen et al. in prep.).

Opmerking:

Tot 2001 werd in CSOIL uitgegaan van een gemiddelde grondingestie van 150 mg per dag voor kinderen tot zes jaar. Dit komt overeen met het 90-percentiel, zoals is gevonden in de verschillende blootstellingsonderzoeken (Otte et al. 2001). De Technische Commissie Bodem (TCB) en de Gezondheidsraad hebben geadviseerd deze waarde te handhaven omdat daarmee een groter deel van de kinderen wordt beschermd (TCB 2002, GR 2004). Dit advies is niet in CSOIL overgenomen.

Stoffen waarbij volgens de modelaannames de *grondingestie* relatief het meeste bijdraagt aan de blootstelling (in scenario 'wonen met tuin') zijn onder andere:

- arseen
- chroom(III en VI)
- lood
- polycyclische aromatische koolwaterstoffen, behalve naftaleen (blootstelling vooral via uitdamping in de woning) en dibenz(a,h)antracene (blootstelling vooral via gewasconsumptie)

Voor meer informatie per stof over de modelmatig voorspelde bijdrage van grondingestie aan de totale blootstelling (scenario 'wonen met tuin'), zie Bijlage 0 (Lijzen et al. 2001, CSOIL 2000).

Overmatige ingestie van grond

Vooraf kleine kinderen kunnen incidenteel grote hoeveelheden grond eten, tot enkele grammen per dag¹. Incidenteel zou dit zelfs kunnen oplopen tot meer dan 10 gram per dag. Grondingestie van 1 gram per dag komt waarschijnlijk regelmatig voor, met name bij jonge kinderen (1 tot 2 jaar oud) (Hagens et al. 2008). Ter indicatie: 3 gram grond komt ongeveer overeen met een dropje, 10 gram grond komt ongeveer overeen met een toffee (Kempchen 2000).

Overmatige ingestie van grond kan een belangrijke bijdrage aan de blootstelling leveren gedurende de *kinderleeftijd*. Een eenmalige ingestie van 10 gram grond betekent namelijk een extra bijdrage van ongeveer 27 milligram per dag aan de gemiddelde dagelijkse grondinname voor dat jaar (dus bovenop het gemiddelde van 100 mg/dag waarvan in CSOIL wordt uitgegaan). Dit kan bijvoorbeeld relevant zijn bij een loodverontreiniging, vanwege de gevoeligheid van kinderen voor lood. Omgerekend naar *levenslange* blootstelling, zoals gebruikelijk is voor de meeste stoffen, is de blootstelling door incidentele grote grondingestie waarschijnlijk verwaarloosbaar (Rikken en Lijzen 2004, Hagens et al. 2008).

In het blootstellingsmodel CSOIL (paragraaf 4.3) en in de bodemnormstelling wordt overmatige ingestie niet expliciet meegenomen. Er wordt verondersteld dat ouders en verzorgers begrijpen dat het niet goed is als kinderen ‘grond eten’ en dan ook zullen ingrijpen. Bij risicobeoordeling kan overmatige grondingestie wél relevant zijn. Wanneer er bij een bodemverontreiniging aanwijzingen zijn dat overmatige grondingestie kan optreden, zal (vooral bij loodverontreiniging) een aparte risicobeoordeling moeten worden gemaakt, om het risico voor het kind in beeld te brengen. Daarbij wordt zo goed mogelijk ingeschat wat ongeveer de omvang van grondingestie is in de specifieke situatie (hoeveelheid en frequentie).

Acute toxiciteit bij overmatige ingestie van grond

Bij de inname van grote hoeveelheden grond, kan acute toxiciteit een rol gaan spelen. Voor sommige stoffen komt het effect van een eenmalige hoge blootstelling overeen met de effecten van chronische blootstelling. Voorbeelden van deze stoffen zijn cadmium, lood en kwik. Vooral bij lood is de bijdrage van een eenmalige hoge blootstelling wel van belang, omdat bij lood de blootstelling gedurende kinderleeftijd relevant is. Voor andere stoffen kan een eenmalige opname van 10 gram grond tot andere (acute) gezondheidseffecten leiden dan chronische blootstelling aan dezelfde stof. Een voorbeeld is koper waarbij acute blootstelling kan leiden tot effecten op het maagdarmkanaal (misselijkheid, overgeven, diarree en buikpijn) (Kempchen 2000, TCB 2002).

2.2 Consumptie van verontreinigde gewassen

Wanneer gewassen worden geteeld op verontreinigde grond, dan kan dit een belangrijke blootstellingsroute zijn. Knolgewassen (waaronder aardappels, wortels) en bladgewassen (zoals boerenkool, spinazie, broccoli, andijvie, sla) geteeld op verontreinigde grond, kunnen sommige verontreinigingen goed opnemen. Sterk vereenvoudigd kan worden gesteld dat knolgewassen organische stoffen relatief goed opnemen (door direct contact met de verontreinigde grond), en dat bladgewassen metalen (vooral cadmium) goed opnemen. Er wordt aangenomen dat de opname van verontreiniging in *fruit* klein is ten opzichte van de opname in andere gewassen. Naast opname van

¹ Dit gedrag wordt soms (ten onrechte) ‘pica’ genoemd. Pica is een *ziekelijke* neiging om niet-eetbare dingen te eten, zoals aarde. Bij overmatige ingestie gaat het om normaal gedrag van kleine kinderen, dat overigens wel als ongewenst wordt beschouwd.

stoffen in gewassen via de wortels kan bij bovengrondse bladgroenten door wind en regen depositie van verontreinigde grond en stof op de gewassen plaatsvinden (naast depositie van atmosferische verontreinigingen). Zelfs na het wassen van de groente kan een relevant deel (tot ongeveer 1%) van de grond- en stofdeeltjes aan de bladeren blijven zitten, zoals bij boerenkool (Rikken et al. 2001).

In het blootstellingsmodel CSOIL zijn verschillende scenario's opgenomen, waarbij aannames worden gemaakt voor de mate van gewasconsumptie. In het scenario "wonen met tuin" is dat 10%, in het scenario 'moestuin' is dat 50% voor knolgewassen (inclusief aardappels) en 100% voor bladgewassen. Er zijn geen betrouwbare statistieken beschikbaar voor de hoeveelheid gewassen die in Nederland wordt geteeld voor eigen consumptie. De hoeveelheden verschillen waarschijnlijk tussen steden en landelijk gebied. De percentages die in de scenario's worden gebruikt zijn dan ook een beleidsmatige keuze: de kwaliteit van de bodem moet geschikt zijn om ten minste een bepaald deel van de gewassen uit de eigen tuin te eten (Swartjes et al. 2007, Dirven-van Breemen et al. 2007).

Stoffen waarbij volgens de modelaannames het eten van verontreinigde gewassen een relatief grote bijdrage kan leveren aan de blootstelling (in scenario 'wonen met tuin'), zijn onder andere:

- cadmium
- kwik
- fenol
- chloorfenolen
- PCB's
- bestrijdingsmiddelen (behalve maneb: dan blootstelling vooral via grondingestie)
- dioxinen

Voor meer informatie per stof over de modelmatige voorspelde bijdrage van gewasconsumptie aan de totale blootstelling (scenario 'wonen met tuin'), zie Bijlage 0 (Lijzen et al. 2001, CSOIL 2000). CSOIL laat ook voor *cyanide* zien dat gewasconsumptie een belangrijke rol speelt in de blootstelling. Het is echter gebleken dat voor cyaniden de blootstelling via gewasconsumptie verwaarloosbaar is, omdat planten cyaniden afbreken en omzetten in andere niet-toxische stoffen (zie paragraaf 4.6.1) (Köster 2001).

Metalen worden niet allemaal even gemakkelijk opgenomen in gewassen. In het algemeen is bijvoorbeeld de opname van cadmium of zink hoger dan de opname van kwik of lood. Aardappelen hebben in het algemeen een relatief lage opname van metalen. Bladgroenten als spinazie, sla en andijvie hebben een relatief hoge opname van metalen. Bij de knolgewassen kunnen radijs, wortelen en bieten een hoge tot gemiddelde metaalopname hebben (Versluijs en Otte 2001). Voor meer informatie over de opname van verschillende metalen in diverse gewassen wordt verwezen naar de RIVM-rapporten 711701024 en 711701040 (Versluijs en Otte 2001, Swartjes et al. 2007).

Niet alleen het totale bodemgehalte is van belang voor de opname in gewassen, maar ook de eigenschappen van de grond. De meeste metalen zijn meer beschikbaar bij een lage pH (verzuurde bodem). Wanneer er sprake is van een verzuurde bodem kan ook een weinig verontreinigde bodem een aanzienlijke opname te zien geven. Vaak kunnen goede bemesting en bekalking de opname van zware metalen grotendeels voorkomen (zie ook Bijlage 0). Ook het organisch stofgehalte, het kleigehalte en de aanwezigheid van (hydr)oxiden van mangaan, ijzer en aluminium bepalen de beschikbaarheid van metalen in het poriewater en daardoor de opname in gewassen. Daarnaast spelen de beschikbaarheid van bodemnutriënten en vocht en de aanwezigheid van schimmels en bacteriën een rol in de opname in gewassen.

De opname van *organische stoffen* in gewassen hangt af van het vetgehalte in de wortels, het opname-mechanisme en de anatomie van de plant. Daardoor is er een grote variatie in de opname van organische verontreinigingen in de verschillende gewassen (Rikken et al. 2001, Swartjes et al. 2007).

Er zijn dus veel factoren die de opname van stoffen in gewassen beïnvloeden. Deze factoren worden, behalve het organisch stofgehalte van de bodem, niet meegenomen in het blootstellingsmodel CSOIL (zie ook paragraaf 4.5.1). Het blootstellingsmodel geeft daarom een globale indicatie in hoeverre blootstelling via gewasconsumptie een rol kan spelen in de blootstelling. Met gewasonderzoek kan worden nagegaan in hoeverre gewassen werkelijk zijn verontreinigd (zie paragraaf 4.8.2).

2.3 Inademing van verontreinigde binnenlucht

Wanneer vluchtige stoffen in de bodem onder woningen zitten, kunnen ze uitdampen naar de woning en in de binnenlucht terechtkomen. Door inademing van de verontreinigde lucht worden bewoners blootgesteld aan de vluchtige stoffen uit de bodem. In sommige gevallen kan geuroverlast ontstaan, zoals bij de aanwezigheid van dieselproducten.

Uitdamping speelt alleen een belangrijke rol bij vluchtige organische verontreinigingen. De kans op uitdamping naar de woning wordt groter als sprake is van een drijfslag, waarbij een laag puur product op het grondwater aanwezig is. In sommige gevallen kan zelfs een explosierisico ontstaan. Metalen (met uitzondering van metallisch kwik en een aantal kwikverbindingen) en anorganische verontreinigingen (met uitzondering van niet-gebonden ofwel vrij blauwzuur) zijn niet of nauwelijks vluchtig en zullen daarom niet uitdampen naar de lucht (Brand et al. 2007).

De uitdamping van vluchtige stoffen kan worden berekend met het blootstellingsmodel CSOIL of VOLASOIL (paragraaf 4.3). Met metingen in de binnenlucht (woonruimte en kruipruimte) kan vervolgens worden nagegaan of er werkelijk sprake is van blootstelling aan vluchtige stoffen uit de bodem (paragraaf 4.8.3 en Bijlage 0).

Stoffen waarbij uitdamping naar de binnenlucht volgens de modelaannames een grote bijdrage levert aan de blootstelling (in het scenario ‘wonen met tuin’), zijn onder andere:

- benzeen, ethylbenzeen, toluen en xylenen
- naftaleen
- trichlooretheen, tetrachlooretheen, cis1,2-dichlooretheen, vinylchloride
- monochloorbenzeen, dichloorbenzenen, trichloorbenzenen
- styreen

Voor meer informatie per stof over de modelmatig voorspelde bijdrage van verontreinigde binnenlucht aan de totale blootstelling (scenario ‘wonen met tuin’), zie Bijlage 0 (Lijzen et al. 2001, CSOIL 2000).

2.4 Drinkwater

Een deel van de woonaansluitingen voor leidingwater bestaat uit kunststof waterleidingen. Deze kunststof leidingen zijn van polyethyleen (PE) of polyvinylchloride (PVC) gemaakt. Sommige organische verontreinigingen uit de grond of het grondwater kunnen hier doorheen dringen (vooral bij PE-leidingen) en in het drinkwater terecht komen (permeatie). Blootstelling kan dan plaatsvinden door het drinken van leidingwater en door huidcontact of inhalatie tijdens douchen of baden. Koperen

leidingen zijn goed bestand tegen bodemverontreinigingen. Stoffen waarbij permeatie naar drinkwater door PE-leidingen volgens de modelaannames een relatief grote bijdrage kan leveren aan de blootstelling bij het scenario 'wonen met tuin', zijn:

- cresolen
- pyridine
- tetrahydrofuraan
- tetrahydrothiofeen
- dimethylftalaat en diethylftalaat

Voor meer informatie per stof over de modelmatig voorspelde bijdrage van verontreinigd drinkwater aan de totale blootstelling (scenario 'wonen met tuin'), zie Bijlage 0 (Lijzen et al. 2001, CSOIL 2000). Oplosmiddelen, zoals tetrachlooretheen en trichlooretheen, kunnen ook door PE-leidingen heendringen en daarmee de kwaliteit van het drinkwater beïnvloeden. Vergeleken met uitdamping naar de woning zal de blootstelling via drinkwater meestal gering zijn.

2.5 Huidcontact

Sommige verontreinigingen in de bodem kunnen door direct contact met de huid in het lichaam terechtkomen. De mate waarin dit gebeurt is afhankelijk van verschillende factoren, zoals de vetoplosbaarheid en de molecuulgrootte. Meer informatie hierover is te vinden in het Gezondheidsraadrapport Normering van huidblootstelling op de werkplek (GR 2001).

De blootstelling aan bodemverontreiniging door huidcontact is meestal verwaarloosbaar ten opzichte van blootstelling via andere routes. Bij een aantal stoffen kan huidcontact volgens de modelaannames wel een relevante bijdrage leveren aan de blootstelling, hoewel ook dan die bijdrage relatief gering is: in het scenario 'wonen met tuin' is de modelmatig voorspelde bijdrage door huidcontact kleiner dan 10%. Dit geldt voor de volgende stoffen (4-10% bijdrage):

- polycyclische aromatische koolwaterstoffen
- maneb
- sommige ftalaten
- minerale olie - alifatische koolwaterstoffen >EC12-EC21
- minerale olie - aromatische koolwaterstoffen >EC16-EC35

Voor meer informatie per stof over de modelmatig voorspelde bijdrage van huidcontact aan de totale blootstelling (scenario 'wonen met tuin'), zie Bijlage 0 (Lijzen et al. 2001, CSOIL 2000).

2.6 Andere blootstellingsroutes

In CSOIL zijn de meest voorkomende blootstellingsroutes opgenomen. In sommige gevallen kunnen voor de risicobeoordeling nog andere routes van belang zijn. Een voorbeeld hiervan is de aanwezigheid van een eigen waterput. Grondwater uit de put kan bijvoorbeeld worden gebruikt voor het besproeien van gewassen of voor het vullen van kinderbadjes in de zomer. Bij de risicobeoordeling zal daar rekening mee moeten worden gehouden.

3 Gezondheidseffecten en risicogroepen

3.1 Gezondheidseffecten

Bij de meeste bodemverontreinigingen is de blootstelling van mensen aan bodemverontreinigende stoffen laag en zullen er geen gezondheidseffecten optreden. Er zijn echter situaties waarbij het contact met de verontreiniging in de bodem zo groot kan zijn, dat gezondheidsrisico's niet kunnen worden uitgesloten. Hiervan is bijvoorbeeld sprake wanneer:

- de berekende blootstelling hoger is dan het maximaal toelaatbaar risico (MTR) of
- de berekende of gemeten binnenluchtconcentratie van vluchtige stoffen uit de bodem hoger is dan de toelaatbare concentratie in de lucht (TCL).

Voor meer informatie over het MTR en de TCL, zie paragraaf 3.2. Een overschrijding van het MTR of de TCL betekent niet direct dat gezondheidseffecten zullen optreden, wel neemt de *kans* op het optreden van nadelige gezondheidseffecten toe. De MTR's en TCL's zijn afgeleid voor levenslange blootstelling en houden rekening met gevoelige groepen.

Het is meestal niet goed mogelijk om gezondheidseffecten direct aan bodemverontreiniging toe te schrijven, vanwege het samengaan met andere mogelijke oorzaken van gezondheidseffecten. In het algemeen moet meer aan chronische dan aan acute effecten worden gedacht. De aard van die effecten kan heel divers zijn, omdat de aanwezige verontreiniging in de bodem per locatie sterk kan verschillen. Zo heeft lood vooral effecten op de cognitieve ontwikkeling van kinderen (een vermindering van het leervermogen, IQ-verlies), kan cadmium na jarenlange blootstelling nadelige effecten hebben op nieren, longen en botten en kan benzeen bij langdurige hoge blootstelling leukemie veroorzaken. Hoewel blootstelling aan carcinogene stoffen uit bodemverontreiniging kan leiden tot kanker, zal in de praktijk zelden een causale relatie kunnen worden gelegd met een bodemverontreiniging.

Opmerking:

Uitgebreide informatie over de toxische effecten van bodemverontreinigende stoffen is te vinden in:

- RIVM rapport 711701025: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels (Baars et al. 2001)
- Toxicological Profiles van de ATSDR via <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

Op de website van de ATSDR is in de ToxFAQ's **bondige informatie** te vinden over mogelijke gezondheidseffecten van bodemverontreinigende stoffen: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html>

Sommige stoffen kunnen al in lage concentraties *geurhinder* veroorzaken, zoals naftaleen. Dit kan met gezondheidsklachten zoals hoofdpijn of misselijkheid gepaard gaan. Geurhinder is een ongewenst effect dat zoveel mogelijk moet worden voorkomen.

Naast de mogelijke gezondheidseffecten door de verontreiniging en de onzekerheid daarover, kan bij bodemverontreiniging ook *stress* optreden door onzekerheid en ongerustheid over financiële en praktische gevolgen. Dit kan nadelige gezondheidseffecten tot gevolg hebben.

3.2 Gezondheidskundig toetsingskader

Het doel van het toetsingskader bij bodemverontreiniging is het voorkómen van gezondheidseffecten en het beperken van het risico op kanker onder de blootgestelde personen. Het belangrijkste beschermingsniveau is het MTR-humaan (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens). Dit is het maximale blootstellingsniveau in microgram per kilogram lichaamsgewicht per dag ($\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag), waarbij bij levenslange blootstelling voor stoffen *met* een drempelwaarde geen nadelige effecten zijn te verwachten. Voor stoffen *zonder* drempelwaarde (de genotoxische carcinogenen²) geldt dat er altijd een risico is op een nadelig effect. Voor deze stoffen is beleidsmatig een risiconiveau vastgesteld waaraan het MTR is gekoppeld: een kans op kanker van 1 op de 10.000 (Cancer Risk = 10^{-4}) bij levenslange blootstelling of een kans van 1 op de miljoenen (CR = 10^{-6}) bij blootstelling gedurende een jaar.

Voor vluchtige stoffen is er daarnaast een Toelaatbare Concentratie in Lucht (TCL) in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, die ook geldt als MTR. Voor stoffen *met* drempelwaarde is de TCL de concentratie die bij levenslange blootstelling (70 jaar, 365 dagen/jaar, 24 uur/dag) geen effect heeft op de gezondheid. Voor stoffen *zonder* drempelwaarde wordt het risiconiveau gehanteerd van een kans op kanker van 1 op de 10.000 (CR = 10^{-4}) bij levenslange blootstelling of een kans van 1 op de miljoenen (CR = 10^{-6}) bij blootstelling gedurende een jaar (Baars et al. 2001, Otte et al. 2007, VROM 2008a).

Bij de afleiding van het MTR en de TCL wordt rekening gehouden met risicogroepen zoals zieken, zwangere vrouwen, ouderen en kinderen. Voor meer informatie hierover wordt verwezen naar RIVM-rapport 711701025 (Baars et al. 2001). De waarden voor het MTR die in 2001 door het RIVM zijn afgeleid, zijn de nieuwe standaardwaarden voor de normstelling voor bodem. Alleen het MTR voor dioxinen is daarna vastgesteld op 2 picogram/kg lichaamsgewicht/dag, conform de keuze binnen de Europese Unie (Baars et al. 2001, 2004, VROM 2008a, Tiesjema en Baars 2009). In Bijlage 0 staat een overzicht van de MTR- en TCL-waarden, zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering 2009.

3.2.1 Geurdrempels

Het ervaren van geurhinder, zoals bij blootstelling aan naftaleen, kan leiden tot klachten van bewoners en tot ongerustheid over mogelijke gezondheidsrisico's. In sommige gevallen kan het daarom van belang zijn rekening te houden met geurdrempels, bijvoorbeeld bij binnenluchtonderzoek. Er bestaat een grote variatie tussen mensen in het waarnemen van geur. Geurdrempels zijn dan ook geen exacte waarden en in de literatuur kan men voor één stof verschillende geurdrempels terugvinden. In Bijlage 0 staat een overzicht van geurdrempels, zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering 2009. Ook in de RIVM-richtlijn voor binnenluchtmetingen is een overzicht van geurdrempels opgenomen, met een beschrijving van de geur (Otte et al. 2007). Als vuistregel kan de *mediane* geurdrempel worden gebruikt als de waarde waarbij een deel van de bevolking de geur zal waarnemen en de *laagste* geurdrempel als de waarde waarbij een enkel individu de geur zal waarnemen (Van Brederode 2004).

3.2.2 Achtergrondblootstelling

Achtergrondblootstelling is blootstelling uit andere bronnen dan de bodem (bijvoorbeeld via lucht, water en voedsel). Het al dan niet rekening houden met achtergrondblootstelling speelt alleen een rol voor stoffen met een drempelwaarde, omdat hier pas een risico ontstaat na het overschrijden van een

² Genotoxische carcinogenen hebben een werkingsmechanisme dat verloopt via een beschadiging van de genen (mutatie van DNA). Er wordt verondersteld dat elke dosis een kans op beschadiging geeft en dat hier geen drempelwaarde voor is. Niet-genotoxische carcinogenen werken niet via genbeschadiging. Voor deze stoffen wordt verondersteld dat er wel een drempelwaarde is.

drempel. Voor stoffen zonder drempelwaarde wordt beoordeeld welk extra risico de blootstelling aan deze stof oplevert en dit wordt direct getoetst aan het vastgestelde MTR of de vastgestelde TCL.

Een toetsing *inclusief* achtergrondblootstelling geeft een beoordeling van de invloed van de totale milieublootstelling, een toetsing *zonder* achtergrondblootstelling geeft een beoordeling van de invloed van de lokale bodemkwaliteit. Voor de **interventiewaarden bodemsanering** is in het verleden beleidsmatig besloten geen rekening te houden met achtergrondblootstelling. Het gehele MTR (in de vorm van een blootstellingsdosis in microgram/kg lichaamsgewicht/dag) mag bij de berekening van de interventiewaarde worden opgevuld door blootstelling vanuit de bodem. Het idee achter deze keuze is dat bodemsanering pas noodzakelijk is als het de *bodem* is die leidt tot overschrijding van het MTR. Dezelfde keuze geldt voor het Saneringscriterium (VROM 2008a).

De achtergrondblootstelling speelt dus géén rol bij de beslissing om een locatie wel of niet te saneren. Maar bij de **risicobeoordeling door de GGD** is het wél relevant om rekening te houden met de achtergrondblootstelling. Wanneer de bijdrage van de bodemverontreiniging op zich geen aanleiding geeft tot een gezondheidsrisico, maar de combinatie met de achtergrondblootstelling wel, dan kan dit een reden zijn om de blootstelling vanuit de bodemverontreiniging en de andere bronnen waar mogelijk te beperken. Hierbij moet men zich realiseren dat voor sommige stoffen de achtergrondblootstelling in belangrijke mate het MTR al opvult of zelfs overschrijdt. Maatregelen om de blootstelling terug te dringen, moeten zich in dat geval vooral richten op de andere bronnen. Een voorbeeld hiervan is een bodemverontreiniging met lood die op zich geen overschrijding van het MTR geeft, maar waarbij de aanwezigheid van loden waterleidingen wel tot een overschrijding van het MTR leidt. In dat geval ligt het voor de hand om als eerste de loden waterleidingen aan te pakken.

Gegevens over de omvang van de achtergrondblootstelling per stof zijn opgenomen in RIVM-rapport 711701025 (Baars et al. 2001).

Opmerking:

RIVM rapport 711701025 geeft voor kinderen (1-4 jaar) een **achtergrondblootstelling aan lood** van 2 microgram/kg/dag. Deze achtergrondblootstelling bestaat uit de volgende onderdelen:

- voeding en drinkwater: 0,83 microgram/kg/dag (bij 10 microgram lood/l = drinkwaternorm)
- bodem en huisstof: 1 microgram/kg/dag (bij 150 mg lood/kg ds)
- lucht: 0,01 microgram/kg/dag (Baars et al. 2001, GR 1997).

De helft van de gegeven achtergrondblootstelling komt dus voor rekening van bodem en huisstof. Wanneer dit wordt meegenomen in een risicobeoordeling van lood in bodem, is er sprake van een dubbel telling. Bij een risicobeoordeling van lood in bodem kan daarom beter een achtergrondblootstelling van **0,84 microgram/kg** worden gebruikt.

De **maximale waarden** (zoals vastgesteld in het kader van het Besluit bodemkwaliteit bij diffuse bodemverontreiniging) staan voor een ‘duurzame kwaliteit’ van de bodem bij een bepaalde bodemfunctie. De bodem moet *blijvend geschikt* zijn voor de betreffende functie (zie ook paragraaf 5.3.2). Hiervoor is het wél logisch om rekening te houden met een normale achtergrondblootstelling. Voor sommige stoffen geldt dat de achtergrondblootstelling in belangrijke mate het MTR al opvult of zelfs overschrijdt. Als men hier volledig rekening mee houdt mag de bodem niet of nauwelijks meer aan de blootstelling bijdragen. De bodem moet dan dus heel schoon zijn om aan de maximale waarden te voldoen. Maatregelen om de blootstelling terug te dringen, moeten zich in dat geval ook richten op die andere bronnen. Om bij een hoge achtergrondbelasting toch bodemnormen

te kunnen stellen is er beleidsmatig voor gekozen om bij die stoffen 50% van het MTR beschikbaar te houden voor blootstelling vanuit de bodem. De stoffen waarvan de achtergrondblootstelling hoger is dan 50% van het MTR zijn:

- lood (achtergrondblootstelling vult MTR voor 55% op voor kinderen van 1-4 jaar)³
- zink (60%)
- PCB's (100%)
- alifaten EC8-EC16 (550%)
- thiocynaat (670%) (thiocynaat komt van nature voor in bepaald voedsel)
- ftalaten (125–225%), vooral als gevolg van ftalaten die vrijkomen uit kunststof verpakkingen voor voedsel en opname van ftalaten uit cosmetische producten als tandpasta en zeep
- mogelijk γ -HCH (gamma-hexachloorcyclohexaan): de achtergrondblootstelling is < 0,03 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag en het MTR is 0,04 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag. Het is dus niet duidelijk in hoeverre de achtergrondblootstelling het MTR opvult.

Ook voor enkele stoffen waarvan het MTR niet in 2001 is geëvalueerd, geldt dat de achtergrondblootstelling mogelijk hoger is dan 50%. Dit geldt bijvoorbeeld voor beryllium, vanadium en tributyltin oxide (Dirven-van Breemen et al. 2007, VROM 2008a).

3.3 Risicogroepen en gevoelige situaties

Kleine kinderen kunnen extra gevoelig zijn voor bodemverontreiniging omdat zij nog in de groei zijn en een relatief laag lichaamsgewicht hebben. Door hand-mondcontact kunnen kleine kinderen (0-6 jaar) intensiever met bodemverontreiniging in aanraking komen. Dit betekent dat kinderen doorgaans een hogere dosis van een bodemverontreinigende stof binnenkrijgen dan volwassenen. Dit is met name bij loodverontreiniging van belang omdat lood nadelige effecten heeft op de cognitieve ontwikkeling van kinderen.

Mensen met een (uitgebreide) moestuin kunnen bij bodemverontreiniging meer risico lopen als zij vaker en meer groenten uit de tuin consumeren. Ook mensen met kleinvee, waarvan de producten (eieren, melk) voor eigen consumptie zijn bedoeld en mensen met een eigen drinkwaterput kunnen in sommige gevallen meer risico lopen bij bodemverontreiniging. Deze blootstellingsroutes zijn niet opgenomen in het standaardscenario waar de interventiewaarde op is gebaseerd, maar kunnen in specifieke situaties wel gezondheidsrisico's opleveren.

In de Circulaire bodemsanering 2009 wordt vermeld dat er in enkele specifieke situaties bij gehalten onder de interventiewaarden ook sprake kan zijn van een geval van ernstige verontreiniging. Dit geldt voor 'moestuin/volkstuin' en voor 'laatsen waar vluchtige verbindingen aanwezig zijn in het grondwater in combinatie met hoge grondwaterstanden en/of in de onverzadigde bodem onder bebouwing' (VROM 2009).

³ In dit geval wordt uitgegaan van een achtergrondblootstelling van 2 microgram/m³. Zie ook opmerking in kader over achtergrondblootstelling aan lood.

4 Beoordeling gezondheidsrisico

4.1 Inleiding

De risico's van bodemverontreiniging voor de mens worden meestal berekend met modellen. Deze modellen berekenen de blootstelling per blootstellingsroute, zoals inname van grond, inademing van verontreinigde binnenlucht en het eten van verontreinigde gewassen. De modellen houden rekening met verschillende scenario's, bijvoorbeeld met kleine kinderen die grond binnenkrijgen tijdens het buitenspelen. Ook wordt (in beperkte mate) gekeken naar de samenstelling van de bodem, omdat die bepaalt in hoeverre stoffen uit de bodem beschikbaar komen. De rapporten over bodemonderzoeken leveren de locatiespecifieke parameters waarmee de risicobeoordeling kan worden uitgevoerd. Hierbij moet men zich realiseren dat de verontreinigingssituatie kan veranderen in de loop van de tijd, bijvoorbeeld door verspreiding van de verontreiniging. Ook zijn resultaten van bodemonderzoek niet altijd helemaal representatief voor de verontreinigingssituatie. Vooral bij de analyse van bodemonsters met organische verontreinigingen kan variatie in de meetresultaten optreden.

De spoedeisendheid van een sanering moet door het bevoegd gezag worden bepaald volgens het saneringscriterium, zoals staat beschreven in de Circulaire bodemsanering 2009 (VROM 2009). Er wordt daarbij een beoordeling gemaakt van de risico's voor de mens, de risico's voor het ecosysteem en het risico op verspreiding van de verontreiniging. Het stappenplan van de risicobeoordeling volgens het saneringscriterium staat in paragraaf 5.2.1.

De GGD kan onder meer door het bevoegd gezag, de gemeente (al dan niet als bevoegd gezag) of door burgers worden gevraagd om de humane risicobeoordeling te evalueren, om een aparte risicobeoordeling te maken of om te adviseren over aanvullende metingen. De GGD kan ook worden gevraagd het voorgenomen beleid van de gemeente voor de diffuse bodemkwaliteit (het toepassen van grond en baggerspecie) te beoordelen. In dat geval geldt een ander toetsingskader dan bij saneringslocaties. In paragraaf 5.3.2 staat dit verder beschreven. Voor meer informatie kan ook de Gezondheidseffectscreening Stad en Milieu 2008 worden geraadpleegd (Fast en van de Weerd 2008).

4.2 Bodemonderzoek

Er zijn verschillende soorten bodemonderzoeken. Ze verschillen in het doel waarvoor ze worden uitgevoerd.

Vooronderzoek / historisch onderzoek: De basis voor elk bodemonderzoek is het vooronderzoek of historisch onderzoek. Hierin worden de relevante historische gegevens, bodemgegevens, grondwatergegevens en overige locatiegegevens uitgezocht. Dit onderzoek wordt uitgevoerd om vast te stellen of de locatie verdacht is voor bodemverontreiniging. Er wordt onderzocht of er in het verleden vervuilende activiteiten hebben plaatsgevonden. Het onderzoek wordt uitgevoerd met behulp van gegevens uit (gemeente)archieven, luchtfoto's en kadastrale kaarten. Bij een historisch onderzoek wordt vaak wel een locatiebezoek met terreininspectie uitgevoerd. Soms wordt ook een boring geplaatst die zintuiglijk wordt beoordeeld. Er vindt echter geen chemisch-analytisch onderzoek plaats. De NEN (Nederlandse Norm) 5725:2009 is een leidraad voor de uitvoering van het vooronderzoek (NEN 2009).

Verkenkend / oriënterend onderzoek: Het verkennend onderzoek geeft een eerste beeld van de bodemkwaliteit van een locatie. Met een geringe inspanning kan worden vastgesteld of op een bepaalde locatie sprake is van bodemverontreiniging. Op de locatie worden monsters van de grond en het grondwater genomen en geanalyseerd op verschillende stoffen. Hiervoor worden standaard analysepakketten gebruikt. Deze worden uitgebreid als daar aanleiding voor is, bijvoorbeeld op basis van het historisch onderzoek. Meer informatie over het stoffenpakket is te vinden op de website van de Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer (SIKB) (<http://www.sikb.nl/> > keuzemenu stoffenpakket).

In veel gevallen wordt een verkennend onderzoek uitgevoerd ten behoeve van de aanvraag van een bouwvergunning of bij aan- of verkoop van onroerend goed. In bepaalde gevallen wordt het verkennend onderzoek toegepast om de huidige bodemkwaliteit vast te stellen als referentieniveau (nulsituatieonderzoek).

Het oriënterend onderzoek is een specifieke vorm van verkennend onderzoek. Het is het eerste daadwerkelijke bodemonderzoek op verdachte locaties. Het oriënterend onderzoek beantwoordt de vraag of er sprake is van (ernstige) bodemverontreiniging, geeft een indruk van de ruimtelijke verdeling daarvan en geeft uitsluitel of vervolgonderzoek noodzakelijk is.

De onderzoeksstrategie bij verkennend of oriënterend onderzoek staat beschreven in de NEN 5740:2009. De norm is van toepassing op verkennend bodemonderzoek op zowel onverdachte als verdachte locaties (NEN 2009b). Boven de tussenwaarde moet in principe nader onderzoek worden uitgevoerd, omdat dan het vermoeden van ernstige bodemverontreiniging bestaat. In 2008 is de tussenwaarde gewijzigd. Het was het gemiddelde van streef- en interventiewaarden voor grond, maar is vervangen door het gemiddelde van de achtergrondwaarden en de interventiewaarden voor grond. Voor grondwater is de tussenwaarde ongewijzigd gebleven: het gemiddelde van streef- en interventiewaarden voor grondwater (SenterNovem 2008a).

Nader onderzoek: Wanneer op basis van het verkennend of oriënterend onderzoek het vermoeden bestaat dat de bodem (ernstig) verontreinigd is, volgt het nader onderzoek. Dit onderzoek geeft informatie over de volgende aspecten:

- Aard, concentraties en ruimtelijke omvang van verontreiniging(en). De omvang van de verontreiniging wordt verder in kaart gebracht (in horizontale en in verticale richting). De kern van de verontreiniging wordt bepaald en tot waar de stoffen verhoogd voorkomen (interventiewaarde contour). Op basis hiervan wordt aangegeven of de verontreiniging ernstig is en of er een saneringsnoodzaak is.
- De spoedeisendheid van sanering. In dit deel van het onderzoek wordt nagegaan welke risico's er zijn (humaan, ecologisch en verspreiding). Op basis hiervan wordt bepaald of sanering van de bodemverontreiniging spoedeisend is.

De opzet van het nader onderzoek is beschreven in een algemeen protocol en een richtlijn voor specifieke situaties (Lamé en Bosman 1993, Van der Gaast 1995). Het Nederlands Normalisatie instituut (NEN) is eind 2008 gestart met het ontwikkelen van 'NTA 5755 Nader Onderzoek'. Deze NTA (Nederlandse Technische Afspraak) gaat onderzoeksstrategieën beschrijven voor het uitvoeren van nader onderzoek van de landbodem. Het doel van NTA 5755 Nader Onderzoek is het moderniseren, samenvoegen en aanvullen van bestaande richtlijnen en protocollen voor het uitvoeren van nader onderzoek. De verwachting is dat de NTA eind 2009 wordt gepubliceerd (NEN 2008).

4.3 Modellen en instrumenten

CSOIL

Het model CSOIL, ontwikkeld door het RIVM, berekent de risico's voor de mens die aan verontreiniging in de bodem wordt blootgesteld. Het model berekent ook het maximale gehalte van een verontreiniging in de bodem die veilig is voor de mens (risicogrenswaarde_{humanaan} of SRC_{human}) (zie ook paragraaf 4.5). Deze risicogrenswaarde bepaalt mede de interventiewaarde. De interventiewaarde wordt vastgesteld op basis van de risicogrenswaarde voor de mens en de risicogrenswaarde voor het ecosysteem (SRC_{eco}): de laagste van deze twee geldt als interventiewaarde.

In CSOIL kunnen alleen gehalten in *grond* worden ingevoerd, geen *grondwaterconcentraties*. Dit laatste kan wel in het instrument Sanscrit (zie verderop in deze paragraaf). Voor de afleiding van risico's van bodemverontreiniging voor de mens maken zowel de Risicotoolbox Bodem (paragraaf 5.3.4) als Sanscrit gebruik van het CSOIL-formulair.

In RIVM-rapport 711701054 wordt het CSOIL-model beschreven. In dat rapport zijn ook de defaultwaarden te vinden die in het model worden gebruikt (Brand et al. 2007).

CSOIL is op verzoek beschikbaar via www.rivm.nl/milieuportaal (Bodem > modellen > CSOIL). Omdat CSOIL2000 alleen de risico's voor de mens berekent, is het model niet bedoeld als beslismodel voor bodemsanering (saneringscriterium). Hiervoor is Sanscrit ontwikkeld.

In CSOIL worden zeven scenario's onderscheiden:

1. Wonen met tuin: dit bodemgebruik is de basis voor de interventiewaarde, daarom wordt het ook wel het 'standaard bodemgebruik' genoemd. In dit scenario zijn alle blootstellingsroutes mogelijk en er is een beperkte gewasconsumptie (10%) opgenomen.
2. Plaatsen waar kinderen spelen: dit bodemgebruik omvat alle plaatsen die kinderen vaak gebruiken, zoals speelplaatsen, speelveldjes en grond rond scholen en kinderdagverblijven. Voor volwassenen en kinderen is de ingestie van grond gelijk aan het scenario 'wonen met tuin'. Alle blootstellingsroutes zijn opgenomen (zowel binnens- als buitenshuis), behalve de consumptie van gewassen.
3. Moestuinen en volkstuinten: dit bodemgebruik heeft dezelfde blootstellingsroutes als 'wonen met tuin', maar omvat ook een moestuin. Aangenomen wordt dat een belangrijk deel van de dagelijks gegeten bladgewassen (100%) en knolgewassen inclusief aardappels (50%) afkomstig zijn van de moestuin. Als richtlijn om 'volledig' als moestuin te kunnen dienen, geldt een minimale oppervlakte van circa 200 m² in gebruik als moestuin. Voor kleinere moestuinen en volkstuinten (minimaal circa 100 m² in gebruik als moestuin) is er de optie om te kiezen voor een lagere gewasconsumptie uit eigen tuin (50% bladgewassen en 25% knolgewassen). Bij woongebieden waar de tuinen klein zijn en ook worden gebruikt als siertuin, voor een terras of als speelplek kan worden uitgegaan van de bodemfunctie 'wonen met tuin'.
4. Landbouw: deze bodemfunctie heeft betrekking op de grond die wordt gebruikt voor de landbouwproductie. De boerderij en het erf vallen hier niet onder, deze vallen onder het scenario 'wonen met tuin', 'moestuinen en volkstuinten' of 'plaatsen waar kinderen spelen'.
5. Natuur: hierbij gaat het om natuurgebieden met extensief gebruik door mensen. Er wordt verondersteld dat mensen gemiddeld gedurende 1 uur per dag in een natuurgebied verblijven en dat het contact met de grond 20% is van het contact bij 'wonen met tuin'.
6. Groen met natuurwaarden: hierbij gaat het onder meer om recreatieve voorzieningen, zoals sportvelden en stadsparken. Het blootstellingsscenario is vergelijkbaar met dat van natuurgebieden.

Als er op bepaalde plekken sprake is van veel bodemcontact, moet voor die plekken een ander scenario worden gekozen, bijvoorbeeld ‘plaatsen waar kinderen spelen’.

7. Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie: Bij dit bodemgebruik gaat het bijvoorbeeld om siergroen in openbaar gebied, berm, groenstroken en taluds. Het blootstellingsscenario is vergelijkbaar met dat van natuurgebieden, maar houdt ook rekening met blootstelling binnenshuis (CSOIL2000, Brand et al. 2007, VROM 2008a).

VOLASOIL

VOLASOIL schat voor woningen en andere gebouwen de binnenluchtconcentraties die kunnen ontstaan door verontreiniging met vluchtige verbindingen. Dit type verontreiniging van bodem en grondwater kan zich voordoen in de omgeving van bijvoorbeeld benzinstations en chemische wasserijen. Om de risico's hiervan voor de mens te kunnen bepalen, zijn in het model verschillende scenario's beschikbaar waarmee op basis van de vervuilingsgraad van het grondwater de concentraties vluchtige stoffen in de binnenlucht worden berekend voor verschillende situaties. Op basis van de resultaten van de modelberekeningen kan worden besloten aanvullende (binnen)luchtmetingen te doen. Het VOLASOIL-model uit 1996 (versie 2.0) werkt met de standaard situatie ‘woning met kruipruimte’ en bevat nog de verouderde TCL's (Waitz et al. 1996). Het RIVM is bezig met verbetering van het VOLASOIL-model. De nieuwe versie is voor meer typen woningen bruikbaar, zoals woningen zonder kruipruimte of woningen met een kelder, en bevat de nieuwe MTR's en TCL's. Het is de bedoeling dat de modelconcepten van de nieuwe VOLASOIL-versie toegepast gaan worden in het beslissingsondersteunend instrument Sanscrit (Bakker et al. 2008).

Sanscrit

Sanscrit is het instrument dat is ontwikkeld voor de uitvoering van het saneringscriterium. Met Sanscrit wordt bepaald of het saneringscriterium wordt overschreden en er dus sprake is van onaanvaardbare risico's voor de mens, het ecosysteem of verspreiding. De systematiek van het saneringscriterium wordt met een geautomatiseerd stappenplan volledig doorlopen. De stappen zijn beschreven in de Circulaire bodemsanering 2009 en omvatten de bepaling van de ernst van een geval, de standaard-risicobeoordeling en, indien van toepassing, een uitgebreide beoordeling (zie ook paragraaf 5.2.1). Voor de beoordeling van humane risico's kunnen berekeningen worden uitgevoerd voor de zeven standaard bodemgebruikstypen volgens het CSOIL-formularium. Sanscrit is kosteloos te gebruiken via www.sanscrit.nl.

4.4 Relevante gegevens voor risicobeoordeling

Voor de beoordeling van mogelijke gezondheidsrisico's bij een bodemverontreiniging is het van belang om met de beschikbare informatie (meestal de bodemrapporten) een overzicht te krijgen van:

- De aanleiding van het onderzoek.
- De lokale situatie (plattegrond).
- De oorzaak van de verontreiniging.
- De eventuele verspreiding van de verontreiniging.
Grondwaterverontreiniging met mobiele stoffen kan zich gemakkelijk verspreiden met de grondwaterstroom. Verspreiding van niet-mobiele stoffen in de grond komt niet of nauwelijks voor (immobiele verontreiniging).
- Het gebruik en de bestemming van het gebied. Afhankelijk van de vraag kunnen hierbij zowel de situatie in het verleden als de huidige situatie en de situatie in de toekomst relevant zijn. Inspectie ter plaatse kan daarbij veel inzicht geven.
 - Bij een verontreiniging met **vluchtige stoffen** moet worden gelet op de aanwezigheid van:

- woningen of andere gevoelige bestemmingen, zoals scholen, kinderdagverblijven, zorginstellingen (vanwege de uitdamping naar verblijfsruimten of via kunststof waterleidingen naar drinkwater);
- tuinen (bij aanwezigheid van privé-drinkwaterputten).
- Bij een verontreiniging met **niet-vluchtige stoffen** moet worden gelet op de aanwezigheid van:
 - woningen met (moes)tuinen en/of privé-drinkwaterputten;
 - volkstuinten;
 - speeltuinen/recreatieterreinen/schoolpleinen waar kleine kinderen regelmatig spelen;
 - kleinvee dat (op niet-commerciële basis) voor consumptie is bestemd of waarvan de producten (eieren, melk) voor consumptie zijn bestemd.
- De voor de gezondheid relevante stoffen.
- De meest voorkomende - voor de gezondheid relevante - stoffen bij bodemverontreiniging zijn:
 - zware metalen (lood, cadmium);
 - organische verontreinigingen (PAK, bestrijdingsmiddelen zoals DDT);
 - vluchtige aromatische koolwaterstoffen (benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen);
 - vluchtige gechlloreerde koolwaterstoffen (tetrachlooretheen, trichlooretheen, cis-1,2-dichlooretheen, vinylchloride).
- De relevante aangetroffen gehalten van de betreffende stoffen (zie overzicht hieronder).
- De resultaten van de berekening met Sanscrit.
Hierbij moet onder meer worden gelet op welke (standaard)situaties zijn gebruikt en welke gehalten zijn ingevoerd.

Relevante gehalten grond- en grondwaterverontreiniging

Voor risicobeoordeling kunnen maximale en gemiddelde gehalten van de individuele monsters worden gebruikt. Vaak worden voor een eerste globale toetsing de hoogste gehalten gebruikt. Voor een meer realistische benadering van het actuele gezondheidsrisico worden de gemiddelde gehalten van de relevante monsters gebruikt. Er wordt daarbij onderscheid gemaakt in de verschillende gebruiksfuncties (tuinen, speelplaatsen, moestuin, openbaar groen). Van elk van die gebieden wordt het gemiddelde gehalte gebruikt. Voor het berekenen van het gemiddelde wordt gebruikgemaakt van alle aangetroffen gehalten in het relevante gebied, dus ook van de gehalten onder de tussenwaarde. Daarbij moet wel rekening worden gehouden met de ruimtelijke verdeling van de monsters over de locatie. Wanneer sprake blijkt te zijn van een ruimtelijke clustering van hoge gehalten, verdient het de voorkeur om dit deel apart te beoordelen. Hiermee wordt voorkomen dat een enkele hoge waarde op een relatief klein deel van het perceel (bijvoorbeeld op een smal paadje) leidt tot een onevenredig hoge gemiddelde waarde. Ook het omgekeerde kan voorkomen: dat enkele hoge waarden door veel lage waarden worden uitgemiddeld tot een onevenredig lage gemiddelde waarde.

Zowel mengmonsters als individuele bodemmonsters kunnen worden gebruikt voor risicobeoordeling. Voordeel van mengmonsters is dat ze meteen een soort gemiddelde geven van de aanwezige gehalten. Individuele bodemmonsters geven meer informatie over de plaats en verdeling van de verontreiniging.

Ingestie van grond

Voor het bepalen van het actuele risico door ingestie van grond wordt gekeken naar de toplaag. Meestal wordt hiervoor de bovenste 10-50 centimeter van de grond aangehouden. Het gaat met name om dat gedeelte van het perceel waar de gebruiker, en in het bijzonder kleine kinderen, frequent in contact kunnen komen met de bodem en bodemstof. Doorgaans wordt het onbedekte deel van de locatie als representatief beschouwd voor dit contact.

Soms kan ook voor een andere diepte worden gekozen, passend bij het actuele gebruik van de bodem. Voor een *nieuwe* situatie, waarbij normaal gebruik van de grond (inclusief graven) mogelijk moet zijn, wordt de bovenste 1 tot 1,5 meter aangehouden, afhankelijk van het gebruik van de bodem.

Gewasconsumptie

Voor een bestaande moestuin is meestal de bovenste 50 centimeter van de grond relevant (wortelzone). Voor een *nieuwe* situatie, waarbij naar een blijvend goede bodemkwaliteit wordt gestreefd, wordt de bovenste 1 tot 1,5 meter aangehouden. Daarbij wordt ervan uitgegaan dat het mogelijk moet zijn om in een moestuin te graven.

Uitdamping vluchtige stoffen

Voor risicobeoordeling worden bij voorkeur gebruikt:

- Concentraties in grondwater:
in de **bovenste 1,5 meter** van het grondwater
- **onder** gebouwen en/of
- **binnen circa 10 meter afstand** van gebouwen.
Dit geldt ook voor situaties waarbij de grondwaterspiegel (het eerste watervoerende pakket) zich op grotere diepte bevindt.

Opmerkingen:

- In de praktijk is het niet altijd mogelijk informatie te verkrijgen over concentraties in het grondwater onder gebouwen.
- Ook kennis over de aanwezigheid van een drijfslaag is relevant. Bij een drijfslaag is sprake van laag 'puur product' op het grondwater. Dit kan leiden tot risico's door uitdamping.
- Concentraties in grond of in bodemlucht:
boven de grondwaterspiegel
- **onder** gebouwen of
- **binnen circa 10 meter afstand** van gebouwen.

Permeatie van drinkwaterleidingen

Met name bij polyethyleen (PE-)leidingen kan het risico van permeatie bestaan. Dit risico bestaat in mindere mate bij andere kunststofleidingen. Concentraties in grond en grondwater dichtbij de drinkwaterleiding zijn in dit geval relevant. Vaak is niet duidelijk waar precies de leidingen liggen. In dat geval kan drinkwateronderzoek in overleg met het drinkwaterbedrijf duidelijkheid geven of permeatie optreedt (Lijzen et al. in prep.). In de praktijk komt het ook regelmatig voor dat uit voorzorg PE-leidingen worden vervangen door koperen leidingen of kunststofleidingen met een metaalcoating.

4.5 Risicogrenswaarden grond en grondwater

Grond

Het RIVM heeft in 2001 met het vernieuwde model CSOIL risicogrenswaarden voor de mens (SRC_{human}) afgeleid voor 'wonen met tuin' (Lijzen et al. 2001). Dit zijn de gehalten in grond waarboven mogelijk gezondheidsrisico's kunnen optreden. In CSOIL2000 werden deze waarden in het verleden ook wel *humaan-toxicologische Ernstige BodemVerontreiningsConcentratie* (hum-tox EBVC)

genoemd. De risicogrenswaarden kunnen worden afgeleid voor de verschillende scenario's die in CSOIL zijn opgenomen (paragraaf 4.3)

De risicogrenswaarden kunnen in een risicobeoordeling worden gebruikt als eerste globale toets om na te gaan of er mogelijk gezondheidsrisico's zijn. Wanneer de hoogste gehalten (worstcasebenadering) of de gemiddelde gehalten (meer realistische benadering) in grond ruim onder de risicogrenswaarden voor de mens zijn, dan zijn nadelige gevolgen voor de gezondheid niet te verwachten. Daarbij moet het actuele blootstellingsscenario uiteraard passen bij het scenario waarvoor de risicogrenswaarden zijn afgeleid. Zo nodig kan in CSOIL het standaardscenario worden aangepast aan de specifieke omstandigheden, waarvoor ook weer risicogrenswaarden kunnen worden berekend. In Bijlage 0 staat als voorbeeld een overzicht van de risicogrenswaarden in grond bij 'wonen met tuin'.

Grondwater

In 2001 zijn door het RIVM ook risicogrenswaarden voor grondwater afgeleid op basis van het evenwicht tussen de risicogrenswaarde in grond en de concentratie in poriewater (berekend in CSOIL) (Lijzen et al. 2001). Voor sommige stoffen, zoals de hogere fracties minerale olie en sommige PAK's, resulteert dit echter in (zeer) lage concentraties in poriewater en grondwater. Deze berekende concentraties zijn zo laag omdat deze stoffen heel weinig oplosbaar zijn. Bij het nemen van grondwatermonsters kan echter materiaal worden (mee)bemonsterd waar de slecht oplosbare stoffen aan vastzitten. Deze worden vervolgens meegenomen in de analyse. Het meetresultaat en de risicogrenswaarde zijn daardoor niet vergelijkbaar. De risicogrenswaarden kunnen voor deze stoffen dus niet worden gebruikt als (eerste) toets om het risico voor de gezondheid te beoordelen.

Voor (onder meer) PAK's kunnen in Sanscrit de actuele grondwaterconcentraties worden ingevoerd, waarna het programma de risico-indexen en combinatietoxiciteit berekent (zie ook paragraaf 4.7). Als eerste globale toets kan men voor fracties van minerale olie de 'maximale concentraties in drinkwater' gebruiken. Deze concentraties zijn door het RIVM afgeleid voor de directe consumptie van grondwater als drinkwater, bijvoorbeeld bij een eigen waterput (Lijzen et al. 2001). Bij minerale olie moet ook worden gekeken naar de toxiciteit van specifieke stoffen (BTEX, PAK, MTBE) die daar doorgaans een onderdeel van vormen (zie paragraaf 4.6.4).

Opmerking:

Zowel de Technische Commissie Bodem (TCB) als de Gezondheidsraad hebben kritische kanttekeningen geplaatst bij het CSOIL-model en bij de afleiding van risicogrenswaarden bodem (ook wel $MTR_{\text{humaaan, bodem}}$ of SRC_{humaaan} genoemd). Zij geven aan dat er beperkingen van het CSOIL-model zijn en doen voorstellen voor aanvullingen, waaronder het (vaker) meten in contactmedia (binnenlucht, gewassen). Meer informatie hierover is te vinden in de rapporten van de TCB en de Gezondheidsraad (TCB 2002, GR 2004). Bij de locatiespecifieke risicobeoordeling bestaat de mogelijkheid voor het meten in contactmedia, zie paragraaf 5.2.1, stap 3.

4.5.1 Correctie voor bodemtype

Het bodemtype heeft invloed op de blootstelling van de mens aan verontreiniging in de bodem. Een zandgrond staat een verontreiniging makkelijk af aan de omgeving, zoals aan gewassen, waardoor een hogere blootstelling via gewasconsumptie kan ontstaan. Kleigrond houdt de verontreiniging juist beter vast. Het bodemtype wordt gekarakteriseerd door het gehalte organisch stof (humus) en het gehalte lutum (kleideeltjes). De standaardbodem heeft een gehalte van 10% organisch stof (OS) en 25% lutum (L). Omdat toetsingswaarden, zoals interventiewaarden, zijn berekend voor de standaardbodem, moet

bij vergelijking van de actuele meetwaarden worden gecorrigeerd voor het actuele bodemtype (Fast en van de Weerdt 2008). Vaak worden in bodemrapporten de meetresultaten al gecorrigeerd voor het bodemtype weergegeven (als gehalte in standaardbodem). In dat geval kunnen de meetwaarden rechtstreeks worden vergeleken met de toetsingswaarden. Het kan ook zijn dat de meetresultaten *niet* gecorrigeerd worden weergegeven. In dat geval vindt nog een correctie plaats van de toetsingswaarden. In Bijlage 1 van de Circulaire bodemsanering 2009 staat de bodemtypecorrectie beschreven (VROM 2009). De wijze waarop bodemtypecorrectie wordt uitgevoerd is beleidsmatig vastgesteld. Risicoteknisch is er nog discussie over. Zo maakt bijvoorbeeld de pH geen deel uit van de bodemtypecorrectie, terwijl de pH wel van grote invloed is op de opname van onder andere metalen in de gewassen.

Bij de beoordeling van de risico's voor de mens geldt het volgende:

- Wanneer de belangrijkste blootstellingsroute **gewasconsumptie** of **inhalatie van binnenlucht** is, dan is de blootstelling aan *organische stoffen* gerelateerd aan het gehalte organisch stof van de grond. Bodemtypecorrectie is dan nodig. In Sanscrit kan het organisch stofgehalte worden ingevoerd. In CSOIL2000 kan voor het bodemtype worden gecorrigeerd door de fractie organisch koolstof aan te passen ($foc = 0,0058 * \% \text{ organisch stof}$).
- Wanneer de blootstelling voornamelijk via **ingestie van grond** plaatsvindt, dan is de blootstelling niet afhankelijk van het organisch stofgehalte van de grond en dan is geen bodemtypecorrectie nodig (Lijzen et al. in prep.).⁴

Opmerkingen:

- De pH van de bodem heeft grote invloed op de opname van onder andere metalen in gewassen, maar maakt geen deel uit van de bodemtypecorrectie zoals toegepast in CSOIL en beschreven in de Circulaire bodemsanering 2006. Reden daarvoor is dat de pH geen stabiele parameter is en kan veranderen binnen relatief korte tijd (Swartjes et al. 2007). De bodemtypecorrectie moet daarom worden gezien als een globale benadering van de werkelijkheid.
- Modelberekeningen geven een benadering van de werkelijkheid. Bij uitdamping van stoffen naar de binnenlucht of in situaties waar gewasconsumptie plaatsvindt, is het in veel gevallen aan te raden aanvullend onderzoek uit te laten voeren. Zo kan meer duidelijkheid worden gekregen over de werkelijke blootstelling (zie paragraaf 4.8). In de stapsgewijze aanpak zoals beschreven in de Circulaire bodemsanering 2009, wordt een locatiespecifieke meting alleen gedaan als uit voorgaande stappen blijkt dat er mogelijk risico's aanwezig zijn (zie paragraaf 5.2.1).

4.6 Specifieke verontreinigingen

4.6.1 Cyanide

In het model CSOIL is de risicobeoordeling van cyaniden gebaseerd op de aanname dat blootstelling aan cyaniden (cyaniden vrij, cyaniden complex en thiocyanaten) vrijwel geheel via gewasconsumptie

⁴ Het bodemtype heeft weliswaar invloed op de *biologische beschikbaarheid* van sommige stoffen, zoals lood, maar deze biobeschikbaarheid is niet zonder meer af te leiden uit het bodemtype. Om de biologische beschikbaarheid te bepalen is daarom nader onderzoek nodig, zie paragraaf 4.8.1.

plaatsvindt. Het blijkt echter dat cyaniden nauwelijks worden opgenomen in planten. En als ze worden opgenomen, dan worden ze waarschijnlijk omgezet in niet-toxische verbindingen. Blootstelling kan wel plaatsvinden via inhalatie van vrij cyanide in de buitenlucht of door ingestie van ferrohexacyanide of thiocynaat in grondwater. Een betrouwbare relatie tussen CN-verbindingen in de grond en HCN (blauwzuurgas) in de lucht is echter niet bekend. Mede daarom heeft het RIVM geen risicogrenswaarde voor cyaniden afgeleid. Om de risico's van cyaniden te beoordelen kunnen de volgende mogelijkheden in overweging worden genomen:

- Direct meten van concentratie HCN in buitenlucht en/of bodemlucht en deze toetsen aan de TCL ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$).
- Een beoordeling op basis van de acute toxiciteit: voor kinderen die 5 gram grond per dag eten zouden de volgende maximale gehalten in grond gelden:
 - vrij cyanide = 150 mg CN/kg
 - complex cyanide = 4800 mg CN/kg
 - thiocynaat = 15 mg CN /kg
- Het meten van de concentratie in poriewater en deze toetsen aan de risicogrenswaarde voor grondwater die gebaseerd is op de consumptie van ongezuiverd grondwater ($75 \mu\text{g}/\text{l}$ CN-totaal) (Lijzen et al. 2001, Köster 2001, Lijzen en Köster 2002).

4.6.2 Kwik

Kwik komt van nature in de bodem voor. Verhoogde kwikgehalten in de bodem kunnen voorkomen in de uiterwaarden van de grote rivieren, havenslibpolders, bloembollengebieden (door gebruik van kwikhoudende fungiciden in het verleden) en in sommige gebieden bestemd voor de verbouwing van land- en tuinbouwgewassen (aardappelteelt). Als kwik in de bodem zit, is het over het algemeen gebonden aan bodemdeeltjes. Meestal is bij bodemverontreiniging met kwik sprake van een verontreiniging met *anorganisch* kwik. Het voorkomen van *organisch* kwik in de landbodem is niet gebruikelijk (Slooff et al. 1994, VROM 2008a).

Bij de risicobeoordeling moet strikt genomen een onderscheid worden gemaakt tussen organisch en anorganisch kwik, omdat er een groot verschil is in toxiciteit tussen de beide verbindingen. Er zijn ook verschillende MTR's afgeleid voor organisch en anorganisch kwik. Er zijn echter geen fysisch-chemische gegevens voor organisch kwik beschikbaar, daarom is alleen een risicogrenswaarde bodem voor anorganisch kwik afgeleid (Lijzen et al. 2001). In de praktijk zal de risicobeoordeling van kwik in de bodem dus meestal zijn gebaseerd op de risico's van anorganisch kwik.

4.6.3 Lood

Het belangrijkste verschil van lood met andere stoffen is dat de risicogrenzen van lood zijn gebaseerd op het risico voor kinderen. Kinderen zijn veel gevoeliger voor lood en zij nemen lood ook efficiënter op dan volwassenen.

Humane biobeschikbaarheid

Een andere belangrijke factor bij lood is de humane biobeschikbaarheid van lood in grond. Humane biobeschikbaarheid is de mate waarin een stof beschikbaar komt in het lichaam. De humane biobeschikbaarheid van lood in grond is in veel gevallen waarschijnlijk lager dan die in de toxicologische studies waar het MTR op is gebaseerd. Dit is vooral van belang in de grote steden die te maken hebben met een grootschalige diffuse loodverontreiniging met vaak hoge gehalten lood (stedelijke ophooglagen). In paragraaf 4.8.1 staat meer informatie over (onderzoek naar) de humane biobeschikbaarheid.

Vanwege onzekerheid over de mate van humane biobeschikbaarheid van lood in grond blijft de huidige interventiewaarde voor standaardbodem en het scenario 'wonen met tuin' vooralsnog op 530 mg/kg staan, waarbij standaard wordt uitgegaan van een relatieve biobeschikbaarheidsfactor van lood uit bodem van 0,74. Voor stedelijke ophooglagen met een historische loodverontreiniging, toemaakdekken (bodem met een organisch stofgehalte van minimaal 20% en een historische loodverontreiniging) en hiermee vergelijkbare bodem waarvan kan worden aangetoond dat de loodverontreiniging een lage relatieve humane biobeschikbaarheid heeft, kan volgens de Circulaire bodemsanering 2009 een lagere relatieve biobeschikbaarheidsfactor van 0,4 worden toegepast. De factor van 0,4 is een voorlopige beleidskeuze (VROM 2009).

Lood in bloed

Bij grote onduidelijkheid of bij specifieke verzoeken van ouders kunnen eventueel ook metingen worden overwogen van de concentratie lood in bloed bij kinderen. In het algemeen is men hiermee terughoudend, onder andere vanwege de belasting van het bloedprikken voor kinderen. De afname van het bloed moet met niet-loodhoudend materiaal (naalden, buizen) worden uitgevoerd. Er moet worden nagegaan of andere bronnen van loodblootstelling (bijvoorbeeld loden waterleidingen) aanwezig zijn. Als blijkt dat de concentratie lood in het bloed is verhoogd, moet de blootstelling aan de bron(nen) zoveel mogelijk worden opgeheven. Voor toetsing van de concentratie lood in bloed zijn de volgende punten van belang:

- Bij het huidige MTR voor lood zal de concentratie lood in bloed niet boven 50 µg/l uitkomen (Baars et al. 2001).
- De huidige richtwaarde voor lood in bloed is 100 µg/l maar er zijn steeds meer aanwijzingen dat er geen drempelwaarde is voor gezondheidseffecten door lood. Ook bij concentraties lood in bloed lager dan 50 µg/l zijn nadelige effecten gevonden op de cognitieve ontwikkeling van kinderen.
- De gemeten concentratie lood in bloed kan ook worden vergeleken met waarden uit Nederlands onderzoek naar loodgehalten in bloed bij kinderen. Er zijn in Nederland verschillende onderzoeken gedaan naar de loodgehalten in het bloed bij kinderen. Het laatste onderzoek uit 2005 in een aantal wijken van Rotterdam, laat zien dat de waarden sinds 1992 flink zijn gedaald, net zoals er in 1992 een daling was ten opzichte van 1981. In 2005 werden in Rotterdam de volgende waarden voor lood in bloed bij kinderen gevonden:
 - Mediaan: 18,1 µg/l
 - Bereik: 5,2 - 103,1 µg/l
 - 25-percentiel: 13,7 µg/l
 - 75-percentiel: 24,9 µg/l (Peeters 2006, Peeters et al. 2009).

Deze waarden kunnen worden gezien als referentiewaarden voor kinderen in stedelijk gebied.

De belangrijkste bronnen van lood in het verleden waren het lood in de lucht (door loodhoudende brandstoffen van het verkeer) en het lood in het drinkwater (door de aanwezigheid van loden drinkwaterleidingen). Deze bronnen zijn sterk afgenomen. Daardoor neemt de relatieve bijdrage van lood via ingestie van grond toe. De resultaten van het Rotterdamse onderzoek uit 2005 wijzen erop dat een bodemverontreiniging met lood een significante bijdrage levert aan de concentratie lood in bloed. De loodconcentratie in bloed zou met 12% toenemen bij een toename van 100 mg/kg lood in de bodem. De onderzoekers concluderen dat in Rotterdam de bodem een beperkte invloed heeft op de concentratie lood in bloed (Peeters 2006, Peeters en Wijn 2007, Peeters et al. 2009). Hierbij moet worden opgemerkt dat de relatie is afgeleid voor situaties met relatief lage gemiddelde loodgehalten in de grond (100-250 mg/kg). Het is niet bekend of de relatie ook geldt voor situaties met hogere

loodgehalten in de grond. Voor meer zekerheid over de relatie tussen het gehalte lood in bodem en concentratie lood in bloed is meer onderzoek nodig.

4.6.4 Minerale olie

De interventiewaarde voor minerale olie is 5000 mg/kg. Dit geldt voor de som van de C10-C40 petroleum koolwaterstoffen en is niet gebaseerd op een werkelijk risico. Minerale olie kan meer dan 1000 verschillende bestanddelen bevatten. Toxicologische gegevens zijn er maar voor een klein gedeelte van de bestanddelen. In 2001 zijn voor 10 verschillende fracties alifatische en aromatische koolwaterstoffen risicogrenswaarden afgeleid (SRC_{human}). Daaruit blijkt dat met name de alifatische fracties tot EC12 en de aromatische fracties tot EC16 relevant zijn voor de gezondheidsrisico's (Lijzen et al. 2001, Lijzen et al. in prep., SKB 2007). Voor een goede risicobeoordeling zou men moeten beschikken over analyseresultaten van de 10 verschillende fracties. Vervolgens kan de combinatietoxiciteit worden beoordeeld door het gebruik van risico-indexen (zie paragraaf 4.7). De bepaling van deze 10 fracties valt echter niet binnen het standaardbodemonderzoek. In de praktijk zijn dus meestal geen analyses van de 10 fracties beschikbaar en is de fractiebenadering voor risicobeoordeling niet mogelijk.

Bij de risicobeoordeling van minerale olie is het ook van belang te beschikken over analyses van gehalten BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen) en PAK's (Lijzen et al. in prep.). Deze zijn doorgaans wel beschikbaar. Vooralsnog zal in de praktijk de risicobeoordeling van minerale olie dus vooral zijn gebaseerd op de analyseresultaten van BTEX en PAK's.

Er zijn door het RIVM in 2001 ook risicogrenswaarden voor minerale olie in *grondwater* afgeleid. Voor de hogere fracties resulteren deze in (zeer) lage concentraties omdat deze stoffen heel weinig oplosbaar zijn. Bij het nemen van grondwatermonsters kan echter materiaal worden (mee)bemonsterd waar de slecht oplosbare stoffen aan vastzitten. Deze worden vervolgens meegenomen in de analyse. Het meetresultaat en de risicogrenswaarde zijn daardoor niet vergelijkbaar. De risicogrenswaarden kunnen voor deze stoffen dus niet worden gebruikt als (eerste) toets om het risico voor de gezondheid te beoordelen (zie ook paragraaf 4.5).

4.6.5 PCB's, dioxinen en bestrijdingsmiddelen

PCB's, dioxinen en bestrijdingsmiddelen worden tegenwoordig standaard bij bodemonderzoek geanalyseerd. In het verleden werd de EOX-bepaling (EOX: extraheerbare organische halogeenverbinding) als relatief goedkope methode gebruikt om een indruk te krijgen van het al of niet aanwezig zijn van deze groep van verbindingen. Bij een hoog EOX-gehalte (≥ 3 mg/kg) moest verdere analyse van de organohalogenverbindingen plaatsvinden. Ook natuurlijke organochloorverbindingen uit bijvoorbeeld organische stof in de bodem kunnen het EOX-gehalte beïnvloeden.

Voor PCB's, dioxinen en bestrijdingsmiddelen zijn risicogrenswaarden afgeleid (zie paragraaf 4.5 en Bijlage 0). De gezondheidsrisico's kunnen ook met het CSOIL-model worden beoordeeld, waarbij de locatiespecifieke parameters worden ingevoerd (zie paragraaf 4.3).

4.6.6 VOCl

Vluchtige organochloorverbindingen (VOCl) zoals trichlooretheen (TRI) en tetrachlooretheen (PER) worden als oplosmiddel en ontvettingsmiddel gebruikt. Wanneer deze stoffen in de bodem worden aangetroffen zijn ze vaak afkomstig van installaties voor het reinigen van textiel (chemische wasserijen) en voor het reinigen en ontvetten van metalen. VOCl zijn vluchtig en goed oplosbaar in water. Daardoor kan de verontreiniging makkelijk uitdampen en kan het zich gemakkelijk verspreiden via het grondwater.

Onder bepaalde omstandigheden kunnen TRI en PER afbreken, waardoor andere vluchtige stoffen ontstaan, zoals 1,2-cis-dichlooretheen en vinylchloride. Deze zijn meer mobiel en meer toxisch. Vinylchloride is een kankerverwekkende stof (IARC classificatie groep 1: bewezen carcinogeen voor mensen) en heeft een lage TCL (3,6 µg/m³). 1,2-cis-dichlooretheen en vinylchloride kunnen in de bodem verder worden afgebroken. Door afbraak in de bodem kunnen onder geschikte bodemomstandigheden uiteindelijk alle VOCl verdwijnen. De snelheid waarmee dat gebeurt, is afhankelijk van de bodemeigenschappen, maar kan vele jaren duren.

Bij het beoordelen van het risico voor de gezondheid is vooral de uitdamping van VOCl naar de binnenlucht van belang. VOCl kunnen ook door PE-leidingen heendringen en daarmee de kwaliteit van het drinkwater beïnvloeden. Maar vergeleken met uitdamping naar de woning zal de blootstelling via drinkwater meestal gering zijn.

4.7 Combinatietoxiciteit

Wanneer verschillende stoffen aanwezig zijn, dan is het mogelijk dat voor geen van de individuele stoffen onaanvaardbare risico's aanwezig zijn, maar dat de gelijktijdige blootstelling aan meerdere stoffen die tot dezelfde stofgroep horen wel onaanvaardbare risico's oplevert. De toetsing op combinatietoxiciteit wordt in Sanscrit automatisch toegepast. Het uitgangspunt bij combinatietoxicologie is dat bij stoffen met een overeenkomstig werkingsmechanisme, zonder dat ze elkaar beïnvloeden, sprake is van additie (optelling). Dit komt vooral voor binnen stofgroepen. Er zijn globaal twee manieren om dit te berekenen: de TEF-benadering en het gebruik maken van risico-indexen. Beide benaderingen worden in Sanscrit gebruikt.

De **TEF-benadering**: gebruikmaken van Toxiciteit Equivalentie Factoren. Om de toxiciteit van het mengsel te bepalen wordt de toxiciteit van de meest toxische verbinding in de groep op 1 gesteld. De relatieve toxiciteit (relatieve potentie) van de andere verbindingen wordt als fractie uitgedrukt ten opzichte van de meest toxische verbinding. Hiervoor worden de Toxiciteit Equivalentie Factoren gebruikt. Door van elke verbinding de dosis te vermenigvuldigen met de TEF en deze vervolgens voor alle stoffen bij elkaar op te tellen, wordt de totale toxiciteit van het mengsel verkregen, uitgedrukt als toxiciteitsequivalent (TEQ). De norm waaraan wordt getoetst wordt ook uitgedrukt in de TEQ-eenheid. De TEQ van het mengsel wordt vervolgens getoetst aan de toegestane hoeveelheid TEQ (TCB 2007, Lijzen et al. in prep.).

Dit wordt bijvoorbeeld toegepast bij dioxinen. Voor de meest toxische dioxine TCDD (2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxin) is de TEF op 1 gezet. De andere dioxinen hebben een TEF evenredig met hun toxische werking ten opzichte van TCDD (Lijzen et al. in prep.). In 2005 zijn de TEF voor dioxinen door de WHO geëvalueerd en deels aangepast. In Figuur 2 staan de oude en nieuwe WHO-TEF-waarden weergegeven (Van den Berg et al. 2006).

Ook voor PAK's zijn TEF (of B(a)P-equivalenten) opgesteld. Benzo(a)pyreen is de meest carcinogene PAK en heeft een TEF van 1. De andere PAK's hebben een TEF evenredig met hun carcinogene werking ten opzichte van benzo(a)pyreen, zie Tabel 1.

TABLE 1
Summary of WHO 1998 and WHO 2005 TEF Values

Compound	WHO 1998 TEF	WHO 2005 TEF
Chlorinated dibenzo- <i>p</i> -dioxins		
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01
OCDD	0.0001	0.0003
Chlorinated dibenzofurans		
2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.05	0.03
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5	0.3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01
OCDF	0.0001	0.0003
Non- <i>ortho</i> -substituted PCBs		
3,3',4,4'-tetraCB (PCB 77)	0.0001	0.0001
3,4,4',5-tetraCB (PCB 81)	0.0001	0.0003
3,3',4,4',5-pentaCB (PCB 126)	0.1	0.1
3,3',4,4',5,5'-hexaCB (PCB 169)	0.01	0.03
Mono- <i>ortho</i> -substituted PCBs		
2,3,3',4,4'-pentaCB (PCB 105)	0.0001	0.00003
2,3,4,4',5-pentaCB (PCB 114)	0.0005	0.00003
2,3',4,4',5-pentaCB (PCB 118)	0.0001	0.00003
2',3,4,4',5-pentaCB (PCB 123)	0.0001	0.00003
2,3,3',4,4',5-hexaCB (PCB 156)	0.0005	0.00003
2,3,3',4,4',5'-hexaCB (PCB 157)	0.0005	0.00003
2,3',4,4',5,5'-hexaCB (PCB 167)	0.00001	0.00003
2,3,3',4,4',5,5'-heptaCB (PCB 189)	0.0001	0.00003

Bold values indicate a change in TEF value.

Figuur 2 Overzicht WHO-TEF waarden (Van den Berg et al. 2006)

Tabel 1 Carcinogene potentie PAK's (Baars et al. 2001)

	Carcinogene potentie: TEF of B(a)P-equivalenten
Acenaphtene	0,001
Acenaphtylene	0,01
Benz[a]anthracene	0,1
Benzo[b]fluoroanthene	0,1
Benzo[j]fluoroanthene	0,1
Benzo[k]fluoroanthene	0,1
Benzo(a)pyrene	1
Chrysene	0,01
Dibenz[a,h]anthracene	1,0
Fluoroanthene	0,01
Indeno[1,2,3-c,d]pyrene	0,1
Phenanthrene	<0,001
Pyrene	0,001

Fictief voorbeeld van een berekening met TEF:

Bodemverontreiniging met
 0,001 mg/kg d.s. 2,3,7,8-TCDD
 0,001 mg/kg d.s. OCDD
 0,001 mg/kg d.s. PCB169

Volgens CSOIL2000 leidt de verontreiniging bij het scenario 'Wonen met tuin' tot een blootstelling van

$1,27 \cdot 10^{-8}$ mg 2,3,7,8-TCDD/kg lichaamsgewicht/dag

$1,23 \cdot 10^{-8}$ mg OCDD/kg lichaamsgewicht/dag

$1,54 \cdot 10^{-8}$ mg PCB169 /kg lichaamsgewicht/dag

De som-dosis is de optelsom van de individuele doses vermenigvuldigd met de TEF:

$$D_{\text{som}} = D_{2,3,7,8\text{-TCDD}} \cdot \text{TEF}_{2,3,7,8\text{-TCDD}} + D_{\text{OCDD}} \cdot \text{TEF}_{\text{OCDD}} + D_{\text{PCB169}} \cdot \text{TEF}_{\text{PCB169}} =$$

$$(1,27 \cdot 10^{-8} \cdot 1) + (1,23 \cdot 10^{-8} \cdot 0,0003) + (1,54 \cdot 10^{-8} \cdot 0,03) =$$

$$1,27 \cdot 10^{-8} + 3,69 \cdot 10^{-12} + 4,62 \cdot 10^{-10} = 1,3 \cdot 10^{-8}$$

Deze waarde wordt getoetst aan het MTR van TCDD = $2 \cdot 10^{-9}$ mg/kg/dag

In dit geval wordt het MTR dus met een factor 6,5 overschreden ($1,3 \cdot 10^{-8}$ gedeeld door $2 \cdot 10^{-9}$)

Gebruikmaken van risico-indexen: Hierbij worden de concentraties per individuele stof gedeeld door de norm van die stof (bijvoorbeeld het MTR), zodat een fractie (risico-index RI) wordt berekend van de norm. Deze fracties worden voor het mengsel bij elkaar opgeteld en getoetst aan de relatieve norm, die op 1 is gesteld. Deze relatieve norm mag niet worden overschreden. Wanneer de RI groter is dan 1, dan is de (berekende) blootstelling hoger dan het MTR en is er sprake van een gezondheidsrisico.

In Sanscrit worden ook voor stoffen met een carcinogene werking de risico-indexen bij elkaar opgeteld. Een carcinogene stof kan dus zowel meetellen in de risicosom van een stofgroep als in de risicosom van carcinogene stoffen. Het gaat bij carcinogene stoffen om een optelling van kansen op het krijgen van kanker. Er wordt daarbij géén onderscheid gemaakt in het type kanker (TCB 2007, Lijzen et al. in prep.).

Fictief voorbeeld van een berekening met risico-indexen:

Bodemverontreiniging met
 1 mg/kg d.s. PCB28
 1 mg/kg d.s. PCB52
 1 mg/kg d.s. PCB100

Volgens Sanscrit leidt de verontreiniging bij het scenario 'wonen met tuin' tot een blootstelling van
 $1,43 \cdot 10^{-6}$ mg PCB28/kg lichaamsgewicht/dag
 $3,54 \cdot 10^{-6}$ mg PCB52/kg lichaamsgewicht/dag
 $1,63 \cdot 10^{-6}$ mg PCB101/kg lichaamsgewicht/dag

De Risicoindex (RI) per stof wordt berekend:
 $\text{Dosis}_{\text{PCB28}} / \text{MTR}_{\text{PCB28}} = 1,43 \cdot 10^{-6} / 10^{-5} = 0,143$
 $\text{Dosis}_{\text{PCB52}} / \text{MTR}_{\text{PCB52}} = 3,54 \cdot 10^{-6} / 10^{-5} = 0,354$
 $\text{Dosis}_{\text{PCB101}} / \text{MTR}_{\text{PCB101}} = 1,63 \cdot 10^{-6} / 10^{-5} = 0,163$

Als $RI_a + RI_b + RI_c \leq 1$, dan zijn geen nadelige gezondheidseffecten te verwachten.
 Als $RI_a + RI_b + RI_c > 1$, dan zijn mogelijk wel nadelige gezondheidseffecten te verwachten.

In dit geval: $0,143 + 0,354 + 0,163 = 0,66$

Er zijn in dit geval geen nadelige gezondheidseffecten te verwachten.

Deze benadering geldt ook voor carcinogene stoffen: de risico's op kanker worden opgeteld, waarbij er géén onderscheid wordt gemaakt naar het type kanker.

Stofgroepen waarvoor in Sanscrit de combinatietoxiciteit wordt bepaald zijn onder andere:

- Dioxinen en dioxineachtige PCB's
- Indicator PCB's
- PAK's
- Drins: aldrin, endrin, dieldrin
- DDD, DDT, DDE
- Ftalaten
- Chloorfenolen
- Vluchtige organische stoffen: -tolueen, ethylbenzeen, xyleen
 - cresolen
 - dihydroxybenzenen
- Vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen

4.8 Aanvullend onderzoek

4.8.1 Humane biobeschikbaarheid

De normstelling voor de blootstelling (MTR-humaan) is vaak gebaseerd op experimenten waarbij blootstelling plaatsvindt via voedsel. Bij bodemverontreiniging kan zowel blootstelling plaatsvinden via voedsel (gewasconsumptie uit eigen tuin), als via directe inname van grond. Voor de bodemnormstelling is tot voor kort aangenomen dat de humane biobeschikbaarheid van verontreiniging in bodemmateriaal gelijk is aan de humane biobeschikbaarheid uit voedsel. Er is daarom een ‘relatieve biobeschikbaarheidsfactor’ van 1 gehanteerd. Voor specifieke situaties is soms duidelijk dat de verontreiniging veel sterker is gebonden aan het bodemmateriaal dan in voedsel. De relatieve biobeschikbaarheidsfactor kan in een dergelijke situatie lager zijn dan 1. De opname van verontreinigingen uit het bodemmateriaal is dan dus lager dan de opname uit voedsel en water (waarop het MTR-humaan is gebaseerd). Bij het hanteren van een relatieve biobeschikbaarheidsfactor van 1 in een dergelijke situatie wordt het risico voor de mens dus overschat.

Het wetenschappelijke onderzoek naar de relatieve biobeschikbaarheidsfactor heeft zich vooral gericht op lood. Het vermoeden bestaat dat de biobeschikbaarheid van lood uit grond in veel situaties lager is dan de biobeschikbaarheid van lood uit voedsel. Vooral van lood in de diffuse verontreinigingen van de ‘stedelijke ophooglagen’ wordt vermoed dat de humane biobeschikbaarheid (veel) lager is dan die van sommige puntbronnen (zoals bij voormalige loodwitfabrieken of bij schietterreinen).

Andere bodemverontreinigende stoffen waarbij de humane biobeschikbaarheid een rol kan spelen, zijn arseen en cadmium. Voor arseen geldt echter dat de ecologische risico's veel meer doorslaggevend zijn. Voor arseen komt de humaan-toxicologische risicogrenswaarde uit op 576 mg/kg d.s. en de ecologische risicogrenswaarde op 85 mg/kg d.s. Voor cadmium is blootstelling via gewasconsumptie veel belangrijker dan blootstelling via directe inname van grond (in de standaard situatie wonen met tuin 93% via gewassen versus 7% ingestie grond). Daarom is ook voor dit metaal een afwijkende relatieve biobeschikbaarheidsfactor minder relevant (VROM 2008a).

Al in 1997 is onderzoek verricht naar de humane biobeschikbaarheid van lood in de bodem in een aantal steden met het TIM-model, een in-vitromodel van het maagdstelsel dat is ontwikkeld door TNO Voeding. De resultaten daarvan lieten zien dat de biobeschikbaarheid van lood op de onderzochte locaties laag was: gemiddeld 3% (= 7,5% relatieve biobeschikbaarheid⁵) (Theelen 1997). Later is door TNO een vereenvoudigde versie van het TIM-model ontwikkeld: Tiny TIM. Ook het RIVM heeft een model ontwikkeld om de humane biobeschikbaarheid van lood in de bodem te bepalen: het In Vitro Digestie model (IVD-model). De resultaten hiervan geven hogere waarden voor de relatieve biobeschikbaarheid: 41% tot 87% voor respectievelijk het 50- en 80-percentiel voor locaties met een

⁵ De relatieve beschikbaarheid (Rel F) is de biobeschikbaarheid van lood in bodem ‘omgerekend’ naar biobeschikbaarheid van lood in voedsel. De Rel F wordt berekend als: $Rel F = (F_b \times F_a) / F_{mpr}$, waarbij F_b = de fractie lood die uit de bodem beschikbaar komt in het maagdstelsel (i.e. de biobeschikbaarheid volgens het model), F_a = de fractie lood die vanuit het maagdstelsel wordt opgenomen en F_{mpr} = de fractie lood die vanuit voedsel wordt geabsorbeerd = 0,4 (40% absorptie van lood in voedsel, waarop het Maximaal Toelaatbaar Risico is gebaseerd). Uitgaande van een worstcasescenario waarbij $F_a = 1$ wordt de berekening: $Rel F = (F_b \times 1) / 0,4 = F_b / 0,4 = 2,5 \times F_b$. De uitkomst van de biobeschikbaarheid volgens het model x 2,5 geeft dan de relatieve biobeschikbaarheid.

organisch stof gehalte kleiner dan 20% (Oomen et al. 2006). Beide modellen simuleren de processen in het maagdkanaal. Vergeleken met het TIM-model en het Tiny TIM-model is het IVD-model eenvoudiger van opzet. De TNO- en RIVM-modellen beschikken beide over een wetenschappelijke onderbouwing. In 2007 is op landelijk niveau een onderzoek gestart naar de relatieve biobeschikbaarheid in stedelijke ophooglagen. Hieruit kwam naar voren dat het Tiny Tim-model structureel lager uitkomt dan het IVD-model. Het Tiny TIM-model geeft uitkomsten die ongeveer een factor 5 lager liggen dan het IVD-model. Naast de gebruikte pH-range in de maagfase, lijkt de laatste stap in het model mede bepalend te zijn voor de uitkomst (het IVD-model gebruikt centrifugatie, het Tiny TIM-model gebruikt ultrafiltratie). Dit onderzoek is in 2008 afgerond (Hagens et al. 2009). Het onderzoek heeft echter niet kunnen leiden tot een eenduidige conclusie. Op korte termijn is geen uitsluitsel te verwachten over welk model de voorkeur geniet. Inmiddels is een internationale review gestart om het vervolg te kunnen bepalen.

De huidige interventiewaarde voor lood bij standaardbodem en het scenario ‘wonen met tuin’ blijft vooralsnog op 530 mg/kg staan, waarbij wordt uitgegaan van een relatieve biobeschikbaarheidsfactor van lood uit bodem van 0,74. Voor:

- stedelijke ophooglagen met een historische loodverontreiniging,
- toemaakdekken (bodem met een organisch stofgehalte van minimaal 20% en een historische loodverontreiniging),
- en hiermee vergelijkbare bodem waarvan kan worden aangetoond dat de loodverontreiniging een lage humane biobeschikbaarheid heeft,

kan een lagere biobeschikbaarheidsfactor van 0,4 worden toegepast. De factor van 0,4 is een voorlopige beleidskeuze. Er loopt nog een onderzoekstraject. Sanscrit is voorlopig zo ingericht dat dit in lijn is met het bestaande beleid, maar wel alleen is gebaseerd op risico's voor kinderen.

Voor de bepaling van de humane biobeschikbaarheid volgens het IVD-model is een richtlijn verschenen (Hagens et al. 2008). Het is aan de initiatiefnemer en het bevoegd gezag om tot overeenstemming te komen over de geschiktheid van de te gebruiken methode (VROM 2009).

Opmerking:

Bij stedelijke ophooglagen kan sprake zijn van hoge loodgehalten boven de interventiewaarde. De Circulaire bodemsanering 2009 geeft aan dat bij de beoordeling van het gezondheidsrisico en het bepalen van de saneringsnoodzaak ook rekening kan worden gehouden met een actuele gebruiksbeperking van de bodem (bijvoorbeeld geen consumptie van groenten uit eigen tuin) - naast de toepassing van een lagere biobeschikbaarheidsfactor (VROM 2009).

In Sanscrit bestaat niet meer de mogelijkheid om voor lood te toetsen aan de levenslang gemiddelde blootstelling. Kinderen zijn veel gevoeliger voor lood dan volwassenen. De levenslang gemiddelde blootstelling aan lood is niet relevant voor het risico dat kinderen lopen.

4.8.2 Gewasonderzoek

Er kunnen verschillende redenen zijn om bij bodemverontreiniging gewasonderzoek te laten uitvoeren, bijvoorbeeld:

- Er worden consumptiegewassen geteeld op de locatie met bodemverontreiniging en modelberekeningen geven aan dat via gewasconsumptie te hoge blootstelling kan plaatsvinden.
- Er is ongerustheid onder bewoners over de kwaliteit van groenten die op verontreinigde grond worden geteeld.
- Er is sprake van bodemverontreiniging, bijvoorbeeld bij volkstuinen. Er worden nu geen groenten geteeld, maar mogelijk in de toekomst wel. Men wil duidelijkheid hebben of gewasconsumptie een gezondheidskundig probleem zou kunnen opleveren. Als modelberekeningen een risico aangeven, kunnen in dit geval proeftuinen worden aangelegd om later gewasonderzoek uit te voeren. Dit vergt uiteraard meer tijd dan het bemonsteren van bestaande gewassen.

In Bijlage 0 is een protocol voor gewasonderzoek bij bodemverontreiniging opgenomen.

4.8.3 Binnenluchtonderzoek

Het meten in binnenlucht is de enige manier om na te gaan of er werkelijk sprake is van blootstelling aan vluchtige stoffen uit de bodem. RIVM-rapport 711701048 is een richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging (Otte et al. 2007). De stappen uit RIVM-rapport 711701048 worden besproken in Bijlage 0.

In de meeste gevallen worden binnenluchtmetingen door adviesbureaus uitgevoerd. De GGD heeft een rol in het adviseren over de noodzaak van binnenluchtmetingen, het kritisch beoordelen van de rapportage over de metingen en de interpretatie van de metingen. Voor meer informatie over de uitvoering, methode en interpretatie van binnenluchtonderzoek, zie Bijlage 0.

4.8.4 Bodemluchtonderzoek

In sommige gevallen kunnen metingen van bodemlucht aanvullende informatie leveren voor risicobeoordeling. Bodemluchtmetingen kunnen onder meer worden toegepast als:

- Aanvullende informatie bij het in kaart brengen van de verontreiniging en afperking van de bron.
- Luchtmetingen onder gebouwen bij het ontbreken van een kruipruimte.
- Ondersteuning van de actuele risicobeoordeling, om bijvoorbeeld antwoord te krijgen op vragen als:
 - Zijn verhoogde concentraties in de (binnen)lucht te wijten aan de verontreinigde bodem?
 - Kan de bodemverontreiniging leiden tot onacceptabele uitdamping van verontreiniging?

Voor risicobeoordeling hebben metingen in de *binnenlucht* meestal de voorkeur. Soms ontbreken echter de mogelijkheden voor binnenluchtmetingen, bijvoorbeeld als het gaat om een nog te bebouwen locatie. Metingen in de bodemlucht kunnen dan soms een oplossing bieden. De resultaten van bodemluchtmetingen kunnen in het blootstellingsmodel worden ingevoerd, waarmee de risicobeoordeling kan worden uitgevoerd.

De aard van de bodem bepaalt mede of bodemluchtmetingen zinvol kunnen zijn. In kleiige bodem, puinhoudende bodem en bodems met grote porievolumes kunnen de bodemluchtmetingen tot onbetrouwbare resultaten leiden. Kleiige bodems hebben een zeer slechte doorlatendheid voor bodemlucht. Algemeen neemt men aan dat emissie vanuit een kleibodem lager zal zijn dan uit zandbodem. Bij bodem met grote porievolumes of bij puinhoudende bodems is het mogelijk dat alleen

de grotere, beter doorluchte porieruimtes worden bemonsterd, wat leidt tot een weinig representatief monster. De uitvoering van bodemluchtmetingen is beschreven in de internationale standaard ISO 10381-7. Hierin staan richtlijnen voor de uitvoering, bemonstering en veiligheid van bodemluchtmonsternamen.

Een groot aantal factoren (bodem, fysische factoren, meteorologische factoren, chemisch-biologische factoren) beïnvloedt de concentratie van een stof in bodemlucht. Er treden verschillen op in ruimte en in tijd. Zo kan de heterogeniteit van de bodemopbouw grote concentratieverschillen veroorzaken, zelfs in een relatief klein gebied, bijvoorbeeld binnen een oppervlak van minder dan 10 m². Er moeten daarom minimaal drie luchtmonsters (maar het liefst meer: ongeveer tien) worden genomen op verschillende plaatsen in het verontreinigde gebied (en meer bij een verontreiniging van enige omvang). Er kunnen ook verschillen optreden in de tijd. Er zijn zelfs verschillen bij metingen in opeenvolgende dagen, bijvoorbeeld door regenval en daardoor wisselende vochtinhouding. De verwachting is wel dat de variatie in tijd kleiner is dan bij binnenluchtmetingen.

In RIVM-rapport 711701048 staat informatie over de meetmethoden, bemonsteringsopzet en interpretatie van bodemluchtmetingen. Ook is daar een tabel opgenomen met een overzicht van stoffen die kunnen worden gemeten in bodemlucht, met de concentratie in de bodemlucht waarbij er een mogelijk risico voor de mens aanwezig is (potentiële grenswaarde bodemlucht) (Otte et al. 2007).

5 Wet- en regelgeving en beleid

5.1 Inleiding

De Wet bodembescherming is op 3 juli 1986 in werking getreden en bevat het wettelijk kader voor het bodembeleid. Op 1 januari 2006 is de wet tot wijziging van de **Wet bodembescherming** in werking getreden (Wbb 1986, 2005). Deze wetswijziging is een gevolg van de beleidsvoornemens die in 2002 werden beschreven in het kabinetsstandpunt Beleidsvernieuwing bodemsanering (VROM 2002). Hierna is eind december 2003 de Beleidsbrief Bodem over de volgende stap in de vernieuwing van het bodembeleid aan de Tweede Kamer gezonden, waarin beleidsvoornemens staan die invloed hebben gehad op de wetswijziging (VROM 2003, 2008). De wetswijziging was noodzakelijk door de grote hoeveelheid verontreinigde locaties. Met voortzetting van het oude beleid zou het nog zeker 100 jaar duren voordat de Nederlandse bodem 'schoon' zou zijn. De nieuwe regels moeten ervoor zorgen dat de problemen door bodemverontreiniging in ongeveer 25 jaar worden beheerst. Dit moet worden bereikt door bodemsaneringen beter aan te laten sluiten bij de maatschappelijke dynamiek. Het functiegericht saneren is de standaard saneringsmethode geworden.

In de gewijzigde tekst van artikel 37 van de Wet bodembescherming is het *milieuhygiënisch saneringscriterium* opgenomen. In de **Circulaire bodemsanering 2009** staat de uitwerking van dit saneringscriterium waarmee wordt vastgesteld of een spoedige sanering noodzakelijk is. Daarnaast wordt in de circulaire ingegaan op de uitwerking van de *saneringsdoelstelling* zoals die is opgenomen in de gewijzigde tekst van artikel 38 van de Wet bodembescherming. Bij de uitwerking van de saneringsdoelstelling is aansluiting gezocht bij het Besluit bodemkwaliteit en zijn nieuwe interventiewaarden opgenomen. In 2006 is gekozen voor een circulaire omdat daarmee op korte termijn duidelijkheid kon worden gegeven over de toepassing van beide artikelen. Naar aanleiding van twee jaar praktijkervaring met deze circulaire alsook de wens om aan te sluiten op het nieuwe Besluit bodemkwaliteit en het vervallen van de circulaire Streef- en interventiewaarden bodemsanering per 1 oktober 2008, is de circulaire van 2006 met ingang van 1 oktober 2008 gewijzigd en per 1 april 2009 vervangen door de Circulaire bodemsanering 2009 (VROM 2008, 2009).

Op 1 januari 2008 is de eerste fase van het **Besluit bodemkwaliteit** (Bbk) in werking getreden die het toepassen van grond en baggerspecie in oppervlaktewater regelt. Op 1 juli 2008 is de tweede fase van het Besluit bodemkwaliteit van kracht geworden die het toepassen van grond en baggerspecie op landbodems en het toepassen van bouwstoffen op of in de bodem en in het oppervlaktewater regelt (Bbk 2008). Vóór de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit was de regelgeving voor het toepassen van bouwstoffen, grond en baggerspecie versnipperd over het Bouwstoffenbesluit, de Vrijstellingsregeling grondverzet en andere regels. Die regels zijn nu herzien en in één kader gezet: het Besluit bodemkwaliteit.

5.2 Circulaire bodemsanering 2009

De Circulaire bodemsanering 2009 heeft het karakter van *richtlijnen*, dat wil zeggen dat het bevoegd gezag uit het oogpunt van zorgvuldige besluitvorming *rekening moet houden* met hetgeen in de circulaire is bepaald. De richtlijnen gaan over historische gevallen van bodemverontreiniging (< 1987),

maar hebben geen betrekking op waterbodems (VROM 2009). Voor gevallen die sinds 1987 zijn ontstaan geldt een zorgplicht, dat wil zeggen dat alle bodemverontreiniging moet worden verwijderd.

5.2.1 Risicobeoordeling (het saneringscriterium)

Als een geval van ernstige bodemverontreiniging is vastgesteld, dan is er sprake van een mogelijk risico dat aanleiding geeft tot saneren of beheren. Artikel 37 Wbb heeft tot doel vast te stellen of het risico bij het huidige of toekomstige gebruik zo groot is (onaanvaardbaar risico), dat er **spoedig** moet worden gesaneerd. Hierbij wordt een relatie gelegd met het gebruik en de functie van de bodem. De te nemen maatregelen zijn er op gericht om risico's in voldoende mate weg te nemen. Daarbij kunnen ook voor *een deel* van de locatie maatregelen worden genomen, als daarmee de risico's voldoende worden weggenomen.

Wanneer sprake is van onaanvaardbare risico's moeten deze zo snel mogelijk worden weggenomen. In de tussentijd kunnen onaanvaardbare risico's worden beperkt door het nemen van tijdelijke beveiligingsmaatregelen. Als indicatie voor de termijn waarop de sanering moet aanvangen geldt als richtlijn: binnen 4 jaar na het afgeven van de beschikking 'ernst en spoed'.

De risico's die aanleiding kunnen zijn om met spoed te saneren worden verdeeld in:

- Risico's voor de mens: bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie kunnen:
 - chronische negatieve gezondheidseffecten optreden;
 - acute negatieve gezondheidseffecten optreden.
 - Als de bodemverontreiniging bij het huidige gebruik leidt tot aantoonbare hinder voor de mens (bijvoorbeeld door huidirritatie of stank) moet eveneens met spoed worden gesaneerd.
- Risico's voor het ecosysteem.
- Risico's van verspreiding van de verontreiniging.

Als op grond van artikel 37 Wbb is vastgesteld dat een ernstige bodemverontreiniging **niet met spoed** hoeft te worden gesaneerd, dan geldt er geen termijn voor het uitvoeren van een sanering. Er kunnen wel (langjarige) beheermaatregelen worden opgelegd, bijvoorbeeld als monitoring van de verspreiding van een grondwaterverontreiniging gewenst is. Sanering van de locatie vindt in dat geval veelal plaats als nieuwe ontwikkelingen daartoe aanleiding geven, zoals bouwactiviteiten of herinrichting van een gebied.

Stappenplan risicobeoordeling

Bij een vermoeden van bodemverontreiniging worden locaties op enig moment onderzocht om vast te stellen of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Voor gevallen van ernstige verontreiniging moet de spoed van de sanering worden vastgesteld. Dit gebeurt op basis van een risicobeoordeling (het saneringscriterium). De risicobeoordeling vindt plaats in drie stappen. Stappen 1 en 2 moeten altijd worden uitgevoerd. Stap 3 is niet verplicht, maar kan worden uitgevoerd als de initiatiefnemer of het bevoegd gezag dit wenselijk vindt.

Als hulpmiddel bij het vaststellen van de risico's wordt gebruikgemaakt van het computermodel Sanscrit (www.sanscrit.nl). De risico's voor de mens worden bepaald met blootstellingsmodel CSOIL, dat is opgenomen in Sanscrit (zie ook paragraaf 4.3).

Stap 1: vaststellen geval van ernstige verontreiniging

Doel van stap 1 is vast te stellen of er op de locatie sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. Dit wordt vastgesteld op basis van een nader onderzoek. Er is sprake van een ernstige verontreiniging als voor ten minste één stof de gemiddelde gemeten concentratie van minimaal 25 m³ bodemvolume (bodemverontreiniging) of 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume (grondwaterverontreiniging) hoger is dan de **interventiewaarde**. In enkele specifieke situaties kan bij gehalten onder de interventiewaarden ook sprake zijn van een geval van ernstige verontreiniging. Dit geldt voor de zogenoemde gevoelige functies: moestuin/volktuin en plaatsen waar vluchtige verbindingen aanwezig zijn in het grondwater met hoge grondwaterstanden en/of in de onverzadigde bodem onder bebouwing.

Stap 1 kan leiden tot de volgende resultaten:

- Geen geval van ernstige verontreiniging
Er hoeft verder niet te worden nagegaan of sprake is van onaanvaardbare risico's.
- Geval van ernstige verontreiniging
Stap 2 moet worden uitgevoerd: standaardrisicobeoordeling om vast te stellen of er onaanvaardbare risico's zijn.

Stap 2: standaardrisicobeoordeling

Met een standaard risicobeoordelingsmethode (Sanscrit) wordt getoetst of de verontreiniging bij het huidige en/of toekomstige gebruik risico's oplevert die onaanvaardbaar zijn voor de *mens* (humaan), het *ecosysteem* (ecologisch) of uit het oogpunt van *verspreiding* van de verontreiniging.

Het toekomstige gebruik wordt bepaald door de initiatiefnemer, maar moet wel passen binnen de ruimte die het bestemmingsplan geeft. De risicobeoordelingsmethode is generiek, waarbij de parameters aan de veilige kant zijn gekozen. De risicobeoordeling wordt – net als stap 1 - uitgevoerd als onderdeel van het nader onderzoek.

De risico's voor de mens worden bepaald met het blootstellingsmodel CSOIL dat is opgenomen in Sanscrit. In het model worden zeven blootstellingsscenario's onderscheiden. De berekende blootstelling (*levenslang gemiddeld* in mg/kg lichaamsgewicht per dag) wordt getoetst aan het MTR (orale en dermale blootstelling) of aan de TCL (inhalatoire blootstelling). Het MTR en de TCL gaan uit van blootstelling gedurende het leven. Alleen voor lood wordt de berekende blootstelling *gedurende de kinderjaren* getoetst aan het MTR, omdat bij lood de blootstelling voor kinderen het meest relevant is. In stap 2 wordt voor de humane relatieve biobeschikbaarheid van lood een factor van 0,74 gehanteerd.

Er is sprake van hinder als er huidirritatie optreedt door huidcontact met puur product en/of wanneer er sprake is van stank omdat de *mediane* geurdrempel wordt overschreden. In Bijlage 0 staan de MTR- en TCL-waarden en geurdrempels zoals die zijn opgenomen in de circulaire.

Stap 2 kan leiden tot de volgende resultaten:

- Risico niet onaanvaardbaar (blootstelling is lager dan of gelijk aan MTR en TCL)
Het is niet noodzakelijk met spoed te saneren. Wel is een beperkingenregistratie van de ernstige verontreiniging nodig. Bovendien kan een vorm van beheer nodig zijn, dit ter beoordeling door het bevoegd gezag.
- Risico onaanvaardbaar (blootstelling is hoger dan MTR en/of TCL)
Spoedig saneren van (een deel van) de ernstige verontreiniging, met zo nodig beheermaatregelen *of* stap 3: locatiespecifieke risicobeoordeling.

Stap 3: locatiespecifieke risicobeoordeling

In deze stap wordt getoetst of het resultaat van de standaardrisicobeoordeling in stap 2 door locatiespecifiek onderzoek tot een andere conclusie leidt. Dit kan bestaan uit aanvullende metingen en/of aanvullende modelberekeningen.

Aanvullende metingen kunnen bestaan uit metingen in:

- bodemlucht, binnenlucht en buitenlucht;
- gewassen uit de moestuin;
- drinkwater (uit kunststof leidingen die door de verontreiniging lopen);
- water uit eigen bron dat voor consumptie wordt gebruikt;
- huisstof.

Ook kan de biobeschikbaarheid van stoffen in de bodem voor de mens worden bepaald. Dit is met name van belang bij verontreiniging met lood omdat risico's voor de mens hierbij vaak doorslaggevend zijn. In stap 3 kan er voor worden gekozen de factor voor de humane relatieve biobeschikbaarheid te verlagen naar 0,4. Deze lagere factor geldt voor stedelijke ophooglagen met een historische loodverontreiniging, voor toemaakdekken (bodem met een organisch stofgehalte van minimaal 20% en een historische loodverontreiniging) en hiermee vergelijkbare bodem waarvan kan worden aangetoond dat de loodverontreiniging een lage humane biobeschikbaarheid heeft. De factor van 0,4 is een voorlopig advies. Er loopt nog een onderzoekstraject. Het bevoegd gezag heeft in stap 3 ook de mogelijkheid om rekening te houden met een beperkte gewasconsumptie uit de eigen tuin, een gebruiksbeperking aan te geven (afraden van consumptie van gewassen uit de eigen tuin) of uit te gaan van de daadwerkelijke opname van lood door moestuingewassen op basis van gewasmetingen.

Er zijn nog geen gevalideerde meetmethoden of richtlijnen vastgesteld die moeten worden gebruikt voor het uitvoeren van metingen in stap 3. Het RIVM heeft twee meetmethoden ontwikkeld - over luchtmetingen (RIVM-rapport 711701048) en metingen in gewassen (RIVM-rapport 711701040) - die kunnen worden gebruikt ter ondersteuning van de locatiespecifieke risicobeoordeling van stap 3. Er kan op dit moment geen advies worden gegeven over een methode die geschikt is om de humane relatieve biobeschikbaarheidsfactor voor lood te meten. Het is aan de initiatiefnemer en het bevoegd gezag om tot overeenstemming te komen over de geschiktheid van de te gebruiken methoden (Otte et al. 2007, Swartjes et al. 2007).

Bij de aanvullende modelberekeningen kunnen onderdelen van het model worden aangepast aan de werkelijke situatie en kunnen meetresultaten worden ingevoerd. Het is niet mogelijk om het MTR of de TCL aan te passen of om parameters te vervangen die de 'normale' populatie beschrijven.

Stap 3 kan leiden tot de volgende resultaten:

- Risico niet onaanvaardbaar (blootstelling lager of gelijk aan MTR en TCL)
Spoedig saneren is niet noodzakelijk. Wel is een beperkingenregistratie van de ernstige verontreiniging nodig. Bovendien kan een vorm van beheer nodig zijn, dit ter beoordeling door het bevoegd gezag.
- Risico onaanvaardbaar (blootstelling hoger dan MTR en/of TCL)
Spoedig saneren van (een deel van) de verontreiniging is vereist, met daarnaast zo nodig beheermaatregelen.

Het resultaat van het nader onderzoek en de risicobeoordeling worden vastgelegd in de beschikking 'ernst en spoed'. Voor meer informatie over de beschikking 'ernst en spoed', zie Circulaire (VROM 2009).

5.2.2 Versnellingsprotocol ‘slim onderzoek’

De staatssecretaris van VROM heeft in 2005 aangegeven dat alle bodemverontreinigingen die met spoed moeten worden gesaneerd, vóór 2015 moeten zijn aangepakt, dat wil zeggen gesaneerd of voldoende beheerst. Het is daarom nodig dat al deze spoedlocaties in beeld komen. De minister van VROM heeft in januari 2008 aangegeven dat ze al uiterlijk eind 2010 een overzicht wil hebben van alle humane spoedlocaties. De aanpak van de spoedlocaties zal door de decentrale overheden in de meerjarenprogramma's bodemsanering 2010-2014 moeten worden geïmplementeerd.

Als alle nu bekende ‘van spoed verdachte locaties’ op de klassieke stapsgewijze Wbb-aanpak worden onderzocht, en in een beschikking wordt vastgelegd of er al dan niet sprake is van spoed, zal het niet lukken om de doelstelling te halen. Er is daarom een alternatieve aanpak ontwikkeld die voor versnelling moet zorgen: het versnellingsprotocol ‘slim onderzoek’. Voor meer informatie wordt verwezen naar de handreiking hierover (VROM/Grontmij 2009).

5.2.3 Sanering

Het uitgangspunt bij bodemsanering is dat alle gevallen van ernstige verontreiniging worden gesaneerd. Ten minste dat deel van de ernstige verontreiniging dat leidt tot onaanvaardbare risico's moet *spoedig* worden gesaneerd. Als de situatie daartoe aanleiding geeft kunnen tevens beheermaatregelen worden opgelegd voor het overige deel van de ernstige verontreiniging. De aanpak zal per geval verschillen. Er zijn verschillende mogelijkheden voor een flexibele aanpak, zoals de gefaseerde sanering, de deelsanering en tijdelijke beveiligingsmaatregelen. Het streven moet zijn om voor het gehele geval van ernstige verontreiniging de gewenste eindsituatie zo snel mogelijk te bereiken. Bij relatief kleine gevallen die met spoed moeten worden gesaneerd zal de sanering van het hele geval in één keer de voorkeur hebben. Tot het moment dat onaanvaardbare risico's definitief worden weggenomen door te saneren, kunnen deze risico's worden beperkt door het nemen van tijdelijke beveiligingsmaatregelen.

Bodemsanering moet zo worden uitgevoerd dat de bodem ten minste geschikt wordt gemaakt voor de functie die hij na de sanering krijgt, waarbij het risico voor mens, plant of dier als gevolg van blootstelling aan de verontreiniging zoveel mogelijk wordt beperkt. De maximale waarden uit het Besluit bodemkwaliteit gelden ook als terugsaneerwaarden. In het verleden golden de bodemgebruikswaarden als terugsaneerwaarden. Met de inwerkingtreding van het Besluit bodemkwaliteit is dit komen te vervallen. Het bevoegd gezag (gemeenten, provincies, waterkwaliteitsbeheerders) moet in het kader van het Besluit bodemkwaliteit kiezen voor generiek of gebiedsspecifiek beleid. De terugsaneerwaarden sluiten daarmee dus aan op de normen uit het Besluit bodemkwaliteit (VROM 2009).

5.3 Besluit bodemkwaliteit

5.3.1 Algemeen

In het Besluit bodemkwaliteit staan de kwaliteitseisen waaraan bouwstoffen, grond en baggerspecie moeten voldoen wanneer deze op of in de bodem of in oppervlaktewater worden toegepast. Het Besluit bodemkwaliteit gaat dus alleen over de diffuse bodemkwaliteit en *niet* over saneringslocaties. Het besluit moet maatwerk op gebiedsniveau beter mogelijk maken en de mogelijkheid geven om gericht toezicht te houden op de hele keten van bouwstoffen, grond en baggerspecie. Het besluit moet het kader bieden voor duurzaam bodembeheer: een balans tussen de bescherming van de bodemkwaliteit voor mens en milieu én ruimte voor maatschappelijke ontwikkelingen.

Het Besluit bodemkwaliteit bestaat uit de volgende onderdelen:

- De kwaliteit van de uitvoering ('Kwalibo')
- Bouwstoffen
- Grond en baggerspecie

Bij het Besluit bodemkwaliteit hoort de Regeling bodemkwaliteit, waarin een technische invulling wordt gegeven aan de hoofdregels van het Besluit bodemkwaliteit en uitleg staat over de uitvoering.

Kwalibo

Onder de naam Kwalibo regelt het Besluit bodemkwaliteit de kwaliteitsborging in het bodembeheer. Hierdoor moet de kwaliteit van de bodemwerkzaamheden verbeteren. Kwalibo richt zich vooral op de bodemintermediairs, zoals adviesbureaus, laboratoria, aannemers, grondbanken, producenten van bouwstoffen en bedrijven die grond en baggerspecie reinigen en verwerken. Ook overheden krijgen als bevoegd gezag te maken met Kwalibo bij handhaving en het afgeven van beschikkingen. Overheden mogen geen beschikkingen nemen of meldingen accepteren als bijvoorbeeld de werkzaamheden voor het milieuhygiënisch bodemonderzoek zijn uitgevoerd door een niet-erkende intermediair. Een actueel overzicht van erkende bodemintermediairs is te vinden op www.bodemplus.nl.

Bouwstoffen

Voor bouwstoffen zijn de regels voor de uitvoering en handhaving vereenvoudigd ten opzichte van het Bouwstoffenbesluit. Bouwstoffen die aan de generieke kwaliteitseisen van het Besluit bodemkwaliteit voldoen, mogen worden toegepast zonder nadere eisen aan de wijze van toepassing. Bouwstoffen die niet voldoen aan deze eisen kunnen (tot bepaalde grenzen) met isolerende maatregelen worden toegepast.

Grond en baggerspecie

Voor grond en baggerspecie is een nieuw beleidskader gemaakt, waarbij lokale overheden meer verantwoordelijkheden en bevoegdheden krijgen voor het bodembeleid in hun beheergebied. Doel hiervan is de bodemkwaliteit beter te laten aansluiten op de plaatselijke situatie. Ook wordt gestreefd naar zoveel mogelijk hergebruik van grond en baggerspecie, zodat minder primaire grondstoffen nodig zijn. Maar dit mag niet leiden tot achteruitgang van de gebiedskwaliteit. Het Bbk heeft **alleen** betrekking op de **diffuse bodemkwaliteit** (met meestal hooguit lichte of matige verontreinigingen). Verontreinigingen van grond en baggerspecie die zijn veroorzaakt door puntbronnen vallen onder het saneringsbeleid, zoals vastgelegd in de Wet bodembescherming.

Regeling bodemkwaliteit

In de Regeling bodemkwaliteit (Rbk) staan onder andere de normen, de wijze waarop de kwaliteit van bouwstoffen, grond en baggerspecie kan worden bepaald en hoe aan de normen moet worden getoetst. Het Bbk en de Rbk vullen elkaar aan en zijn niet los van elkaar te gebruiken. Ze bevatten beide een toelichting. Hierin is informatie te vinden over onder meer de beleidskeuzes, verwachte milieueffecten, relaties met andere regelgeving en een artikelsgewijze toelichting (Bbk 2008, Rbk 2008, SenterNovem 2008).

In de volgende paragrafen volgt een uitwerking van die onderdelen van het Besluit bodemkwaliteit waar de GGD het meest mee te maken kan krijgen.

5.3.2 Decentralisatie en nieuw toetsingskader

Elke lokale (water)bodembeheerder is voortaan verantwoordelijk voor de bodem- en waterkwaliteit van zijn beheergebied. Zij kunnen ervoor kiezen om zelf normen vast te stellen die zo goed mogelijk aansluiten bij de functies, kwaliteit en ontwikkelingen van een gebied. De nieuwe normstelling is gebaseerd op een risicobenadering. Dit betekent dat voor situaties met een gering risico weinig regels en minder strenge normen gelden, terwijl in situaties met meer risico's meer regels en strengere normen gelden. Uitgangspunt is dat de bodem geschikt moet blijven voor de functie die erop wordt uitgeoefend. In de normstelling worden de volgende typen risico's meegenomen:

- de kans op een effect op de gezondheid van mensen;
- de kans op effecten op ecosystemen, zoals effecten op planten en dieren en verstoring van natuurlijke processen in de bodem;
- de kans op verspreiding van verontreinigingen via het grondwater;
- de kans op effecten op de landbouwproductie, zoals effecten op de opbrengst, de gezondheid van vee en de overschrijding van Warenwetnormen of normen voor veevoer.

Altijd- en nooit-grens en maximale waarden

In de normstelling is gekozen voor een 'altijd' en een 'nooit'-grens.

De altijd-grens bestaat uit de **achtergrondwaarden**. Deze zijn vastgesteld op basis van de gehalten aan stoffen zoals die voorkomen in de bodem van natuur- en landbouwgronden in Nederland die niet zijn belast door lokale verontreinigingsbronnen. Partijen grond en baggerspecie die voldoen aan achtergrondwaarden zijn *altijd* vrij toepasbaar.

De nooit-grens wordt bepaald met behulp van het **saneringscriterium**. Dit is geen vaste norm, maar een methodiek om te bepalen of sprake is van een onaanvaardbaar risico en of met spoed moet worden gesaneerd (op grond van de Wet bodembescherming). Grond en baggerspecie boven de grens van het onaanvaardbare risico mogen *nooit* worden toegepast.

De **maximale waarden** liggen tussen de altijd- en nooit-grens. Deze waarden geven de bovengrens aan van de kwaliteit die nodig is om de bodem blijvend geschikt te houden voor de functie die de bodem heeft (Wezenbeek 2007, SenterNovem 2008). Het RIVM rapport 'Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid' beschrijft de wetenschappelijke onderbouwing van de maximale waarden voor het toepassen van grond en bagger (Dirven-van Breemen et al. 2007)

In het Besluit bodemkwaliteit zijn **generieke normen** vastgesteld. Het lokale bevoegd gezag kan zelf andere normen vaststellen (**lokale maximale waarden**). De lokale maximale waarden moeten worden onderbouwd en de keuze daarvoor moet worden gemotiveerd in een bodembeheernota. Onderdeel daarvan is dat inzicht moet worden gegeven in de risico's van de lokale maximale waarden. Hiervoor moet de Risicotoolbox Bodem worden gebruikt (paragraaf 5.3.4). De bodembeheernota moet worden vastgesteld door de gemeenteraad. Hierbij geldt de uniforme openbare voorbereidingsprocedure van de Algemene wet bestuursrecht (Awb). Zowel via de democratische besluitvorming in de raad als via de bezwaar en beroepsmogelijkheden van de Awb is dus inspraak mogelijk op deze lokale maximale waarden (SenterNovem 2008).

5.3.3 Generieke maximale waarden

Het generieke kader is van toepassing op elk gebied waarvoor geen gebiedsspecifiek beleid is vastgesteld. Bij het toepassen van grond- en baggerverzet op landbodems is het de bedoeling dat de bodemkwaliteit blijvend geschikt is voor de bodemfunctie. Er moet sprake zijn van 'duurzaam bodembeheer'. Voor het generieke toetsingskader voor grond- en baggerverzet zijn landelijke keuzes

gemaakt voor het beschermingsniveau waarbij dit het geval is. De grens voor *blijvende geschiktheid* is strenger gekozen dan de grens voor *onaanvaardbare risico's*. Zo is voor kankerverwekkende stoffen de norm een factor 100 strenger en wordt voor andere stoffen rekening gehouden met blootstelling uit andere bronnen dan bodem (voedsel, lucht). De bodemfunctie bepaalt de mate van blootstelling en hiermee of de verontreiniging gevaarlijk kan zijn voor de mens. Het gaat hierbij om blootstelling via direct contact met de bodem en blootstelling door het eten van gewassen geteeld op verontreinigde grond (Dirven-van Breemen et al. 2007, Wezenbeek 2007, SenterNovem 2008).

Bodemfuncties

De bodemfuncties waarvoor generieke afspraken zijn gemaakt over het beschermingsniveau dat hoort bij blijvende geschiktheid voor de betreffende bodemfunctie zijn:

1. Wonen met tuin
2. Plaatsen waar kinderen spelen
3. Moestuinen en volkstuinen
4. Landbouw
5. Natuur
- 6 Groen met natuurwaarden
7. Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie.

Deze functies zijn geclusterd in drie bodemfunctieklassen met bijhorende bodemnormen:

- Achtergrondwaarden voor de (meest gevoelige) bodemfuncties *landbouw, natuur* en *moestuinen/volkstuinen*.
- De generieke maximale waarden wonen voor de bodemfuncties *wonen met tuin, plaatsen waar kinderen spelen* en *groen met natuurwaarden*.
- De generieke maximale waarden industrie voor de (minst gevoelige) bodemfunctie *ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie* (Wezenbeek 2007, SenterNovem 2008).

In Tabel 2 staat de relatie tussen bodemfuncties en bodemfunctieklassen schematisch weergegeven.

Tabel 2 Bodemfuncties en bodemfunctieklassen (VROM 2009)

Bodemfuncties die één bodemfunctieklassen vormen	Afgeleide bodemnorm voor blijvende geschiktheid
1. Moestuinen en volkstuinen 2. Natuur 3. Landbouw	Achtergrondwaarden
4. Wonen met tuin 5. Plaatsen waar kinderen spelen 6. Groen met natuurwaarden	Maximale waarde wonen
7. Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	Maximale waarde industrie

Het hangt van de bodemfunctie en de actuele bodemkwaliteit af welke kwaliteit grond op een bepaalde locatie moet worden toegepast. In Tabel 3 staat dit schematisch weergegeven.

Tabel 3 Bodemfuncties, actuele bodemkwaliteit en toe te passen kwaliteit (SenterNovem 2008)

Funcie	Actuele bodemkwaliteit	Welke kwaliteit toepassen?
Moestuin/Landbouw/Natuur	Achtergrondwaarde	Achtergrondwaarde
Moestuin/Landbouw/Natuur	Wonen	Achtergrondwaarde
Moestuin/Landbouw/Natuur	Industrie	Achtergrondwaarde
Wonen	Achtergrondwaarde	Achtergrondwaarde
Wonen	Wonen	Wonen
Wonen	Industrie	Wonen
Industrie	Achtergrondwaarde	Achtergrondwaarde
Industrie	Wonen	Wonen
Industrie	Industrie	Industrie

Een overzicht van de normen is te vinden in de publicatie Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (VROM 2008a).

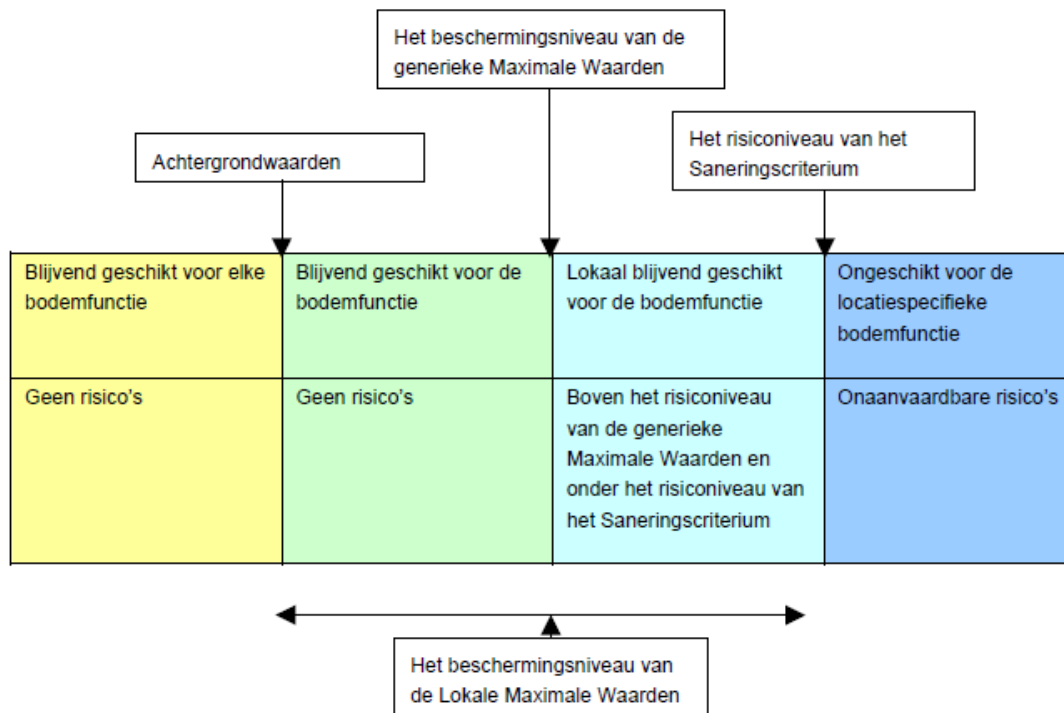
5.3.4 Lokale maximale waarden

Binnen het gebiedsspecifieke toetsingskader voor het toepassen van grond en bagger op landbodems kan het bevoegd gezag, binnen een democratisch proces, zelf lokale bodemnormen ontwikkelen: de lokale maximale waarden. Het bevoegd gezag heeft de vrijheid om deze waarden in te vullen tussen het niveau van de achtergrondwaarden (geen risico's voor elke bodemfunctie) en het risiconiveau van het saneringscriterium (onaanvaardbare risico's voor de betreffende bodemfunctie). Hierbij moet verplicht de Risicotoolbox Bodem voor landbodems worden gebruikt (Wezenbeek 2007). De GGD kan worden gevraagd te adviseren over te kiezen maximale waarden of kan een gezondheidkundige beoordeling geven van de gekozen maximale waarden.

De **Risicotoolbox Bodem** is een web-based instrument dat door het RIVM is ontwikkeld voor het berekenen van de risico's van de lokale maximale waarden die het bevoegd gezag wil hanteren binnen het lokale bodembeheer. Op basis van de ingevoerde gehalten worden de humane, ecologische en landbouwriscio's berekend voor de zeven verschillende bodemfuncties die worden gebruikt in het gebiedsspecifieke beleid. Zo wordt berekend of de gekozen lokale maximale waarden geschikt zijn voor de functie die de bodem heeft. De uitkomsten van de Risicotoolbox en de wijze waarop daarmee wordt omgegaan, worden opgenomen in de Nota bodembeheer. De Risicotoolbox Bodem is kosteloos te gebruiken via www.risicotoolboxbodem.nl.

In uitzonderlijke situaties is het toegestaan om lokale maximale waarden boven het interventiewaarde-niveau vast te stellen. In dat geval moet met de Sanscrit-toets worden uitgesloten dat onder de gekozen Lokale Maximale Waarden nieuwe spoedeisende saneringslocaties kunnen ontstaan. De handreiking 'Sanscrit toets' beschrijft hoe de toets moet worden uitgevoerd (Otte en Wintersen 2007).

In **Error! Reference source not found.** staat de relatie tussen de verschillende beschermings- en risiconiveaus en de bijbehorende bodemnormen weergegeven.



Figuur 3 Relaties tussen geschiktheid van de bodem voor de functie, bijbehorende beschermings- en risiconiveaus en bijbehorende bodemnormen (Wezenbeek 2007)

5.3.5 Bodemkwaliteitskaart

Veel gemeenten hebben een bodemkwaliteitskaart gemaakt. De bodemkwaliteitskaart is opgesteld op basis van de bodemonderzoeken die zijn verricht bij aanvragen voor bouwvergunningen, grondtransacties of onderzoek naar bodemverontreiniging. In de bodemkwaliteitskaart wordt de diffuse bodemverontreiniging vastgelegd en geen puntbronnen. Wanneer er sprake is van bodemverontreiniging in het kader van de Wbb, dan wordt deze niet in de bodemkwaliteitskaart opgenomen, maar behandeld als een apart geval. Bodemkwaliteitskaarten worden opgesteld voor de meest gangbare bodemverontreinigende stoffen, zoals zware metalen, PAK en minerale olie. De kaarten kunnen worden gebruikt voor:

- het vastleggen van de actuele bodemkwaliteit;
- het vastleggen van lokale maximale waarden;
- het toepassen van grond en bagger op de bodem;
- als bewijsmiddel voor de kwaliteit van vrijkomende grond en bagger;
- het vaststellen van terugsaneerwaarden;
- het vastleggen van de nulsituatie en daarmee het beschermingsniveau van de bodem;
- het gedeeltelijk vrijstellen van bodemonderzoek in het kader van een aanvraag voor een bouwvergunning (aanvullend kan nog wel een grondwateronderzoek nodig zijn) (Fast en van de Weerd 2008).

6 Advisering door de GGD

6.1 Advisering over gezondheidsrisico's

De GGD adviseert gevraagd en ongevraagd aan gemeentelijke diensten, milieudiensten, het bevoegd gezag en bewoners over de gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging. Globaal is daarin te onderscheiden de advisering over het bodembeleid en de advisering bij (ernstige) bodemverontreiniging. De rol van de GGD kan verschillen per gemeente. Het verdient aanbeveling om hierover lokale afspraken te maken, zodat voor GGD en gemeenten duidelijk is welke rol zij vervullen.

Advisering bodembeleid

De GGD denkt mee en adviseert over het bodembeleid. De GGD kan bijvoorbeeld adviseren over te kiezen lokale maximale waarden of kan een beoordeling geven van de gekozen lokale maximale waarden. Daarbij kijkt de GGD kritisch naar het gehanteerde toetsingskader (paragraaf 3.2). Tevens kan de GGD meedenken en adviseren over de communicatie richting bewoners.

De Gezondheidseffectscreening Stad en Milieu (GES) geeft inzicht in milieufactoren die van invloed kunnen zijn op de gezondheid van bewoners. Eén van die factoren is de bodemkwaliteit. Met de GES Stad en Milieu kunnen de gezondheidsrisico's van de bodemkwaliteit met kaarten inzichtelijk worden gemaakt. Vooral bij nieuwe ruimtelijke ontwikkelingen kan dit een nuttig instrument zijn. Voor het uitvoeren van een GES moeten ruimtelijk weergegeven blootstellingsgegevens beschikbaar zijn en moet een tijdsinvestering over een langere periode mogelijk zijn. Voor meer informatie kan het handboek Gezondheidseffectscreening Stad en Milieu 2008 worden geraadpleegd (Fast en van de Weerd 2008).

Advisering bodemverontreiniging

Bij advisering over bodemverontreiniging door de GGD kunnen de volgende onderdelen worden onderscheiden:

1. Informatie verzamelen (zie ook paragraaf 4.4)

Voor het advies van de GGD over het gezondheidsrisico van bodemverontreiniging is het van belang om op basis van rapporten over bodemonderzoek, informatie van gemeentelijke diensten en andere betrokkenen, rapporten over aanvullend onderzoek (indien beschikbaar) en bij voorkeur een locatiebezoek, een overzicht te krijgen van:

 - de aanleiding voor het onderzoek;
 - de lokale situatie (bijvoorbeeld: is er sprake van een verharding (zoals tegels) of een dichte grasmat);
 - het gebruik en de bestemming van het gebied (bijvoorbeeld: zijn er woningen, tuinen, speelplekken; vinden er activiteiten of werkzaamheden plaats)
 - de oorzaak en aard van de verontreiniging;
 - de vastgestelde gehalten bodemverontreinigende stoffen (voor relevante gehalten zie paragraaf 4.4);
 - de blootstellingsmogelijkheden (ingestie grond, uitdamping binnenlucht, gewasconsumptie uit eigen (moes)tuin en dergelijke, zie hoofdstuk 2);
 - de blootstellingsduur;
 - de mate van ongerustheid onder omwonenden of andere betrokkenen.

2. De bodemonderzoeken beoordelen

In de uitvoering van het saneringscriterium vindt een beoordeling van het actuele risico plaats, meestal als onderdeel van het nader onderzoek (zie paragraaf 4.2). Dit wordt doorgaans uitgevoerd door een adviesbureau. De GGD geeft een kritische beschouwing van de risicobeoordeling (second opinion), met name met het oog op de lokale situatie. Daarbij wordt gelet op het volgende:

- Zijn de juiste stoffen onderzocht.
- Zijn de relevante blootstellingsroutes meegenomen (hoofdstuk 2).
- Is rekening gehouden met risicogroepen (paragraaf 3.3).
- Zijn de relevante stoffen en gehalten ingevoerd (paragraaf 4.4).

3. Risicobeoordeling

De GGD kan ook worden gevraagd een aparte risicobeoordeling te maken, op basis van de beschikbare informatie. Voor de beoordeling van het gezondheidsrisico is het van belang de beschikbare bodemonderzoeken door te nemen. Meestal geeft het rapport over het nader onderzoek de meest volledige en meest recente informatie. In sommige gevallen kan de GGD worden gevraagd te adviseren op basis van een oriënterend of verkennend onderzoek, bijvoorbeeld wanneer het nader onderzoek nog niet is uitgevoerd en er wel al dringende vragen zijn over mogelijke risico's voor de gezondheid. In dat geval kan de GGD aangeven dat de risicobeoordeling beperkt en voorlopig is en dat een nieuwe beoordeling moet worden uitgevoerd zodra de resultaten uit het nader onderzoek beschikbaar zijn.

De risicobeoordeling kan in eerste instantie globaal worden uitgevoerd door toetsing aan de risicogrenswaarden bodem (zie paragraaf 4.5). Wanneer de gevonden gehalten in grond en grondwater ver onder de risicogrenswaarden bodem zijn, dan zijn nadelige gevolgen voor de gezondheid niet te verwachten. Een meer nauwkeurige risicobeoordeling kan worden gemaakt met het blootstellingsmodel CSOIL2000 (zie paragraaf 4.3.), waarbij de relevante locatiespecifieke gegevens worden ingevoerd (zie paragraaf 4.4. en 4.5.1).

Voor het beoordelen van de mogelijke nadelige gevolgen voor de gezondheid is het van belang om rekening te houden met de achtergrondblootstelling (zie paragraaf 3.2.2).

Als er al aanvullend onderzoek (bijvoorbeeld gewasonderzoek) is uitgevoerd, worden de resultaten ervan meegenomen in de risicobeoordeling.

4. Advisering over aanvullend onderzoek

De GGD adviseert over de noodzaak en methode van aanvullend onderzoek, zoals

- onderzoek naar humane biobeschikbaarheid van lood (paragraaf 4.8.1);
- gewasonderzoek (paragraaf 4.8.2, Bijlage 0);
- binnenluchtonderzoek (paragraaf 4.8.3, Bijlage 0);
- bodemluchtonderzoek (paragraaf 4.8.4).

De GGD beoordeelt de resultaten van het aanvullend onderzoek en toetst deze aan de geldende gezondheidskundige normen (zie paragraaf 3.2).

5. Advisering over nader gezondheidsonderzoek

In sommige gevallen wordt de GGD gevraagd of nader gezondheidsonderzoek nodig is. In de meeste gevallen van bodemverontreiniging is nader gezondheidsonderzoek niet nodig of gewenst. Doorgaans is de blootstelling aan stoffen in de bodem niet zo groot dat gezondheidseffecten zullen optreden (zie ook paragraaf 3.1). Als er wel te hoge blootstelling

is, en gezondheidseffecten niet kunnen worden uitgesloten, is het de vraag of gezondheidsonderzoek deze effecten kan aantonen. Bij de afweging of gezondheidsonderzoek nodig is, moet men zich altijd afvragen of:

- het onderzoek de eventuele gezondheidseffecten kan aantonen;
- er behandelingsmogelijkheden zijn (opheffen blootstelling, medicatie, et cetera);
- de voordelen opwegen tegen de nadelen.

Voordelen van gezondheidsonderzoek kunnen zijn:

- Er kan gezondheidswinst worden behaald door vroegtijdige signalering en behandeling van negatieve gezondheidseffecten.
- Er kan ‘gezondheidswinst’ optreden doordat sommige mensen minder ongerust worden.

Nadelen van gezondheidsonderzoek kunnen zijn:

- Individueel medisch onderzoek kan niet aantonen welke factor (bodemverontreiniging, luchtverontreiniging, roken, te weinig bewegen) het meeste bijdraagt aan eventuele gezondheidseffecten. Er is dus geen mogelijkheid om de invloed van bodemverontreiniging op individueel niveau aan te tonen.
- Er kunnen fout-positieve resultaten optreden: onderzoek kan een afwijking aangeven, terwijl die er in werkelijkheid niet is. De onnodige behandeling die daarop volgt kan tot nadelige effecten leiden (bijvoorbeeld bijwerkingen van medicijnen).
- Er zijn bij vroegdiagnostiek niet altijd betere behandelingsmethoden. Het kan zijn dat mensen dan (te) vroegtijdig worden behandeld en bijvoorbeeld medicatie krijgen voorgeschreven, met kans op bijwerkingen.
- Er kunnen onverwachte negatieve gezondheidsbevindingen worden gevonden, zoals niet behandelbare ziekten. Het is de vraag of de bewoner daarmee is gediend.
- Er kan ‘gezondheidsverlies’ optreden doordat sommige mensen meer ongerust worden.
- Gezondheidsonderzoek kan belastend zijn voor mensen.
- Er zijn extra (soms hoge) kosten verbonden aan gezondheidsonderzoek.

6. Advisering over te nemen (beveiligings)maatregelen

De GGD kan adviseren over het nemen van tijdelijke beveiligingsmaatregelen, zoals gebruiksbeperking van de grond (bijvoorbeeld groenten uit eigen tuin niet eten of niet graven in de tuin), het afzetten van het terrein met hekken of het geforceerd ventileren van kruipruimten. Bij verontreiniging van grondwater moeten eigenaren van privéputten worden gewezen op de mogelijke risico’s bij het gebruik als drinkwater, het sproeien van de tuin of het vullen van zwembadjes.

7. Risicocommunicatie

De GGD heeft een rol in de communicatie over bodemverontreiniging (zie volgende paragraaf).

6.2 Advisering over communicatie

Deskundigen kijken vaak op een andere manier tegen risico’s aan dan burgers. De beleving van bodemverontreiniging door bewoners kan totaal verschillen van een puur wetenschappelijke beoordeling. In de klassieke natuurwetenschappelijke benadering wordt een risico als een objectief en eenduidig te kwantificeren verschijnsel gehanteerd. Deskundigen berekenen een risico, bijvoorbeeld de kans om kanker te krijgen door blootstelling aan kankerverwekkende stoffen vanuit de bodem. Maar de

meeste mensen hechten veel minder waarde aan een getal en beoordelen een situatie op allerlei aspecten (Elsman-Domburg et al. 2006). Er zijn namelijk meer factoren die bepalen of mensen een risico bedreigend vinden dan alleen het risico in getal. Bij bodemverontreiniging kunnen factoren aanwezig zijn die tot gevolg hebben dat een getalsmatig buitengewoon klein risico, toch als zeer bedreigend wordt ervaren, zoals:

Ernst van de gevolgen	De aanwezigheid van kankerverwekkende stoffen kan bewoners ongerust maken over de mogelijkheid dat zij misschien kanker krijgen door de bodemverontreiniging, Kanker wordt door veel mensen gezien als een levensbedreigende ziekte die moeilijk of niet te genezen is.
Vrijwilligheid	In de meeste gevallen is er geen sprake van vrijwilligheid bij (blootstelling aan) bodemverontreiniging.
Beheersbaarheid	Omwonenden zijn vaak niet degenen die controle hebben over de situatie, zij zijn voor de meeste maatregelen afhankelijk van anderen.
Voordelen	Bodemverontreiniging levert eigenlijk alleen nadelen op, zoals een (mogelijk) gezondheidsrisico, gebruiksbeperkingen, kosten, overlast. Voordelen zijn er meestal niet.
Vertrouwen in verantwoordelijke instanties	Bij weinig vertrouwen wordt meer bedreiging door de ongewenste situatie ervaren.

Taak van de GGD is om de gezondheidsrisico's van bodemverontreiniging voor alle partijen inzichtelijk te maken, met aandacht voor emoties die kunnen spelen, zodat die partijen voor zich een gewogen oordeel kunnen vormen. Het kan goed zijn aandacht te besteden aan maatregelen die worden genomen en aan maatregelen die mensen zelf kunnen nemen. Hierdoor krijgen mensen meer controle over de situatie en het risico. De GGD-richtlijn Risicocommunicatie gaat uitgebreid in op de achtergronden van risicocommunicatie en geeft handvatten voor risicocommunicatie bij de advisering van GGD'en aan (gemeente)bestuur, collega-diensten en burgers (Elsman-Domburg et al. 2006).

Aandachtspunten:

- De beschikbaarheid van aanvullend onderzoek, zoals binnenluchtmetingen of gewasonderzoek, kan de risicocommunicatie ondersteunen, omdat het de betrokkenen meer inzicht kan geven in de blootstelling en daarmee het mogelijke risico. In sommige gevallen – bijvoorbeeld bij weinig vertrouwen van de bewoners in de betrokken instanties – kan het gewenst zijn om samen met de betrokkenen (bewoners) vast te stellen waar en wanneer men gaat meten.
- Een kans zegt mensen soms weinig. Als extra informatie kan worden uitgerekend hoeveel mensen uit de (mogelijk) blootgestelde groep eventueel kanker zouden kunnen krijgen, hoe klein dat getal ook is.
- In sommige gevallen (bijvoorbeeld bij weinig vertrouwen van de bewoners in de betrokken instanties) kan het raadzaam zijn om een onpartijdige deskundige aan te wijzen in overleg met de bewoners.

Er zijn verschillende middelen die voor risicocommunicatie kunnen worden gebruikt: bewonersbrief, nieuwsbrief, persoonlijk bezoek, persbericht, informatiebijeenkomst en dergelijke. Taak van de GGD is mee te denken over welke middelen het beste kunnen worden ingezet. In de GGD-richtlijn Risicocommunicatie zijn checklisten opgenomen waarmee een gestructureerde keuze kan worden

gemaakt voor de in te zetten middelen. Daarnaast heeft de GGD een rol in (onder meer) het aanleveren van teksten voor brieven, folders of persberichten, het meelesen van concepten en het geven van presentaties op informatiebijeenkomsten.

Literatuur

Baars AJ, Theelen RMS, Janssen JCM et al. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. [RIVM-rapport 711701025](#)

Baars AJ, Bakker MI, Baumann RA et al. (2004). Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands. *Toxicol Letters* 151: 51-61

Bakker J, Lijzen JPA, Wijnen van HJ (2008). Sitespecific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM rapport 711701049

Bbk (2008). Besluit bodemkwaliteit (tekst geldig vanaf 01-07-2008). Besluit van 22 november 2007, houdende regels inzake de kwaliteit van de bodem

Berg van den M, Birnbaum LS, Denison M et al. (2006). Review. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences* 93(2), 223-241 [doi:10.1093/toxsci/kfl055 Advance Access publication July 7, 2006]

Brand E, Otte PF, Lijzen JPA (2007). CSOIL2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM rapport 711701054

Brederode NE van (2001). GGD-Richtlijn Waterbodemverontreiniging. GGD Nederland/LCM, Utrecht

Brederode NE van (2002). GGD-Richtlijn Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging. GGD Nederland/LCM, Utrecht

Brederode NE van (2004). GGD-Richtlijn Gezondheidsrisico's voor omgeving bij bodemsanering. GGD Nederland/LCM, Utrecht

CROW 2009. Werken in of met verontreinigde grond en verontreinigd (grond)water. Publicatie 132. 4^e geheel herziene druk, Ede

CSOIL 2000. Versie identiek aan de eind-versie zoals opgeleverd in het kader van de Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/Sediment and Groundwater (Lijzen et al, RIVM rapport 711701023)

Dirven-Van Breemen EM et al. (2007). Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM rapport 711701053

Elsman-Domburg MG, Van Greuningen-Willemsen ESD, Hall EF, Jans HWA, Leenders H, Woudenberg F (2006). GGD-Richtlijn Risicocommunicatie. GGD Nederland, Utrecht

Fast T, Weerdt DHJ van de (2008). Gezondheidseffectscreening Stad en Milieu. Handboek voor een gezonde inrichting van de woonomgeving. GGD Nederland, Utrecht

Franken ROG, Baars AJ, Crommentuijn GH, Otte P (1999). A proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons ('minerale olie') on base of fractions of petroleum hydrocarbons. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701015

Gaast van der NG, Priem van der AL, In 't Veld M, Wezenbeek JM (1995). Richtlijn nader onderzoek deel 1, voor specifieke categorieën van gevallen van bodemverontreiniging. SDU-uitgevers, Den Haag

GR (1997). Lood in drinkwater. Gezondheidsraad, Den Haag; publicatie nr 1997/07

GR (2001). Normering van huidblootstelling op de werkplek. Den Haag: Gezondheidsraad, 2001; publicatie nr 2001/28

GR (2004). Risico van bodemverontreiniging voor de mens: bodemonderzoek, modellen en normen. Gezondheidsraad, Den Haag; publicatie nr 2004/15

Hagens WI, Sips AJAM, Lijzen JPA, Oomen AG (2008). Richtlijn: bepalen van de orale biobeschikbaarheid van lood in de bodem. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701081

Hagens WI, Walraven N, Minekus M, Havenaar R, Lijzen JPA, Oomen AG (2009). Relative oral bioavailability of lead from Dutch made grounds. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701086

Hall EF, Dusseldorp A, Aries MBC, Knoll B (2009). Concentratietingen in het binnenmilieu van woningen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701019

Hegger C, Akkersdijk IG, Ass M van, Bogaard CJM van den, Nijhuis NJ, Rozema B, Brederode NE van (2007). GGD-richtlijn medische milieukunde: asbest in de bodem en gezondheid. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 609330003

Kempchen C (2000). Een vergeten blootstellingsscenario. Acute effecten bij jonge kinderen na bodemingestie. Stagerapport milieugezondheidskunde - Universiteit Maastricht 30 juni 2000

Köster HW (2001). Risk assessment of historical soil contamination with cyanides; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention Values. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701019

Lamé FPI, Bosman R (1993). Protocol voor het nader onderzoek deel 1, naar aard en concentraties van verontreinigde stoffen en de omvang van bodemverontreiniging. SDU-uitgevers, Den Haag

Lijzen JPA et al. (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701023

Lijzen JPA, Köster HW (2002). Risicobeoordeling van cyaniden in de bodem. Bodem 2: 76-8

Lijzen JPA et al. (in prep.). Guidance for site specific human risk assessment of soil contamination. Concept-RIVM-rapport 711701050

Mennen MG, Freijer JI, Delmaar JE, Janssen PCJM (2004). Protocol risico's blootstelling bij bodemsanering, versie 2. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven
<http://www.rivm.nl/milieuportaal/bibliotheek/modellen/DIVOCOS.jsp>

NEN (2008). Website Nederlands Normalisatie instituut. Nieuws 17 oktober 2008 <http://www.nen-bodem.nl/publicaties/3349&details=true>

NEN (2009). NEN 5725:2009 nl. Bodem - Landbodem - Strategie voor het uitvoeren van vooronderzoek bij verkennend en nader onderzoek. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft

NEN (2009b). NEN 5740:2009. Bodem - Landbodem- Strategie voor het uitvoeren van verkennend bodemonderzoek - Onderzoek naar de milieuhygiënische kwaliteit van bodem en grond. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft

Oomen AG, Lijzen JPA (2004). Relevancy of human exposure via house dust to the contaminants lead and asbestos. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701037

Oomen AG, Brandon EFA, Swartjes FA, Sips AJAM (2006). How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? Implementation and scientific basis. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701042

Oomen AG, Janssen PJCM, Eijkelen JCH van, Bakker MI, Baars AJ (2007). Cadmium in de Kempen Een integrale risicobeoordeling. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 320007001

Otte PF, Lijzen JPA, Otte JG, Swartjes FA, Versluijs CW (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701021

Otte PF, Lijzen JPA, Mennen MG (2007). Richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701048

Otte PF, Wintersen A (2007). Sanscrit toets. De handreiking. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM Briefrapport 711701073 (www.risicotoolboxbodem.nl/methoden)

Peeters E (2006). Kinderlood – Onderzoek naar de loodconcentraties in bloed van Rotterdamse kinderen anno 2005 en de invloed hierop van lood in de bodem. GGD Rotterdam en omstreken

Peeters E, Wijn P (2007). Kinderlood. Metingen aan de invloed van lood in de bodem op de concentratie in bloed. Bodem 2007; 1: 6-8

Peeters E, Burdorf A, Roeloffzen AB (2009). Determinanten van loodconcentraties in bloed van Rotterdamse kinderen. TSG 2009; 4: 168-175

Rbk (2008). Regeling bodemkwaliteit (tekst geldig vanaf 01-07-2008). Regeling van 13 december 2007, nr. DJZ2007124397, houdende regels voor de uitvoering van de kwaliteit van de bodem

Rikken MGJ, Lijzen JPA, Cornelese AA (2001). Evaluation of model concepts on human exposure. Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701022

Rikken MGJ, Lijzen JPA (2004). Update of risk assessment models for the indirect human exposure. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 601516011

RIVM (2008). <http://www.rivm.nl/gezondheidenmilieu/> > thema's > bodem > omvang

SenterNovem (2008). Bodem+. Handreiking Besluit bodemkwaliteit. Den Haag (www.bodemplus.nl)

SenterNovem (2008a). Nieuws website Bodemplus: 29-08-2008 Wijziging tussenwaarde bij milieuhygiënisch bodemonderzoek in NEN 5740
http://www.senternovem.nl/Bodemplus/nieuws/2008/20080929wijziging_tussenwaarde.asp

SenterNovem (2009). Nieuws website Bodemplus: 31-03-2009 Handreiking beoordeling van verontreinigde waterbodems
http://www.senternovem.nl/bodemplus/nieuws/2009/20090331handreiking_beoordeling_verontreinigde_waterbodems.asp

SKB (2007). SKB-cahier Olie in de bodem. Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem, Gouda

Sloof W, Beelen P van, Annema JA, Janus JA (eds) (1994). Basisdocument Kwik. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 710401023

Stallen P, Zijl R (2007). Arbo-informatieblad 22. Werken met verontreinigde grond / grondwater, 3^e druk. SDU uitgevers, Den Haag

Swartjes FA et al. (2007). Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701040

TCB (2002). Advies wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden. Den Haag, TCBA31(2002)

TCB (2007). Advies Combinatietoxicologie voor de mens in Sanscrit. 21 december 2007, Den Haag, TCB S72(2007)

Theelen RMC (1997). Biologische beschikbaarheid van lood uit de grond van de gemeente Arnhem, Haarlem en Rotterdam. Tauw Milieu 1997

Tiesjema B, Baars AJ (2009). Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701092

Tonkes M (2006). Handleiding sanering waterbodems. AKWA rapport 05.006. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Lelystad, mei 2006

- Versluijs CW, Otte PF (2001). Accumulatie van metalen in planten. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701024
- VROM (2002). Brief van de Staatssecretaris van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer aan de Voorzitter van de Tweede Kamer der Staten-Generaal. Den Haag, 16 januari 2002 (Kabinetsstandpunt Beleidsvernieuwing bodemsanering)
- VROM (2003). Brief van de Staatssecretaris van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer aan de Voorzitter van de Tweede Kamer der Staten-Generaal. Den Haag, 24 december 2003 (Beleidsbrief bodem)
- VROM (2008). Circulaire bodemsanering 2006, zoals gewijzigd op 1 oktober 2008. Staatscourant 10 juli 2008, nr. 131 / pag. 23
- VROM (2008a). NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, Den Haag december 2008
- VROM (2009). Circulaire bodemsanering 2009. Staatscourant 7 april 2009, nr. 67
- VROM/Grontmij (2009). Handreiking 'Identificatie spoedlocaties'. Versnellingsprotocol 'slim onderzoek'. Eindconcept 14 april 2009. VROM/Grontmij, Den Haag/Houten
- VW (2007). Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Circulaire sanering waterbodems 2008. Staatscourant 18 december 2007, nr. 245 / pag. 35
- Waitz MFW, Freijer JI, Kreule P, Swartjes FA (1996). The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 715810014
- Wbb (1986). Wet van 3 juli 1986, houdende regelen inzake bescherming van de bodem.
- Wbb (2005). Wet van 15 december 2005, houdende wijziging van de Wet bodembescherming en enkele andere wetten in verband met wijzigingen in het beleid inzake bodemsaneringen. Staatsblad 2005 680
- Wessels Y, Hehenkamp M, Zoest R van (2009). Toetsingskader Waterbodems. Toetsingskader voor waterbodembeheer onder de Waterwet - prototype. Projectnummer 261158. Grontmij Nederland BV, Houten, 12 februari 2009
- Wezenbeek JM (2007). Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk. SenterNovem-Bodem+, Ministerie van V&W. Kenmerk 3BODM0704, 1 september 2007 (<http://www.senternovem.nl/bodemplus/nieuws/2007/20071126waterbodemkwaliteit.asp>)
- Wijnen HJ van, Lijzen JPA (2006). Validation of the VOLASOIL model using air measurements from Dutch contaminated sites. Concentrations of four chlorinated compounds. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701041

Websites

www.abdk.nl

Website van het Projectbureau Actief Bodembeheer de Kempen. Actief Bodembeheer de Kempen (ABdK) is het milieuprogramma in Zuidoost-Brabant en Midden-Limburg dat de nadelige effecten van de vroegere bodemverontreiniging met zware metalen in en rondom de Kempen aanpakt. Onder meer de folder 'Cadmium en uw moestuin' is hier te downloaden.

www.atsdr.cdc.gov/

Agency for Toxic Substances & Disease Registry

- > ToxFAQ's: snel overzicht van gezondheidseffecten per stof
- > Toxicological Profiles: uitgebreide toxicologische informatie over gevaarlijke stoffen

www.biells.nl

BodemInformatie Essentieel voor Landelijke en Lokale Sturing. Het project BIELLS heeft als doel alle essentiële informatiebronnen met gegevens over de chemische, biologische en fysische kwaliteit van de bodem beschikbaar te maken.

www.bodemdata.nl/

Website van Alterra Wageningen UR met landsdekkende databestanden met informatie over bodem en grondwater en informatie van de landelijke bodemkaarten.

www.bodemloket.nl/

Met deze website wil de overheid inzicht geven in maatregelen die de afgelopen jaren getroffen zijn om de bodemkwaliteit van de omgeving in kaart te brengen (bodemonderzoek) of te herstellen (bodemsanering). Ook laat Bodemloket zien waar vroeger (bedrijfs-) activiteiten hebben plaatsgevonden die extra aandacht verdienen.

www.bodemrichtlijn.nl/

Kennisdocument voor bodem- en waterbodembeheer. De Richtlijn is een product van de gezamenlijke overheden.

www.infomil.nl

> gezondheid en milieu
Informatie over wetgeving, regelgeving, circulaire en kamerstukken.

www.milieuennatuurcompendium.nl

> bodem en grondwater
Analyse van en informatie over gegevens over milieu en natuur door het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) en Wageningen Universiteit en Researchcentrum (WUR).

www.minlnv.nl

Ministerie voor Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit

www.nen-bodem.nl

Informatie over NEN-normen in het werkveld bodem.

www.overheid.nl

Informatie over overheidsinstanties en wet- en regelgeving.

www.risicotoolboxbodem.nl/

De Risicotoolbox Bodem is onderdeel van het gebiedsspecifieke spoor van het nieuwe bodembeleid. In dit spoor kunnen decentrale bevoegde gezagen normen vastleggen voor de toepassing van grond en bagger. Bevat ook Sanscrit: beslissingsondersteunend systeem om de spoedeisendheid van saneren van ernstige bodemverontreiniging vast te leggen.

www.rivm.nl/gezondheidenmilieu

De website Gezondheid en Milieu geeft informatie over de invloed van het milieu en onze leefomgeving op uw gezondheid, met verwijzingen en links naar achtergrondinformatie en andere websites. Bij thema bodem onder meer informatie over gezondheid, risico's, omvang, blootstelling en beleid.

www.rivm.nl/milieuportaal/

Het Milieuportaal van het RIVM richt zich op professionals zoals beleidsmedewerkers van de ministeries van VROM en V&W, van regionale en lokale overheden en GGD-medewerkers. Bij thema bodem onder meer informatie over bodemverontreiniging, risicobeoordeling, bodemsanering en rol RIVM. Ook de GGD-richtlijnen zijn hier te vinden.

www.sanscrit.nl

Instrument voor de bepaling van spoedeisendheid van sanering

www.senternovem.nl/bodemplus

Informatie over onder andere bodembeheer, bodemkwaliteit, bodembeleid, bodemsanering.

www.sikb.nl/

'SIKB - Instrumenten voor eenvoudiger en beter bodembeheer'
SIKB (Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer) is een netwerkorganisatie die bedrijfsleven en overheid bij elkaar brengt om samen de kwaliteit van de uitvoering van archeologie en het (water-)bodembeheer te verbeteren.

www.skbodem.nl

Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem.

www.tcbodem.nl

Technische Commissie Bodembescherming. Adviseert over technische en wetenschappelijke aspecten van bodembescherming.

www.vrom.nl

Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu > bodem.

Voorlichtings- en informatiemateriaal

VROM informatieblad Besluit bodemkwaliteit

Het Besluit bodemkwaliteit geeft regels om grond, baggerspecie en bouwstoffen toe te passen en stelt kwaliteitseisen aan de uitvoering van bodemwerkzaamheden. Dit informatieblad geeft een overzicht van de belangrijkste veranderingen voor overheid en bedrijfsleven

Cadmium en uw moestuin. Veilig groente telen in de Kempen

Informatiefolder over het zelf telen van groenten voor inwoners van gemeenten waar cadmium in de bodem een rol speelt. Te vinden op de website van het Projectbureau Actief Bodembeheer de Kempen: www.abdk.nl

Betrokken instanties

- Gemeente, afdeling Milieu, Bodem(sanering), Communicatie, Welzijn/Volksgezondheid
- Provincie, afdeling Milieu, Bodem(sanering)
- Ministerie VROM en VROM-Inspectie
070-339 50 50
www.vrom.nl
VROM-Inspectie
 - Regio Noord-West (Noord-Holland, Utrecht, Flevoland): Haarlem 023 - 515 07 00
 - Regio Noord (Groningen, Friesland, Drenthe): Groningen 050 - 599 27 00
 - Regio Zuid-West (Zeeland, Zuid-Holland): Rotterdam 010 - 224 44 44
 - Regio Oost (Overijssel, Gelderland): Arnhem 026 - 352 84 00
 - Regio Zuid (Noord-Brabant, Limburg): Eindhoven 040 - 265 29 11
- SenterNovem Bodem+
www.senternovem.nl/bodemplus
070 - 373 5123
- Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid
Informatietelefoon 0800-9051 (gratis)
www.szw.nl
Arbeidsinspectie: melden van klachten en ernstige arbeidsongevallen
www.arbeidsinspectie.nl
 - Amsterdam: 020 - 581 26 12
 - Groningen: 050 - 522 58 80
 - Utrecht: 030 - 230 56 00
 - Rotterdam: 010 - 479 83 00
 - Arnhem: 026 - 355 71 11
 - Roermond: 0475 - 356 666
- Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit
Voedsel en Warenautoriteit / Keuringsdienst van Waren
www.minlnv.nl
Warenklachtenlijn 0800 - 0488 voor klachten, twijfels of vragen over de veiligheid van levensmiddelen en consumentenproducten
- Infomil
Informeert overheden over milieubeleid en wet- en regelgeving.
www.infomil.nl
Helpdesk: 010 - 373 55 75
- RIVM – Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu.
www.rivm.nl
030 – 274 91 11

Definities

Achtergrondwaarden	Waarden vastgesteld op basis van de gehalten aan stoffen zoals die voorkomen in de bodem van natuur- en landbouwgebieden in Nederland die niet zijn belast door lokale verontreinigingsbronnen.
Beschikking ernst/spoed	Een beschikking conform de nieuwe Wbb (1-1-2007) of er op een locatie sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging en of de locatie volgens het saneringscriterium met spoed (voor 2015) moet worden gesaneerd (www.milieuennatuurcompendium.nl).
Bevoegde Overheid Wbb (gedecentraliseerd bevoegd gezag)	Verantwoordelijke provincies en ‘rechtstreekse gemeenten’, die de Wbb uitvoeren en handhaven (met Wbb- en ISV-budget). Naast de gemeenten die rechtstreeks bevoegd gezag zijn, zijn er ook ‘programmameenten’ die wel zelf onderzoek en saneringen uitvoeren maar waarvoor de provincie bevoegd gezag is en ‘projectgemeenten’ waar ook de uitvoering via de provincie loopt. De totaal 42 bevoegde overheden zijn: Provincies (12). Grote steden (4): Amsterdam, Den Haag, Rotterdam, Utrecht. Overige rechtstreekse gemeenten (26): Alkmaar, Almelo, Amersfoort, Arnhem, Breda, Delft, Den Bosch, Deventer, Dordrecht, Eindhoven, Emmen, Enschede, Groningen, Haarlem, Heerlen, Helmond, Hengelo, Leeuwarden, Leiden, Maastricht, Nijmegen, Schiedam, Tilburg, Venlo, Zaanstad en Zwolle (www.milieuennatuurcompendium.nl).
Biobeschikbaarheid	Biologische beschikbaarheid, interne blootstelling Het totaal aan processen dat er voor zorgt dat een contaminant beschikbaar komt in het lichaam: inname via de mond, vrijkomen uit de matrix van de stof in het maagdarmkanaal, opname van de stof uit de darm in het bloed, first-pass-effect (metabolisme in de lever).
CSOIL	Rekenmodel waarmee de humane blootstelling door bodemverontreiniging kan worden gekwantificeerd. Het model berekent de blootstelling voor de zeven bodemfuncties uit het Besluit bodemkwaliteit en is onderdeel van Sanscrit en de Risicotoolbox Bodem.
Diffuse bodemverontreiniging	Bodemverontreiniging die zich vaak uitstrekt over grote oppervlakken, niet aan een specifieke bron is toe te schrijven, met over het algemeen geen duidelijke verontreinigingskern en met meestal relatief lichte verontreinigingen. In enkele gevallen kan ook ernstige verontreiniging voorkomen, zoals lood in de stedelijke ophooglagen.
Ernstige bodemverontreiniging	Verontreiniging waarbij een interventiewaarde voor een of meer stoffen wordt overschreden in een bodemvolume van tenminste 25 m ³ grond en/of 100 m ³ grondwater. Voor een ernstig geval dienen tenminste maatregelen voor beheer te worden getroffen en de spoed voor sanering te worden vastgesteld.
Freatisch grondwater	Grondwater dat bovenop een eerste slecht doorlatende bodemlaag (bijvoorbeeld klei) staat, in relatief goed doorlatende grond. Het eerste grondwater dat men tegenkomt wanneer men gaat graven, is freatisch.

Freatisch niveau	Diepte waarop zich de grondwaterspiegel bevindt, uitgedrukt in m of cm beneden maaiveld (of een ander vergelijkingsvlak, bijvoorbeeld NAP).
Functiegericht saneren	Methode van saneren die na de Beleidsvernieuwing Bodemsanering (BEVER) is toegestaan en waarbij het principe van multifunctionaliteit is losgelaten. Er wordt niet verder gesaneerd dan voor het beoogde gebruik nodig is. Er blijft nog beheer nodig, en bij gebruikswijzigingen volgt een nieuwe evaluatie. Functiegericht saneren kan zowel voor de bovengrond als voor de ondergrond worden uitgevoerd (www.milieuennatuurcompendium.nl).
Genotoxische carcinogenen	Genotoxische carcinogenen hebben een werkingsmechanisme dat verloopt via een beschadiging van de genen (mutatie van DNA). Er wordt verondersteld dat elke dosis een kans op beschadiging geeft en dat hier geen drempelwaarde voor is. Niet-genotoxische carcinogenen werken niet via genbeschadiging. Voor deze stoffen wordt verondersteld dat er wel een drempelwaarde is
Historisch onderzoek	Zie vooronderzoek.
Humus	De fractie organische stof in de bodem dat achterblijft na het verwijderen van de macro-organische en opgeloste delen. Korthedshalve krijgt het woord humus vaak de voorkeur, terwijl organisch stof (een ruimer begrip) wordt bedoeld.
Interventiewaarde	Gehalte in de grond waarboven er mogelijk risico's zijn voor de mens of het ecosysteem. Boven deze waarde moeten humane en ecologische risico's nader worden bekeken.
Lutum	Kleideeltjes. Bij een lutumfractie groter dan 8% wordt gesproken van klei.
Maximale waarden verontreinigingsniveau	Waarden voor het maximale verontreinigingsniveau per stof of stofgroep voor land- en waterbodems, bepalend voor de toepassingsmogelijkheden. Onder het Besluit bodemkwaliteit worden toepassingen van grond en bagger op landbodem getoetst aan generieke maximale waarden of lokale maximale waarden. Decentrale bevoegde overheden kunnen ervoor kiezen om in gebieden lokale maximale waarden vast te stellen. Deze dienen onderbouwd te worden met de Risicotoolbox Bodem (www.milieuennatuurcompendium.nl).
MTR	<p>Maximaal Toelaatbaar Risico</p> <p>Voor stoffen <i>met drempelwaarde</i>: de hoeveelheid in microgram/kg lichaamsgewicht/dag die bij levenslange blootstelling geen effect op de gezondheid heeft.</p> <p>Voor stoffen <i>zonder drempelwaarde</i> (genotoxische carcinogenen):</p> <p>1 geval van kanker per 1.000.000 blootgestelden per jaar of 1 geval van kanker per 10.000 blootgestelden gedurende een heel leven</p>

Multifunctioneel saneren	Dit betekent dat na sanering de bodem zover is gereinigd dat de verontreiniging geen belemmering meer is voor ieder soort bodemgebruik en dat ook geen aanvullend beheer of nazorg nodig is. Bij kleine locaties heeft multifunctioneel saneren vaak de voorkeur omdat daarmee het probleem blijvend is opgelost en ook de kosten te overzien zijn.
Nader onderzoek	Met dit onderzoek wordt de ernst van de verontreiniging en de spoed van de sanering bepaald. Bij spoed wordt daarna een saneringsplan gemaakt waarop de Bevoegde Overheid Wbb een beschikking tot sanering afgeeft (www.milieuennatuurcompendium.nl).
NEN-norm	Een norm (richtlijn) uitgegeven door het Nederlands Normalisatie Instituut
Organisch stof	Al het levende en dode materiaal in de grond dat van organische herkomst is.
Oriënterend onderzoek	Dit is het eerste daadwerkelijke bodemonderzoek op verdachte locaties. Met dit onderzoek wordt vastgesteld of de mate van verontreiniging reden geeft tot een vervolg. Het vervolgonderzoek is dan het nader onderzoek.
Poriewater	Het water dat wordt vastgehouden in de ruimte (of spleten) tussen de vaste deeltjes van de grond.
Relatieve biobeschikbaarheid	Biobeschikbaarheid van lood ‘omgerekend’ naar biobeschikbaarheid in voedsel (in de onderbouwende studies van het MTR was voedsel de matrix waar het lood in zat).
Risicoolbox Bodem	In algemene zin: verzameling van hulpmiddelen (tools) voor een integrale risicobeoordeling van (bodem)verontreiniging. RisicoolboxBodem.nl : beslissingsondersteunende webapplicatie voor decentrale bevoegde overheden. Wordt door decentrale bevoegde overheden gebruikt om gebiedsspecifieke risicobeoordeling voor mens, ecosysteem en landbouw uit te voeren en om lokale maximale waarden voor grond- en baggerverzet te onderbouwen (www.milieuennatuurcompendium.nl)
Sanering	Het aanpakken van een bodemverontreiniging zodat bij het huidige of toekomstige gebruik van de locatie geen risico's meer aanwezig zijn voor mens en milieu.
Saneringsonderzoek	Een onderzoek naar de meest geschikte en kosteneffectieve saneringsmethode voor een geval van bodemverontreiniging.
Saneringsplan	Een weergave van de werkwijze die zal worden gevolgd tijdens het saneren van een geval van bodemverontreiniging en de verwachte resultaten (www.milieuennatuurcompendium.nl).
Saneringsverplichting	Een door een beschikking van het bevoegd gezag opgelegde sanering om milieuhygiënische of maatschappelijke redenen (www.milieuennatuurcompendium.nl).

Saneringscriterium	Methodiek conform de nieuwe Wbb (per 1-1-2007) , waarbij locatiespecifiek wordt getoetst of er sprake is van onaanvaardbare risico's voor de mens (gezondheidseffecten), voor het ecosysteem (bio-accumulatie, doorvergiftiging, bedreiging van soorten en processen), en/of van risico's van verspreiding van verontreiniging. Op basis van de bepaalde risico's wordt vastgesteld of maatregelen (beheersen, saneren) al dan niet met spoed moeten worden uitgevoerd (www.milieuennatuurcompendium.nl).
Sanscrit	Instrument waarmee wordt vastgesteld of er, in geval van een ernstige bodemverontreiniging, sprake is van zodanig risico dat er spoedig moet worden gesaneerd. Opvolger van Saneringsurgentie Systematiek (SUS). De modelberekeningen worden uitgevoerd op basis van de gegevens van het nader onderzoek en geven een locatiespecifieke inschatting van de risico's voor mens, voor het ecosysteem en ten gevolge van verspreiding van verontreinigd grondwater.
Standaardbodem	Bodem met 10% organisch stof en 25% lutum.
Stedelijke ophooglaag	De bovenste laag in stedelijke gebieden die is ontstaan door (lange) bewonersgeschiedenis. Deze laag is door eeuwenlang gebruik van lood in allerlei producten en materialen grootschalig verontreinigd met lood.
SUS	Sanerings Urgentie Systematiek. Dit is een systematiek binnen de oude Wbb, waarmee locatiespecifiek kan worden bepaald of de sanering van een geval van ernstige bodemverontreiniging urgent of niet-urgent is. SUS is de voorganger van het instrument Sanscrit
TCL	Toelaatbare concentratie in lucht Voor stoffen <i>met drempelwaarde</i> : de concentratie die bij levenslange blootstelling geen effect op de gezondheid heeft Voor stoffen <i>zonder drempelwaarde</i> (genotoxische carcinogenen): 1 geval van kanker per 1.000.000 blootgestelden per jaar of 1 geval van kanker per 10.000 blootgestelden gedurende een heel leven
Tussenwaarde	$Tussenwaarde = (achtergrondwaarde + interventiewaarde) / 2$
Verdachte locaties	Locaties waarbij op grond van de beschikbare informatie het vermoeden bestaat dat er bodemverontreiniging aanwezig is, zonder dat dit door middel van bodemonderzoek daadwerkelijk is vastgesteld.
Verkennend onderzoek	Door middel van een verkennend bodemonderzoek kan met een geringe inspanning worden vastgesteld of op een bepaalde locatie sprake is van bodemverontreiniging. Het verkennend bodemonderzoek kan gezien worden als een combinatie van een historisch-, veld- en laboratoriumonderzoek. In veel gevallen wordt een dergelijk onderzoek uitgevoerd ten behoeve van de aanvraag van een bouwvergunning of bij aan- of verkoop van onroerend goed.

Vooronderzoek

Historisch onderzoek

Het verzamelen van informatie over het vroegere gebruik en het huidige gebruik, onder meer gericht op het vinden van mogelijke bronnen van bodembelasting en de mogelijke aard van verontreinigingen.

Afkortingen

ATSDR	Agency for Toxic Substances & Disease Registry
Awb	Algemene wet bestuursrecht
Bbk	Besluit bodemkwaliteit
BCF	Bioconcentratiefactor
BTEX	Benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen
CR	Cancer Risk
EC	Equivalent carbon = equivalent koolstofgetal
EOX	Extraheerbare Organische Halogeenverbindingen
GES	Gezondheidseffectscreening
GGD	Gemeentelijke/Gemeenschappelijke Gezondheidsdienst
GR	Gezondheidsraad
IARC	International Agency for Research on Cancer
ISV	Investeringsbudget Stedelijke Vernieuwing
IVD	In Vitro Digestie
mg/kg _{ds}	Milligram per kilogram droge stof
MTR	Maximaal toelaatbaar risico
NEN	Nederlandse norm, ontwikkeld door het Nederlands Normalisatie Instituut
NTA	Nederlandse Technische Afspraak
OS	Organsich Stof
PAK	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen
PCB	Polychloorbifenyyl
PE	Polyethyleen
PER	Perchlooretheen = tetrachlooretheen
PVC	Polyvinylchloride

Rbk	Regeling bodemkwaliteit
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
SIKB	Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer
TCB	Technische Commissie Bodembescherming
TCL	Toelaatbare Concentratie in Lucht
TEF	Toxiciteit Equivalentie Factoren
TEQ	Toxiciteitsequivalent
TIM	TNO in vitro model
TRI	Trichlooretheen
VOC	Vluchtige organische contaminanten
VOCl	Vluchtige organochloorverbindingen
VOS	Vluchtige Organische Stoffen
VR	Verwaarloosbaar risico
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
Wbb	Wet bodembescherming
WHO	World Health Organisation

Geraadpleegde deskundigen

Drs. J.M.G. Berghs, SRE Milieudienst, Eindhoven

Dr. A. Honders, SenterNovem, Directie Milieu en Leefomgeving, Den Haag

Drs. H. Jans, Bureau Gezondheid, Milieu en Veiligheid GGD'en Brabant en Zeeland,
's-Hertogenbosch

Dr. D. Lud, Tauw Lubag, Regensburg, Duitsland

Ing. P. de Nijs, Gemeente Breda, Directie Ruimtelijke Ordening

Dr. J.M. Roels, RIVM, Bilthoven.

Drs. J.J. Schreuder, DHV, Groningen

Samenstelling werkgroep

Penvoerder

C. Hegger, arts Maatschappij en Gezondheid, medisch milieukundige. GGD Rotterdam-Rijnmond

Werkgroepleden

C.J.M. van den Bogaard, arts Maatschappij en Gezondheid, vakspecialist gezondheid VROM-inspectie. Ministerie VROM, Den Haag

Ing. J.M. Gadella, adviseur SenterNovem – BodemPlus, Den Haag

Ir. J.P.A. Lijzen, projectleider RIVM, Bilthoven

Drs. R.J. Nijdam, milieugezondheidkundige, Bureau Gezondheid, Milieu en Veiligheid GGD'en Brabant/Zeeland, 's Hertogenbosch/Tilburg

Drs. N.J. Nijhuis, adviseur Milieu en Gezondheid, GGD Amsterdam

D.H.J. van de Weerd, arts Maatschappij en Gezondheid, medisch milieukundige. Hulpverleningsdienst Gelderland Midden, Arnhem

Coördinator

N.E. van Brederode, arts Maatschappij en Gezondheid, medisch milieukundige. RIVM, Bilthoven

Bijlage 1. Blootstellingsroutes en risicogrenswaarden bodem

CSOIL2000:

Bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes aan de levenslang gemiddelde dagelijkse blootstelling en risicogrenswaarden bodem voor WONEN MET TUIN.

Bijlage 1 Bijdrage (in %) van de verschillende routes aan de totale blootstelling en risicogrenswaarden bodem

Bodemgebruik

wonen met tuin

Receptor

levenslang gemiddeld

contaminant	SRC humaan risicogrenswaarde bodem mg/kg d.s.	ingestie dermale opname grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
Metalen											
antimoon	21,74	3,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	96,9%	0,0%	0,0%	0,0%
arsenic	614,20	76,2%	0,0%	0,0%	0,6%	0,0%	0,0%	23,2%	0,0%	0,0%	0,0%
barium	8533,02	52,2%	0,0%	0,0%	0,4%	0,0%	0,0%	47,4%	0,0%	0,0%	0,0%
beryllium	300,81	73,7%	0,0%	0,0%	0,6%	0,0%	0,0%	25,8%	0,0%	0,0%	0,0%
cadmium	44,17	10,8%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	89,1%	0,0%	0,0%	0,0%
chromium (III)	2756,50	67,3%	0,0%	0,0%	0,5%	0,0%	0,0%	32,2%	0,0%	0,0%	0,0%
chromium (VI)	77,82	67,3%	0,0%	0,0%	0,5%	0,0%	0,0%	32,2%	0,0%	0,0%	0,0%
cobalt	23,22	2,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	98,0%	0,0%	0,0%	0,0%
copper	8295,65	9,8%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	90,1%	0,0%	0,0%	0,0%
lead (blootstelling kind)	534,32	73,2%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	26,5%	0,0%	0,0%	0,0%
mercury (anorganic)	133,99	8,4%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	91,6%	0,0%	0,0%	0,0%
molybdenum	1241,95	15,2%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	84,6%	0,0%	0,0%	0,0%
nickel	1466,70	42,5%	0,0%	0,0%	0,3%	0,0%	0,0%	57,2%	0,0%	0,0%	0,0%
selenium	322,94	7,9%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	92,0%	0,0%	0,0%	0,0%
silver	388,03	9,5%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	90,4%	0,0%	0,0%	0,0%
tellurium	778,93	47,7%	0,0%	0,0%	0,4%	0,0%	0,0%	51,9%	0,0%	0,0%	0,0%
thallium	149,07	91,3%	0,0%	0,0%	0,7%	0,0%	0,0%	8,0%	0,0%	0,0%	0,0%
tin	437141,11	26,8%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	73,0%	0,0%	0,0%	0,0%
vanadium	1244,55	78,8%	0,0%	0,0%	0,6%	0,0%	0,0%	20,6%	0,0%	0,0%	0,0%
zinc	51033,06	12,5%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	87,4%	0,0%	0,0%	0,0%
Anorganische verbindingen											
cyanides (complex) (zie toelichting in 4.6.1.)		0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%		0,0%	0,0%	0,0%

contaminant	SRC humaan risicogrenswaarde bodem mg/kg d.s.	ingestie dermale opname		dermale	inhalatie	inhalatie	inhalatie	consumptie	consumptie	inhalatie	dermale
		grond	binnen grond	opname buiten grond	grond	binnenlucht	buitenlucht	gewas eigen tuin	drinkwater	damp douchen	opname baden
cyanides (free) (zie toelichting in 4.6.1.)		0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%		0,0%	0,0%	0,0%
thiocyanate (zie toelichting in 4.6.1.)		0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%		0,0%	0,0%	0,0%
Aromatische verbindingen											
benzene	1,15	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	97,8%	0,0%	0,9%	0,9%	0,2%	0,2%
catechol	457,04	1,4%	0,0%	0,1%	0,0%	0,1%	0,0%	94,5%	3,8%	0,0%	0,0%
ethylbenzene	111,03	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	96,4%	0,0%	1,2%	0,8%	0,2%	1,4%
hydroquinone	96,34	0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	98,4%	1,0%	0,0%	0,0%
m-cresol	422,99	1,0%	0,0%	0,1%	0,0%	3,0%	0,0%	52,9%	37,2%	0,1%	5,6%
m-xylene	139,91	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	95,3%	0,0%	1,9%	0,8%	0,2%	1,7%
o-cresol	324,13	0,8%	0,0%	0,1%	0,0%	2,7%	0,0%	53,3%	37,5%	0,1%	5,5%
o-xylene	108,71	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	94,5%	0,0%	2,2%	1,1%	0,2%	1,9%
p-cresol	353,70	0,9%	0,0%	0,1%	0,0%	1,1%	0,0%	55,7%	36,9%	0,0%	5,3%
phenol	390,98	1,3%	0,0%	0,1%	0,0%	1,4%	0,0%	96,5%	0,6%	0,0%	0,0%
p-xylene	247,79	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	95,5%	0,0%	1,8%	0,8%	0,2%	1,5%
resorcinol	19,40	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	98,5%	1,3%	0,0%	0,0%
toluene	32,31	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	97,5%	0,0%	1,1%	0,6%	0,1%	0,5%
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)											
9H-fluorene	22528,24	69,0%	0,4%	6,0%	0,5%	2,9%	0,0%	19,5%	0,2%	0,0%	1,5%
acenaphthene	315186,96	77,2%	0,5%	6,7%	0,6%	0,8%	0,0%	14,0%	0,0%	0,0%	0,2%
acenaphthylene	25884,79	63,4%	0,4%	5,5%	0,5%	3,3%	0,0%	23,3%	0,6%	0,0%	3,1%
anthracene	25457,70	77,9%	0,5%	6,8%	0,6%	0,0%	0,0%	14,1%	0,0%	0,0%	0,1%
benzo(a)anthracene	3008,92	73,7%	0,5%	6,4%	0,6%	0,0%	0,0%	18,8%	0,0%	0,0%	0,0%
benzo(a)pyrene	278,62	68,3%	0,4%	5,9%	0,5%	0,0%	0,0%	24,8%	0,0%	0,0%	0,0%
benzo(b)fluoranthene	2759,72	67,6%	0,4%	5,9%	0,5%	0,0%	0,0%	25,4%	0,0%	0,0%	0,1%
benzo(ghi)perylene	19235,57	78,5%	0,5%	6,8%	0,6%	0,0%	0,0%	13,6%	0,0%	0,0%	0,0%
benzo(j)fluoranthene	2780,11	68,1%	0,4%	5,9%	0,5%	0,0%	0,0%	24,9%	0,0%	0,0%	0,1%
benzo(k)fluoranthene	3185,01	78,0%	0,5%	6,8%	0,6%	0,0%	0,0%	14,1%	0,0%	0,0%	0,0%

contaminant	SRC humaan risicogrenswaarde bodem mg/kg d.s.	ingestie dermale opname		dermale	inhalatie	inhalatie	inhalatie	consumptie	consumptie	inhalatie	dermale	
		grond	binnen grond	opname buiten grond	grond	binnenlucht	buitenlucht	gewas eigen tuin	drinkwater	damp douchen	opname baden	
chrysene	32034,34	78,5%	0,5%	6,8%	0,6%	0,0%	0,0%	13,6%	0,0%	0,0%	0,0%	
dibenz(a,h)anthracene	69,96	17,1%	0,1%	1,5%	0,1%	0,0%	0,0%	81,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
fluoranthene	30310,88	74,2%	0,5%	6,4%	0,6%	0,1%	0,0%	18,1%	0,0%	0,0%	0,1%	
indeno(1,2,3-cd) pyrene	3154,31	77,3%	0,5%	6,7%	0,6%	0,0%	0,0%	14,9%	0,0%	0,0%	0,0%	
naphthalene	870,04	2,7%	0,0%	0,2%	0,0%	65,0%	0,0%	23,3%	2,8%	0,4%	5,5%	
phenanthrene	23108,23	70,8%	0,4%	6,1%	0,5%	0,4%	0,0%	20,3%	0,2%	0,0%	1,2%	
pyrene *)	320141,68	78,4%	0,5%	6,8%	0,6%	0,0%	0,0%	13,7%	0,0%	0,0%	0,0%	
Gechloroerde koolwaterstoffen, vluchtige organische componenten (VOC)												
1,1,1-trichloroethane	7,92	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,0%	0,0%	0,4%	0,3%	0,1%	0,2%	
1,1,2-trichloroethane	5,97	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	88,2%	0,0%	4,1%	6,1%	1,0%	0,4%	
1,1-dichloroethane	8,86	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,0%	0,0%	0,6%	0,3%	0,1%	0,0%	
1,1-dichloroethene	0,13	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	98,2%	0,0%	0,2%	1,2%	0,3%	0,2%	
1,2-dichloroethane	6,43	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	95,0%	0,0%	3,8%	0,9%	0,2%	0,0%	
1,2-dichloroethene (cis)	0,32	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,8%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
1,2-dichloroethene (cis,trans)	0,38	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,9%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
1,2-dichloroethene (trans)	0,48	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,9%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
1,2-dichloropropane	0,77	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	96,7%	0,0%	1,7%	1,2%	0,2%	0,1%	
1,3-dichloropropane	0,77	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	96,7%	0,0%	1,7%	1,2%	0,2%	0,1%	
dichloromethane (methylene chloride)	68,50	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	97,9%	0,0%	1,3%	0,6%	0,1%	0,0%	
monochloroethene (vinylchloride)	2,15E-03	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
tetrachloroethene	8,77	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,2%	0,0%	0,5%	0,1%	0,0%	0,1%	
tetrachloromethane (carbon tetrachloride)	0,69	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,4%	0,0%	0,4%	0,1%	0,0%	0,1%	
trichloroethene	10,47	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	98,4%	0,0%	0,7%	0,6%	0,1%	0,2%	
trichloromethane(chloroform)	5,57	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	97,5%	0,0%	1,2%	0,9%	0,2%	0,1%	

contaminant	SRC humaan risicogrenswaarde bodem mg/kg d.s.	ingestie dermale opname grond	binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
Gechloroerde koolwaterstoffen, chloorbenzenen, chloorfenolen, algemeen											
1,2,3,4-tetrachlorobenzene	25,33	6,2%	0,0%	0,5%	0,0%	27,6%	0,0%	56,3%	1,6%	0,2%	7,6%
1,2,3,5-tetrachlorobenzene	8,38	2,1%	0,0%	0,2%	0,0%	49,3%	0,0%	41,7%	1,1%	0,2%	5,5%
1,2,3-trichlorobenzene	58,78	0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	86,5%	0,0%	9,5%	0,6%	0,1%	2,7%
1,2,4,5-tetrachlorobenzene	2,10	0,5%	0,0%	0,0%	0,0%	92,5%	0,0%	6,0%	0,2%	0,0%	0,8%
1,2,4-trichlorobenzene	82,32	0,8%	0,0%	0,1%	0,0%	85,0%	0,0%	10,4%	0,8%	0,1%	2,9%
1,2-dichlorobenzene	476,60	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	83,6%	0,0%	7,2%	3,0%	0,5%	5,4%
1,3,5-trichlorobenzene	12,91	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	99,4%	0,0%	0,4%	0,0%	0,0%	0,1%
1,4-dichlorobenzene	474,66	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	88,9%	0,0%	4,8%	2,0%	0,3%	3,6%
1-chloronaphatalene	18,66	3,6%	0,0%	0,3%	0,0%	47,5%	0,0%	39,3%	1,4%	0,2%	7,6%
2,3,4,5-tetrachlorophenol	343,08	14,0%	0,1%	1,2%	0,1%	4,0%	0,0%	67,4%	3,9%	0,1%	9,3%
2,3,4,6-tetrachlorophenol	79,69	3,3%	0,0%	0,3%	0,0%	2,1%	0,0%	77,9%	5,3%	0,1%	11,1%
2,3,4-trichlorophenol	186,49	7,6%	0,0%	0,7%	0,1%	11,7%	0,0%	66,8%	6,4%	0,1%	6,6%
2,3,5,6-tetrachlorophenol	184,26	7,5%	0,0%	0,7%	0,1%	5,5%	0,0%	69,5%	7,0%	0,1%	9,6%
2,3,5-trichlorophenol	199,09	8,1%	0,1%	0,7%	0,1%	1,5%	0,0%	76,2%	5,7%	0,0%	7,7%
2,3,6-trichlorophenol	197,96	8,1%	0,1%	0,7%	0,1%	1,1%	0,0%	77,2%	4,3%	0,0%	8,5%
2,3-dichlorophenol	119,07	4,9%	0,0%	0,4%	0,0%	25,6%	0,0%	65,0%	2,7%	0,1%	1,2%
2,4,5-trichlorophenol	253,14	10,3%	0,1%	0,9%	0,1%	2,0%	0,0%	73,9%	4,6%	0,0%	8,1%
2,4,6-trichlorophenol	326,72	13,3%	0,1%	1,2%	0,1%	3,0%	0,0%	70,0%	4,6%	0,0%	7,7%
2,4-dichlorophenol	113,58	4,6%	0,0%	0,4%	0,0%	3,9%	0,0%	86,3%	2,7%	0,0%	2,0%
2,5-dichlorophenol	155,21	6,3%	0,0%	0,5%	0,0%	31,6%	0,0%	58,1%	1,9%	0,1%	1,4%
2,6-dichlorophenol	148,05	6,0%	0,0%	0,5%	0,0%	25,8%	0,0%	63,6%	2,9%	0,1%	1,1%
2-chloronaphatalene	45,13	4,8%	0,0%	0,4%	0,0%	25,8%	0,0%	55,7%	1,9%	0,2%	11,2%
2-chlorophenol	40,19	1,6%	0,0%	0,1%	0,0%	47,5%	0,0%	50,5%	0,2%	0,0%	0,0%
3,4,5-trichlorophenol	247,36	10,1%	0,1%	0,9%	0,1%	2,8%	0,0%	74,1%	3,0%	0,0%	9,0%
3,4-dichlorophenol	161,03	6,6%	0,0%	0,6%	0,1%	16,5%	0,0%	72,3%	1,7%	0,0%	2,2%
3,5-dichlorophenol	26,57	1,1%	0,0%	0,1%	0,0%	41,1%	0,0%	54,7%	1,0%	0,1%	1,9%

contaminant	SRC humaan risicogrenswaarde bodem mg/kg d.s.	ingestie dermale opname		dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
		grond	binnen grond								
3-chlorophenol	199,49	8,1%	0,1%	0,7%	0,1%	5,9%	0,0%	84,8%	0,2%	0,0%	0,1%
4-chlorophenol	56,68	2,3%	0,0%	0,2%	0,0%	4,2%	0,0%	92,9%	0,3%	0,0%	0,1%
hexachlorobenzene	2,70	2,1%	0,0%	0,2%	0,0%	2,2%	0,0%	94,1%	0,4%	0,0%	1,0%
monochloroanilin	45,71	6,2%	0,0%	0,5%	0,0%	1,7%	0,0%	52,1%	36,0%	0,1%	3,3%
monochlorobenzene	113,96	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	91,7%	0,0%	2,1%	2,9%	0,6%	2,7%
PCB 105 *	2,11	19,4%	0,1%	1,7%	0,2%	0,1%	0,0%	78,5%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB 126 *	3,03E-03	9,3%	0,1%	0,8%	0,1%	0,1%	0,0%	89,7%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB 156 *	1,06	9,7%	0,1%	0,8%	0,1%	0,0%	0,0%	89,2%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB 157 *	1,06	9,7%	0,1%	0,8%	0,1%	0,1%	0,0%	89,2%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB 169 *	8,68E-03	8,0%	0,0%	0,7%	0,1%	0,0%	0,0%	91,2%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB 28	0,69	8,0%	0,0%	0,7%	0,1%	5,5%	0,0%	85,3%	0,1%	0,0%	0,3%
PCB 52	0,28	3,3%	0,0%	0,3%	0,0%	3,7%	0,0%	92,5%	0,0%	0,0%	0,1%
PCB 77 *	6,33	19,4%	0,1%	1,7%	0,2%	0,2%	0,0%	78,5%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB101	0,61	7,2%	0,0%	0,6%	0,1%	4,0%	0,0%	88,1%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB118	1,90	23,3%	0,1%	2,0%	0,2%	0,1%	0,0%	74,3%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB118	1,90	23,3%	0,1%	2,0%	0,2%	0,1%	0,0%	74,3%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB138	0,32	3,9%	0,0%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	95,7%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB153	0,46	5,6%	0,0%	0,5%	0,0%	0,1%	0,0%	93,6%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB180	0,17	2,1%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	97,7%	0,0%	0,0%	0,0%
pentachlorobenzene	6,71	1,6%	0,0%	0,1%	0,0%	57,9%	0,0%	38,2%	0,4%	0,1%	1,6%
pentachlorophenol	19,69	0,8%	0,0%	0,1%	0,0%	0,2%	0,0%	88,7%	2,3%	0,0%	7,9%
Bestrijdingsmiddelen											
a-HCH	19,71	8,7%	0,1%	0,8%	0,1%	21,1%	0,0%	63,4%	4,2%	0,2%	1,6%
aldrin	0,32	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	1,3%	0,0%	98,2%	0,0%	0,0%	0,0%
atrazine	18,25	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	98,2%	1,1%	0,0%	0,1%

contaminant	SRC humaan	ingestie dermale opname		dermale	inhalatie	inhalatie	inhalatie	consumptie	consumptie	inhalatie	dermale
	risicogrenswaarde bodem mg/kg d.s.	grond	binnen grond	opname buiten grond	grond	binnenlucht	buitenlucht	gewas eigen tuin	drinkwater	damp douchen	opname baden
azinphosmethyl	294,37	7,7%	0,0%	0,7%	0,1%	0,0%	0,0%	86,2%	5,2%	0,0%	0,2%
b-HCH	1,55	9,5%	0,1%	0,8%	0,1%	20,7%	0,0%	63,0%	4,1%	0,2%	1,6%
carbaryl	106,03	4,3%	0,0%	0,4%	0,0%	6,7%	0,0%	78,4%	9,3%	0,0%	0,8%
carbofuran	5,67	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	96,6%	3,0%	0,0%	0,0%
chlorodane	14,29	6,1%	0,0%	0,5%	0,0%	0,9%	0,0%	92,2%	0,2%	0,0%	0,1%
DDD	41,54	10,2%	0,1%	0,9%	0,1%	0,0%	0,0%	88,6%	0,1%	0,0%	0,1%
DDE	17,16	4,2%	0,0%	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	95,3%	0,0%	0,0%	0,0%
DDT	30,55	7,5%	0,0%	0,6%	0,1%	0,0%	0,0%	91,7%	0,0%	0,0%	0,0%
dieldrin	9,12	11,2%	0,1%	1,0%	0,1%	0,0%	0,0%	86,1%	1,2%	0,0%	0,4%
endosulfan	3622,30	73,9%	0,5%	6,4%	0,6%	0,3%	0,0%	18,0%	0,3%	0,0%	0,0%
endrin	16,22	9,9%	0,1%	0,9%	0,1%	0,0%	0,0%	87,5%	1,1%	0,0%	0,4%
g-HCH	1,33	4,1%	0,0%	0,4%	0,0%	0,2%	0,0%	89,3%	4,3%	0,0%	1,7%
heptachloro	10,01	5,5%	0,0%	0,5%	0,0%	34,1%	0,0%	59,5%	0,2%	0,0%	0,1%
heptachloroepoxide	2,07	1,4%	0,0%	0,1%	0,0%	78,5%	0,0%	17,9%	1,7%	0,2%	0,1%
maneb	30443,37	78,2%	0,5%	6,8%	0,6%	0,0%	0,0%	13,9%	0,0%	0,0%	0,0%
MCPA	1,98	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,8%	0,0%	0,0%	0,0%
propoxur	1,24	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	98,4%	1,4%	0,0%	0,0%
tri-butyltinoxide	77,45	31,6%	0,2%	2,7%	0,2%	0,1%	0,0%	61,7%	2,6%	0,0%	0,9%
tri-fenyltin (compounds)	315934,41	77,4%	0,5%	6,7%	0,6%	0,0%	0,0%	14,7%	0,1%	0,0%	0,0%
trifenyltinhydroxide	314,32	77,0%	0,5%	6,7%	0,6%	0,0%	0,0%	15,1%	0,1%	0,0%	0,0%
Overige verontreinigingen											
4-chloro-2-methylfenol	183,97	1,0%	0,0%	0,1%	0,0%	25,6%	0,0%	68,5%	2,8%	0,1%	1,9%
acrylonitril	0,43	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	74,3%	0,0%	23,2%	2,1%	0,2%	0,0%
aliphatic >EC10-EC12	151,23	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	99,7%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%
aliphatic >EC12-EC16	55241,58	52,6%	0,3%	4,6%	0,4%	32,9%	0,0%	9,2%	0,0%	0,0%	0,0%
aliphatic >EC16-EC21	1281513,76	78,5%	0,5%	6,8%	0,6%	0,1%	0,0%	13,5%	0,0%	0,0%	0,0%
aliphatic >EC5-EC6	34,77	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,9%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

contaminant	SRC humaan risicogrenswaarde bodem mg/kg d.s.	ingestie dermale opname grond	binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
aliphatic >EC6-EC8	109,09	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,9%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%
aliphatic >EC8-EC10	28,30	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,9%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%
aromatic >EC10-EC12	305,36	0,6%	0,0%	0,1%	0,0%	90,4%	0,0%	4,5%	0,7%	0,1%	3,6%
aromatic >EC12-EC16	1537,85	3,8%	0,0%	0,3%	0,0%	58,3%	0,0%	21,5%	2,1%	0,3%	13,6%
aromatic >EC16-EC21	15776,44	64,4%	0,4%	5,6%	0,5%	6,5%	0,0%	19,6%	0,4%	0,0%	2,5%
aromatic >EC21-EC35	19134,58	78,1%	0,5%	6,8%	0,6%	0,0%	0,0%	14,0%	0,0%	0,0%	0,0%
aromatic >EC5-EC7	28,85	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	99,2%	0,0%	0,3%	0,1%	0,0%	0,4%
aromatic >EC7-EC8	62,48	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	98,5%	0,0%	0,5%	0,1%	0,0%	0,7%
aromatic >EC8-EC10	59,01	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	97,8%	0,0%	1,0%	0,2%	0,0%	0,8%
bis(2-ethylhexyl)phthalate	60,18	1,8%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	97,9%	0,0%	0,0%	0,0%
butanol	353,81	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	14,3%	0,0%	78,3%	6,8%	0,1%	0,2%
butyl benzyl phthalate	294418,89	72,1%	0,4%	6,3%	0,6%	0,0%	0,0%	20,0%	0,2%	0,0%	0,4%
butylacetate (1,2)	882,72	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	71,8%	0,0%	25,4%	2,0%	0,2%	0,2%
cyclohexanone	214,41	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	46,0%	0,0%	49,2%	4,3%	0,2%	0,1%
dibutyl phthalate (DBP)	22621,78	53,3%	0,3%	4,6%	0,4%	1,1%	0,0%	36,1%	1,3%	0,0%	2,8%
diethyl phthalate (DEP)	17039,08	10,4%	0,1%	0,9%	0,1%	4,4%	0,0%	38,9%	41,7%	0,2%	3,2%
diethylene glycol	314,14	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	95,2%	4,6%	0,0%	0,0%
dihexyl phthalate (DHP)	380,97	11,7%	0,1%	1,0%	0,1%	0,8%	0,0%	86,2%	0,1%	0,0%	0,1%
diisobutylphthalate (DIBP)	82,64	2,5%	0,0%	0,2%	0,0%	0,5%	0,0%	81,0%	5,9%	0,0%	9,8%
dimethyl phthalate (DMP)	81,90	2,5%	0,0%	0,2%	0,0%	4,3%	0,0%	35,6%	56,3%	0,2%	0,8%
dodecylbenzene	2215,33	54,3%	0,3%	4,7%	0,4%	9,4%	0,0%	30,9%	0,0%	0,0%	0,0%
ethylacetate	938,06	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	73,6%	0,0%	24,0%	2,1%	0,2%	0,0%
ethylene glycol	412,95	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	93,7%	6,0%	0,0%	0,0%
formaldehyde	0,11	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	82,3%	0,0%	15,9%	1,4%	0,3%	0,0%
isopropanol	2305,38	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	4,4%	0,0%	87,5%	7,7%	0,0%	0,0%

contaminant	SRC humaan risicogrenswaarde bodem mg/kg d.s.	ingestie dermale opname		dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
		grond	binnen grond								
methanol	627,17	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	7,9%	0,0%	84,3%	7,6%	0,0%	0,0%
methylethylketon	123,43	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	72,5%	0,0%	27,2%	0,1%	0,0%	0,0%
methyl-t-butyl ether	220,61	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	93,6%	0,0%	5,7%	0,5%	0,1%	0,0%
pyridine	11,07	1,3%	0,0%	0,1%	0,0%	3,1%	0,0%	34,6%	59,9%	0,3%	0,7%
styrene	471,96	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	90,3%	0,0%	3,4%	2,5%	0,5%	3,1%
tetrahydrofuran	6,76	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	25,9%	0,0%	25,8%	45,8%	2,0%	0,4%
tetrahydrothiophene	233,63	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	61,9%	0,0%	12,9%	20,8%	2,5%	1,7%
tribromomethane	91,47	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	88,3%	0,0%	10,7%	0,5%	0,1%	0,0%
Dioxinen											
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF *	0,03	9,8%	0,1%	0,8%	0,1%	0,2%	0,0%	89,0%	0,0%	0,0%	0,0%
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF *	0,03	9,8%	0,1%	0,8%	0,1%	0,0%	0,0%	89,2%	0,0%	0,0%	0,0%
1,2,3,4,7,8-HexaCDF *	3,16E-03	9,7%	0,1%	0,8%	0,1%	1,1%	0,0%	88,3%	0,0%	0,0%	0,0%
1,2,3,6,7,8-HexaCDF *	3,18E-03	9,7%	0,1%	0,8%	0,1%	0,8%	0,0%	88,5%	0,0%	0,0%	0,0%
1,2,3,7,8,9-HexaCDF *	3,15E-03	9,6%	0,1%	0,8%	0,1%	0,2%	0,0%	89,2%	0,0%	0,0%	0,0%
1,2,3,7,8-PentaCDF *	0,01	9,5%	0,1%	0,8%	0,1%	0,3%	0,0%	89,2%	0,0%	0,0%	0,0%
2,3,4,6,7,8-HexaCDF *	3,20E-03	9,8%	0,1%	0,8%	0,1%	0,2%	0,0%	89,0%	0,0%	0,0%	0,0%
2,3,4,7,8,-PentaCDF *	1,03E-03	9,5%	0,1%	0,8%	0,1%	0,6%	0,0%	89,0%	0,0%	0,0%	0,0%
2,3,7,8-TCDD *	3,10E-04	9,5%	0,1%	0,8%	0,1%	0,0%	0,0%	89,5%	0,0%	0,0%	0,0%
2,3,7,8-TetraCDF *	3,08E-03	9,4%	0,1%	0,8%	0,1%	0,2%	0,0%	89,4%	0,0%	0,0%	0,0%
HpCDD *	0,03	9,7%	0,1%	0,8%	0,1%	0,0%	0,0%	89,3%	0,0%	0,0%	0,0%
HxCDD *	3,17E-03	9,7%	0,1%	0,8%	0,1%	0,0%	0,0%	89,3%	0,0%	0,0%	0,0%
OCDD *	7,66	70,3%	0,4%	6,1%	0,5%	0,0%	0,0%	22,6%	0,0%	0,0%	0,0%
OctaCDF *	7,99	73,4%	0,5%	6,4%	0,6%	0,0%	0,0%	19,2%	0,0%	0,0%	0,0%
PCDD *	3,14E-04	9,6%	0,1%	0,8%	0,1%	0,0%	0,0%	89,4%	0,0%	0,0%	0,0%
* Berekend met oude MTR (4 picogram/kg/dag). Nieuwe MTR = 2 picogram/kg/dag (zie paragraaf 3.2). Delen door factor 2 geeft de nieuwe risicogrenswaarde bodem											

Bijlage 2. MTR- en TCL-waarden en geurdrempels

Circulaire bodemsanering 2009

Tabel A Overzicht MTR-, TCL -waarden en geurdrempels

Overzicht MTR-waarden, TCL-waarden en geurdrempels voor de stoffen waarvoor een interventiewaarde is afgeleid, voor zover beschikbaar.

MTR_{humaan} = het humane Maximaal Toelaatbare Risiconiveau in μg per kg lichaamsgewicht per dag. Voor niet-carcinogene stoffen komt het overeen met de "Tolerable Daily Intake (TDI)". Voor carcinogene stoffen is het gebaseerd op een extra kans op een tumorincidentie van 1 op 10.000 bij levenslange blootstelling (CR_{inhal}).

In table 4.1 van RIVM-rapport 711701023 (februari 2001) zijn de MTR-waarden weergegeven die in 1999/2000 zijn herzien.

TCL = toxicologisch maximaal toelaatbare concentratie in lucht in μg per m^3 lucht.

Voor niet-carcinogene stoffen betreft het de "Tolerable Concentration in Air (TCA)". Voor carcinogene stoffen is het gebaseerd op een extra kans op een tumorincidentie van 1 op 10.000 bij levenslange blootstelling (CR_{inhal}). De TCL-waarden van de eerste tranche stoffen staan vermeld in 'Urgentie van bodemsanering: de handleiding (Koolenbrander, 1995)'. De TCL-waarden van de tweede en derde tranche stoffen staan vermeld in 'Proposal for intervention values for soil clean-up: 'Second series of chemicals', Van den Berg et al., 1994 en 'Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds', Kreule et al., 1995. De TCL-waarden van de vierde tranche stoffen staan vermeld in 'Maximum Permissible Risk Levels for Human Intake of Soil Contaminants: Fourth Series of Compounds', Janssen, et al., 1998. In table 4.1 van RIVM-rapport 711701023 (februari 2001) zijn de TCL-waarden weergegeven die in 1999/2000 zijn herzien.

Geurdrempel = De geurdrempel van een gasvormige stof is de laagste concentratie van die stof in lucht waarbij de geur ervan nog waarneembaar is door de mens.

Voor de bepaling van de geurdrempel van een stof maakt men gebruik van een geurpanel van verschillende mensen. Deze krijgen een aantal verschillende verdunningen van de stof te ruiken, en geven telkens aan of ze al dan niet een geur kunnen onderscheiden. De geurdrempel is dan de concentratie die door de helft van het panel nog onderscheiden wordt van geurvrije lucht. Geurdrempels zijn geen exacte waarden; niet iedereen is even gevoelig voor een bepaalde geur. In de literatuur kan men dan ook voor één stof verschillende geurdrempels terugvinden.

De geurdrempel wordt uitgedrukt in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ppm of ppb.

Het begrip geurdrempel is nauw verwant met het begrip geureenheid: per definitie is de geurdrempel gelijk aan één geureenheid (GE) per m^3 . Voor het criterium wordt de mediaan als maatgevend beschouwd.

Circulaire bodemsanering 2009

Stofnaam	MTR _{humain} (µg/kg/d)	TCL (µg/m ³)	Geurdrempel ¹ (µg/m ³)	
			mediaan	laagste
I Metalen				
Antimoon	0,9	-	-	-
Arseen	1,0	1,0	-	-
Barium (oplosbaar)	20	-	-	-
Barium (niet oplosbaar)	-	1,0	-	-
Cadmium	0,5	-	-	-
ChroomIII (oplosbaar)	5	-	-	-
Chroom III (onoplosb. + metallisch)	5.000	60	-	-
Chroom VI	5	0,0025	-	-
Cobalt	1,4	0,5	-	-
Koper	140	1,0	-	-
Kwik (organisch)	0,1	-	-	-
Kwik (anorganisch)	2,0	-	-	-
Kwik (metallisch)	-	0,2	-	-
Lood	3,6	-	-	-
Molybdeen	10	12	-	-
Nikkel	50	0,05	-	-
Zink	500	-	-	-
II Anorganische verbindingen				
Cyaniden vrij (blauwzuur)	50	25	2.000	900
Cyaniden complex	800	-	-	-
Thiocyanaat	11	-	-	-
III Aromatische verbindingen				
Benzeen	3,3	20	80.000	5.000
Ethylbenzeen	100	770	90.000	9.000
Fenol	40	20	700	20
Cresolen (som) ²	50	170	-	-
Tolueen	223	400	20.000	600
Xylenen (som) ²	150	870	8.000	400
Catechol (o-dihydroxybenzeen)	40	-	-	-
Resorcinol (m-dihydroxybenzeen)	20	-	-	-
Hydrochinon (p-dihydroxybenzeen)	25	-	-	-
Styreen (vinylbenzeen)	120	900	3.000	70

Circulaire bodemsanering 2009

Stofnaam	MTR _{humaan} (µg/kg/d)	TCL (µg/m ³)	Geurdrempel ¹ (µg/m ³)	
			mediaan	laagste
IV Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)				
PAK (som 10) ²	-	-	-	-
Naftaleen	40	-	800	50
Antraceen	40	-	-	-
Fenanthreen	40	-	-	-
Fluorantheen	50	-	-	-
Benzo(a)anthraceen	5,0	-	-	-
Chryseen	50	-	-	-
Benzo(a)pyreen	0,5	-	-	-
Benzo(ghi)peryleen	30	-	-	-
Benzo(k)fluorantheen	5,0	-	-	-
Indeno(1,2,3cd)pyreen	5,0	-	-	-
V Gechloreerde koolwaterstoffen: vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen				
Vinylchloride	0,6	3,6	40.000	30.000
Dichloormethaan	60	3.000	300.000	5.000
1,1-dichloorethaan	80	370	600.000	200.000
1,2-dichloorethaan	14	48	100.000	20.000
1,1-dichlooretheen	3	14	-	-
1,2-dichlooretheen(cis)	6,0	30	-	-
1,2-dichlooretheen(trans)	17	60	-	-
Dichloorpropaan (1,2)	70	12	10.000	1.000
Dichloorpropaan (1,3)	50	12	10.000	1.000
Trichloormethaan (chloroform)	30	100	700.000	300.000
1,1,1-trichloorethaan	80	380	900.000	90.000
1,1,2-trichloorethaan	4	17	-	-
Trichlooretheen (tri)	50	200	50.000	1.000
Tetrachloormethaan (tetra)	4,0	60	1.000.000	300.000
Tetrachlooretheen (per)	16	250	100.000	10.000
VI Gechloreerde koolwaterstoffen: chloorbenzenen				
Chloorbenzenen (som) ²	-	-	7.000	400
Monochloorbenzeen	200	500	-	-
1,2 dichloorbenzeen	430	600	-	-
1,4 dichloorbenzeen	100	670	-	-
Trichloorbenzenen (indiv)	8,0	50	-	-
Tetrachloorbenzenen (som) ²	0,5	600	-	-
Pentachloorbenzeen	0,5	600	-	-
Hexachloorbenzeen	0,16	0,75	-	-
VII Gechloreerde koolwaterstoffen: chloorfenolen				
Chloorfenolen (som) ²	-	-	400	20
Monochloorfenolen (som) ²	3	-	-	-
Dichloorfenolen (som) ²	3	-	-	-
Trichloorfenolen (som) ²	3	-	-	-
Tetrachloorfenolen (som) ²	3	-	-	-
Pentachloorfenol	3	-	-	-

Circulaire bodemsanering 2009

Stofnaam	MTR _{humain} (µg/kg/d)	TCL (µg/m ³)	Geurdrempel ¹ (µg/m ³)	
			mediaan	laagste
VIII Overige gechloreerde koolwaterstoffen				
Chloomaftaleen (som) ²	80	1	-	-
Monochlooranilinen (som) ²	0,9	4	-	-
PCB's (som) ²	0,01	0,5	-	-
Trichloorbifenyyl (2,5,2')	0,09	-	-	-
Hexachloorbifenyyl (2,2',4,4',5,5')	0,09	-	-	-
EOX	-	-	-	-
Dioxinen (som I-TEQ) ²	0,000002	-	-	-
IX Bestrijdingsmiddelen				
DDT/DDE/DDD (som) ²	0,5	-	-	-
DDT (som) ²	20	-	-	-
DDE (som) ²	20	-	-	-
Aldrin,dieldrin,endrin (som) ²	0,1	-	-	-
Aldrin	0,1	0,35	-	-
Dieldrin	0,1	0,35	-	-
Endrin	0,2	0,7	-	-
HCH(som) ²	1	0,25	-	-
a-HCH	1,0	0,25	-	-
b-HCH	0,02	0,25	-	-
c-HCH	0,04	0,14	-	-
d-HCH	-	-	-	-
Atrazine	5,0	-	-	-
Carbaryl	3,0	10	-	-
Carbofuran	2,0	-	-	-
Chloordaan (som) ²	0,5	0,02	-	-
Endosulfan	6	-	-	-
Heptachloor	0,3	0,5	-	-
Heptachloorepoxide (som) ²	0,4	0,5	-	-
Maneb	50	18	-	-
MCPA	1,5	7	-	-
Organotinverbindingen (som) ²	0,4	-	-	-
Tributyltin	0,4	0,02	-	-
Trifenyyltin	0,4	-	-	-
X Overige organische verbindingen				
Cyclohexanon	4.600	136	10.000	500
Butylbenzylftalaat	500	-	-	-
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	25	-	-	-
Ftalaten(som) ²	4,0	-	-	-
Minerale olie ³	-	-	-	-
Pyridine	1	120	900	9
Tetrahydrofuran	10	35	20.000	300
Tetrahydrothiofeen	180	650	3	3
Tribroommethaan	20	100	-	-

Circulaire bodemsanering 2009

- 1 In deze tabel wordt een overzicht gegeven van geurdrempels voor (groepen) vluchtige stoffen die veel voorkomen bij bodemverontreinigingen. De geurdrempels zijn afgeleid uit de volgende bronnen:
 Ruth, J.H. Odor thresholds and irritation levels of several chemical substances; a review. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 47, A 142-151, 1986. HSDB (Hazardous Substance Data Base), National Library of medicine, Bethesda, Maryland, USA, 2001.
 AIHA (American Industrial Hygiene Association). *Odor thresholds for chemicals with established occupational health standards*. Akron, OH: AIHA, 1989.
 Devos, M., F. Patte, J. Rouault, P. Laffort and L.J. van Gemert. *Standardized human olfactory thresholds*. New York: Oxford University Press, 1990.
 Omdat literatuurwaarden van geurdrempels van een stof soms sterk uiteen liggen, is er voor gekozen zowel de laagste gerapporteerde waarde als de mediaan van de gerapporteerde waarden in het overzicht op te nemen. Voor de toetsing van de binnenluchtconcentratie aan de geurdrempel dient de mediane waarde gebruikt te worden.
- 2 Voor de samenstelling van de somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2007)
- 3 Definitie van minerale olie wordt beschreven bij de analysenorm. Indien er sprake is van verontreiniging met mengsels (bijvoorbeeld benzine of huisbrandolie) dan dient naast het alkaangehalte ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen bepaald te worden. Met deze somparameter is om praktische redenen volstaan. Nadere toxicologische en chemische differentiatie wordt bestudeerd.
- Geen MTR, TCL, of geurdrempel beschikbaar

Bijlage 3. Referentiewaarden woningen

VOS-concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)* in de zomerperiode (Hall 2009)

	Woonkamer (N=25)							Buiten (N=25)						
	Gem	SD	Min	Max	P5	P50	P95	Gem	SD	Min	Max	P5	P50	P95
benzeen	0,5	0,3	0,2	1,3	0,2	0,2	1,2	0,3	0,1	0,2	0,6	0,2	0,2	0,6
tolueen	9,0	9,9	0,7	38,8	0,7	6,4	35,1	0,9	0,8	0,2	2,7	0,2	0,7	2,7
ethylbenzeen	0,8	1,1	0,2	5,0	0,2	0,5	4,3	0,2	0,1	0,2	0,5	0,2	0,2	0,5
m-xyleen	1,6	3,1	0,2	13,5	0,2	0,7	12,3	0,3	0,2	0,2	0,8	0,2	0,2	0,8
p-xyleen	0,7	1,4	0,2	5,8	0,2	0,2	5,4	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
o-xyleen	0,8	1,4	0,2	6,4	0,2	0,2	5,4	0,2	0,1	0,2	0,4	0,2	0,2	0,4
cumeen	0,2	0,1	0,2	0,5	0,2	0,2	0,4	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
cymeen	0,4	0,4	0,2	2,1	0,2	0,2	1,7	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
propylbenzeen	0,3	0,3	0,2	1,6	0,2	0,2	1,3	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
2-ethyltolueen	0,3	0,4	0,2	2,2	0,2	0,2	1,6	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
3-ethyltolueen	0,3	0,3	0,2	1,8	0,2	0,2	1,4	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
4-ethyltolueen	0,4	0,8	0,2	4,2	0,2	0,2	3,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2,3-trimethylbenzeen	0,3	0,4	0,2	2,2	0,2	0,2	1,7	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2,4-trimethylbenzeen	0,8	1,4	0,2	7,3	0,2	0,4	5,7	0,2	0,1	0,2	0,5	0,2	0,2	0,4
1,3,5-trimethylbenzeen	0,3	0,4	0,2	2,1	0,2	0,2	1,8	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
butylbenzeen	0,2	0,1	0,2	0,8	0,2	0,2	0,6	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
hexaan	0,2	0,1	0,2	0,8	0,2	0,2	0,6	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
heptaan	1,2	1,3	0,2	5,0	0,2	0,4	4,5	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
octaan	0,6	0,8	0,2	3,1	0,2	0,2	3,0	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
nonaan	0,9	1,9	0,2	9,9	0,2	0,4	7,6	0,2	0,1	0,2	0,8	0,2	0,2	0,6
decaan	2,1	4,2	0,2	21,1	0,2	0,9	16,1	0,3	0,3	0,2	1,4	0,2	0,2	1,2
undecaan	2,0	4,1	0,2	20,0	0,2	0,6	16,1	0,2	0,1	0,2	0,9	0,2	0,2	0,7
dodecaan	0,7	1,0	0,2	5,0	0,2	0,2	4,0	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
tridecaan	0,6	0,7	0,2	3,2	0,2	0,5	2,7	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
tetradecaan	1,0	1,0	0,2	4,4	0,2	0,7	4,0	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
pentadecaan	0,5	0,4	0,2	1,5	0,2	0,4	1,4	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
hexadecaan	0,4	0,3	0,2	1,4	0,2	0,2	1,2	0,2	0,1	0,2	0,6	0,2	0,2	0,5
d-limoneen	3,3	6,7	0,2	25,9	0,2	0,8	24,7	0,2	0,0	0,2	0,4	0,2	0,2	0,4
trichloromethaan	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
tetrachloromethaan	0,2	0,1	0,2	0,4	0,2	0,2	0,4	0,3	0,1	0,2	0,5	0,2	0,2	0,5
1,2-dichloroethaan	0,6	1,3	0,2	5,8	0,2	0,2	5,1	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,1,1-trichloroethaan	0,3	0,4	0,2	2,0	0,2	0,2	1,4	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,1,2-trichloroethaan	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
trichloroethen	0,3	0,3	0,2	1,6	0,2	0,2	1,3	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
tetrachloroethen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2-dichloropropaan	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2-dichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,3-dichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,4-dichlorobenzeen	0,2	0,2	0,2	1,0	0,2	0,2	0,9	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2,3-trichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2,4-trichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,3,5-trichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
totale VOS	33,8	27,2	8,9	128,9	9,0	26,2	118,1	9,6	1,3	8,4	13,0	8,4	9,1	12,7

*Voor gehalten onder de detectiegrens ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) is gerekend met de helft van de detectiegrens ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

VOS-concentraties ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)* in de winterperiode (Hall 2009)

	Woonkamer (N=59)							Buiten (N=60)						
	Gem	SD	Min	Max	P5	P50	P95	Gem	SD	Min	Max	P5	P50	P95
benzeen	2,2	2,0	0,6	10,7	0,7	1,5	7,4	1,3	0,4	0,5	2,7	0,7	1,2	2,1
tolueen	10,1	10,7	1,1	53,0	1,3	6,3	40,4	2,0	1,4	0,7	10,2	0,9	1,7	4,4
ethylbenzeen	1,1	1,5	0,2	8,3	0,2	0,6	4,2	0,4	0,2	0,2	1,0	0,2	0,2	0,8
m-xyleen	2,4	4,3	0,2	28,3	0,2	1,0	10,6	0,6	0,4	0,2	1,7	0,2	0,6	1,5
p-xyleen	1,1	2,0	0,2	12,8	0,2	0,5	4,7	0,3	0,2	0,2	0,8	0,2	0,2	0,7
o-xyleen	1,0	1,5	0,2	9,3	0,2	0,5	3,7	0,3	0,2	0,2	1,0	0,2	0,2	0,7
cumeen	0,2	0,1	0,2	0,8	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
cymeen	0,8	0,7	0,2	3,7	0,2	0,5	2,5	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
propylbenzeen	0,4	0,4	0,2	2,3	0,2	0,2	1,0	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
2-ethyltolueen	0,4	0,5	0,2	2,4	0,2	0,2	1,5	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
3-ethyltolueen	0,5	0,5	0,2	2,5	0,2	0,2	1,9	0,2	0,1	0,2	0,8	0,2	0,2	0,4
4-ethyltolueen	0,7	1,1	0,2	4,8	0,2	0,2	3,5	0,2	0,1	0,2	0,7	0,2	0,2	0,5
1,2,3-trimethylbenzeen	0,4	0,5	0,2	2,8	0,2	0,2	1,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2,4-trimethylbenzeen	1,1	1,7	0,2	8,4	0,2	0,5	4,9	0,2	0,1	0,2	0,8	0,2	0,2	0,7
1,3,5-trimethylbenzeen	0,4	0,5	0,2	1,9	0,2	0,2	1,8	0,2	0,1	0,2	0,5	0,2	0,2	0,2
butylbenzeen	0,3	0,3	0,2	1,9	0,2	0,2	1,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
hexaan	0,7	1,2	0,2	5,7	0,2	0,2	4,5	0,6	0,4	0,2	2,7	0,2	0,6	1,0
heptaan	1,7	2,4	0,2	12,8	0,2	0,8	6,4	0,3	0,2	0,2	1,3	0,2	0,2	0,6
octaan	1,0	1,7	0,2	9,7	0,2	0,5	4,6	0,2	0,0	0,2	0,5	0,2	0,2	0,2
nonaan	1,5	3,3	0,2	18,3	0,2	0,4	8,1	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
decaan	4,2	7,7	0,2	42,4	0,2	1,3	23,4	0,2	0,1	0,2	0,6	0,2	0,2	0,6
undecaan	4,9	10,7	0,2	63,1	0,2	1,1	25,9	0,2	0,0	0,2	0,5	0,2	0,2	0,2
dodecaan	2,0	3,1	0,2	14,1	0,2	0,9	12,4	0,4	0,4	0,2	1,7	0,2	0,2	1,3
tridecaan	2,3	6,7	0,2	48,8	0,2	0,8	10,0	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
tetradecaan	1,3	1,1	0,2	5,6	0,2	1,0	3,9	0,3	0,2	0,2	1,4	0,2	0,2	1,0
pentadecaan	0,9	0,5	0,2	2,2	0,2	0,8	2,1	0,2	0,1	0,2	0,5	0,2	0,2	0,4
hexadecaan	0,5	0,5	0,2	1,9	0,2	0,2	1,8	0,2	0,2	0,2	1,5	0,2	0,2	0,5
d-limoneen	28,9	37,5	0,7	190,5	1,7	12,6	120,6	0,2	0,1	0,2	0,9	0,2	0,2	0,2
trichloromethaan	0,2	0,1	0,2	1,1	0,2	0,2	0,4	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
tetrachloromethaan	0,5	0,2	0,2	1,5	0,2	0,5	0,6	0,5	0,1	0,2	0,7	0,2	0,5	0,7
1,2-dichloroethaan	0,3	0,3	0,2	1,7	0,2	0,2	1,0	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,1,1-trichloroethaan	0,4	0,7	0,2	4,3	0,2	0,2	1,3	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,1,2-trichloroethaan	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
trichloroethen	0,8	4,1	0,2	31,3	0,2	0,2	1,2	0,2	0,1	0,2	0,7	0,2	0,2	0,5
tetrachloroethen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2-dichloropropaan	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2-dichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,3-dichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,4-dichlorobenzeen	0,3	1,0	0,2	7,8	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2,3-trichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,2,4-trichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1,3,5-trichlorobenzeen	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
totale VOS	77,0	63,4	13,2	257,4	18,8	53,3	242,6	13,3	3,6	9,5	28,5	9,9	12,4	19,9

*Voor gehalten onder de detectiegrens ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) is gerekend met de helft van de detectiegrens ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Bijlage 4. Protocol gewasonderzoek

Geactualiseerd protocol Gewasonderzoek bij bodemverontreiniging

Gebaseerd op Bijlage 5 bij GGD-Richtlijn Gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging 2002 (Van Brederode 2002).

Voor informatie over blootstelling via gewasconsumptie, zie ook paragraaf 2.2.

A. Vraagstelling

Gewasonderzoek is een manier om te kunnen beoordelen of er een gezondheidsrisico is of kan ontstaan bij het eten van groente uit een moestuin op verontreinigde bodem en of er maatregelen moeten worden genomen. Er kunnen verschillende redenen zijn om bij bodemverontreiniging gewasonderzoek te laten uitvoeren, bijvoorbeeld:

- Er worden consumptiegewassen geteeld op de locatie met bodemverontreiniging en modelberekeningen geven aan dat via gewasconsumptie te hoge blootstelling kan plaatsvinden.
- Er is ongerustheid onder bewoners over de kwaliteit van groenten die op verontreinigde grond worden geteeld.
- Er is sprake van bodemverontreiniging (bijvoorbeeld bij volkstuinen). Er worden nu geen groenten geteeld, maar mogelijk in de toekomst wel. Men wil duidelijkheid hebben of gewasconsumptie een gezondheidskundig probleem zou kunnen opleveren.

B. Verontreinigingssituatie

Gewasonderzoek is met name relevant bij een bodemverontreiniging met stoffen die een hoge bioconcentratiefactor (BCF) en een hoge toxiciteit hebben en/of waar gewasconsumptie een belangrijke bijdrage kan leveren aan de blootstelling. Dit geldt vooral voor enkele zware metalen en bestrijdingsmiddelen. Om te beslissen of gewasonderzoek noodzakelijk is spelen ook de interventiewaarden en maximale waarden bodem (voor verschillende bodemfunctieklassen) een rol.

Hieronder worden enkele aandachtspunten genoemd:

- Gewasonderzoek kan bij bodemverontreiniging met lood en cadmium van belang zijn. Beide stoffen kunnen gezondheidseffecten bij mensen teweegbrengen. Met name cadmium wordt goed opgenomen door planten. De opname van cadmium door het gewas wordt sterk bepaald door de pH. Een verzuurde bodem geeft een hoge opname.
- Ook bij verontreiniging met chroom en/of arseen kan gewasonderzoek zinvol zijn. Onderzoek naar arseen kan vooral van belang zijn als de verontreiniging is veroorzaakt door het gebruik als bestrijdingsmiddel (tot 1984) en bij arseen van natuurlijke oorsprong in kwelgebieden.
- Onderzoek op koper en zink is niet zinvol in verband met de geringe toxiciteit van deze stoffen voor de mens. Zink is zodanig toxisch voor gewassen, dat bij zinkverontreiniging de gewassen zelf al snel schade ondervinden.
- Indien er sprake is van een verzuurde bodem kan ook een weinig verontreinigde bodem een aanzienlijke opname van bepaalde stoffen te zien geven (met name cadmium en zink). Vaak kan een goede bemesting en bekalking de opname van zware metalen grotendeels voorkomen. Geadviseerd wordt de bodemcondities optimaal te houden. Het is mogelijk bemestingsadviezen te vragen op basis van enkele meetgegevens (dit kan bijvoorbeeld bij het Blgg in Oosterbeek/Wageningen).
- Er wordt aangenomen dat de opname van verontreiniging in fruit klein is ten opzichte van de opname in andere gewassen.

C. Onderzoek

Bodemonderzoek

Wanneer tot gewasonderzoek wordt besloten, is vaak het gehalte van de verontreiniging in de grond al onderzocht met bodemonsters. Bodemonsters moeten bij voorkeur in de bovenste halve meter grond in de directe omgeving van de bemonsterde gewassen worden genomen. Er wordt aanbevolen ook de pH van de bodem in de wortelzone van de bemonsterde gewassen en het gehalte organisch stof en lutum te onderzoeken. Hiermee kan inzicht worden verkregen in de bodemtype-afhankelijke opname in de gewassen. Daarnaast kan het nuttig zijn informatie over de pH van de bodem te hebben omdat daarmee kan worden beoordeeld of bemesting en bekalking (als maatregel) de opname van bepaalde stoffen in de gewassen kan verminderen.

Monsterneming gewas

Het is van belang een representatief aantal monsters van de beschikbare gewassen te analyseren, bij voorkeur gewassen waarvan wordt verwacht er verhoogde gehalten in aan te treffen. De methode staat beschreven in het RIVM-rapport 711701040 'Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites. Towards a protocol for site-specific assessment' (Swartjes et al. 2007). Het is van belang dat het bedrijf dat de monsters gaat nemen, volgens deze richtlijn werkt. In het rapport is tevens een tabel opgenomen van gewassen die de voorkeur genieten bij bemonstering.

In sommige gevallen is het zinvol om de invloed van depositie te onderzoeken. In dat geval worden ter plaatse ook gewasmonsters van schone grond genomen. Bij calamiteiten met luchtverontreiniging kan de invloed van depositie op de kwaliteit van gewassen onderzocht worden door het RIVM.

Analyse

Analyse dient plaats te vinden door een laboratorium dat is geaccrediteerd voor de bepaling van de betreffende contaminanten in gewas (zie: www.rva.nl), zoek op trefwoord: gewas). Zij kunnen de analysemethode gebruiken waarvoor ze geaccrediteerd zijn. Voor sommige analysemethoden is een NEN-norm beschikbaar.

D. Toetsing

De blootstelling aan stoffen via gewasconsumptie wordt getoetst aan het maximaal toelaatbaar risico (MTR), zie ook paragraaf 3.2. Een overzicht van de meest recente toetsingswaarden voor orale inname in Nederland kan worden gevonden in RIVM-rapport 711701025 (Baars et al. 2001).

De gehalten die worden gevonden in het gewas, kunnen in het model CSOIL2000 worden ingevoerd om te bepalen of de risico-index kleiner of groter is dan 1 (en er een risico is waarvoor maatregelen getroffen moeten worden), zie ook paragraaf 4.3.

Om te bepalen of de bodemkwaliteit 'geschikt is voor het gebruik' kan ook de achtergrondblootstelling erbij worden betrokken (zie paragraaf 3.2.2). Dit kan worden gedaan door van het MTR de generieke achtergrondblootstelling af te trekken. Als de risico-index kleiner is dan 1, dan zijn geen humane risico's te verwachten. Is de risico-index groter dan 1, dan zijn er mogelijk wel risico's voor de gezondheid.

Binnen de modellen wordt met een aantal scenario's voor gewasconsumptie gewerkt. Het heeft de voorkeur met deze scenario's te werken. In zeer specifieke gevallen kan ervoor gekozen worden nader inzicht in het consumptiepatroon van de bewoners of eigenaren van de moestuinen te krijgen. Het eetpatroon kan worden bepaald met de bijgevoegde enquête. Ook kunnen hiervoor de onderzoeksgegevens van Hulshof (1988) en Hulshof et al. (1998, 2004) worden gebruikt.

Naast toetsen aan het MTR kunnen gewassen aan de 'warenwetnormen' worden getoetst. Een overschrijding is ongewenst, maar is niet direct gerelateerd aan gezondheidseffecten. Om het gezondheidsrisico te bepalen zal aan het MTR moeten worden getoetst. Per 1 september 2008 zijn op Europees niveau residunormen (MRL's) voor pesticidenresiduen van kracht. Deze normen zijn opgesteld conform de verordening (396/2005/EG) over maximumgehalten aan bestrijdingsmiddelenresiduen. Wetgeving voor de contaminanten aflatoxines, ochratoxine A, lood, cadmium, kwik, tin, 3-MCPD, dioxinen, PCB's, deoxynivalenol, fumonisinen, zearalenone, benzo(a)pyreen, PAK's en nitraat in sla en spinazie zijn te vinden in 'Verordening (EG) 1881/2006 van de commissie van 19 december 2006 tot vaststelling van de maximumgehalten in levensmiddelen'.

E. Uitvoering

De monsterneming en analyse worden uitgevoerd door een onderzoeksbureau. Deze kan de monsterneming eventueel combineren met het nemen van extra bodemmonsters. De rol van de GGD is te bevorderen dat het onderzoek op een correcte manier wordt uitgevoerd (volgens bovengenoemde normen en richtlijnen). De kosten voor het onderzoek zijn voor rekening van de opdrachtgever (vaak een gemeente). Toetsing wordt soms door een ingenieursbureau gedaan en soms door de GGD. Het RIVM kan hierbij ondersteunen.

F. Literatuur

Baars AJ, Theelen RMC, Janssen PJCM et al. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM-rapport 711701025

Brand E, Otte PF, Lijzen JPA (2007). CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination; a model description (RIVM-rapport 711701054). RIVM, Bilthoven.

Dooren-Flipsen MMH van, Donkersgoed G van, Klaveren D van (1999). Voedselfrequentievragenlijst 1997-1998. RIKILT, rapportnr. 99.005, Wageningen

Hulshof PJM (1988). De groenteconsumptie van volkstuinders, GG&GD Amsterdam

Hulshof KFAM, Kistenmaker V, Bouman M (1998). De consumptie van groepen voedingsmiddelen door Nederlandse bevolkingsgroepen; Voedselconsumptiepeiling 1997-1998. TNO-voeding, rapportnr. V98.804, Zeist

Hulshof KFAM, Ocke MC, Rossum CTM et al. (2004). Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 2003. RIVM-rapport 350030002, TNO rapport V6000. RIVM, Bilthoven.

Swartjes FA, Dirven-Van Breemen EM, Otte PF et al. (2007). Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites. Towards a protocol for site-specific assessment. RIVM report 711701040

Enquête naar de aanwezigheid van volks- en moestuinen en de consumptie van eigen geteelde voedingsgewassen

Naam: _____

Adres: _____

Postcode: _____ Woonplaats: _____

Telefoon: _____

=====

1. Kweekt u groenten in uw eigen tuin?

- ja
- nee, ga door naar vraag 7

2. a. Hoe lang kweekt u al groenten in uw eigen tuin?

..... jaar

b. Hoe groot is uw volks- of moestuin? x meter

3. Welke groenten kweekt u? (meerdere antwoorden zijn mogelijk)

- andijvie
- sla
- spinazie

- bloemkool
- boerenkool
- rode kool
- spitskool

- doperwten
- snijbonen
- sperziebonen
- tuinbonen

- aardappelen
- bieten (rode)
- knolselderij
- prei
- radijs
- ui
- wortel

- overige, ni.

4. Door wie worden de groenten geteeld in de eigen tuin geconsumeerd?

- uzelf
- familieleden
- derden

5. Welke eigen geteelde groenten eet u en hoe vaak?

groente	minder dan 1 keer p/wk	1-2 keer per week	3-4 keer per week	5-6 keer per week	elke dag
andijvie					
sla					
spinazie					
bloemkool					
boerenkool					
rode kool					
spitskool					
doperwten					
snijbonen					
sperziebonen					
tuinbonen					
aardappelen					
bieten (rode)					
knoiselderij					
prei					
radijs					
ui					
wortel					

Wilt u in de aangekruiste kolommen s.v.p. aangeven hoeveel gram u per keer u van deze groente eet.

6. Bemest u de tuin waarin u uw groenten teelt?
- Ja,
 - met compost
 - door bekalken
 - andere
 - Nee
7. Mogen wij naar aanleiding van deze vragenlijst contact met u opnemen?
- ja
 - nee

Wij danken u hartelijk voor uw medewerking en het invullen van de vragenlijst!

Bron: Deze vragenlijst is opgesteld door A. van der Zijden, GGD West-Friesland en M. Drijver, medisch milieukundige GGD Zuid-Kennemerland en is mede gebaseerd op gegevens uit het rapport "De groenteconsumptie van volkstuinders" van P.J.M. Hulshof, GG & GD Amsterdam, 1988.

Bijlage 5. Binnenluchtonderzoek

RIVM-rapport 711701048 is een richtlijn voor luchtmetingen voor de risicobeoordeling van bodemverontreiniging (Otte et al. 2007). De stappen uit RIVM-rapport 711701048 worden hier kort besproken. In Figuur 4 staan de stappen schematisch weergegeven. Uitgebreide informatie over binnenluchtmetingen staat in RIVM-rapport 711701048.

Stap 1. Aanleiding

Er kunnen verschillende redenen zijn om binnenluchtonderzoek uit te voeren:

- Als onderdeel van stap 3 van het saneringscriterium (locatiespecifieke metingen): de modelberekeningen wijzen op een binnenluchtconcentratie hoger dan de TCL of kunnen een binnenluchtconcentratie hoger dan de TCL niet uitsluiten als rekening wordt gehouden met modelonzekerheid en het voorkomen van meerdere stoffen.
- De lokale infrastructuur of omstandigheden wijken af van de situatie die in de modellen worden verondersteld, waardoor modelberekeningen niet goed mogelijk zijn.
- Er is onrust onder bewoners/gebruikers, er zijn gezondheidsklachten of er is geurhinder die mogelijk worden veroorzaakt door bodemverontreiniging.
- Er is behoefte aan een controle van lopende saneringen of aan evaluatie van de effectiviteit van genomen (beheers)maatregelen.

Stap 2. Formulering van vraag- en doelstelling

Voor de aanvang van de metingen is het belangrijk om de vraag en doelstelling concreet te maken. Het bevoegd gezag, bewoners of eigenaars kunnen verschillende vragen hebben over de situatie en eventuele risico's. Bijvoorbeeld:

- Bewoners: *Worden gezondheidsklachten veroorzaakt door de bodemverontreiniging?*
- Probleembezitter/eigenaar: *Moet het terrein worden gesaneerd?*
- Bevoegd gezag: *Veroorzaakt de uitdamping van vluchtige stoffen een onacceptabel gezondheidsrisico zodanig dat er maatregelen moeten worden genomen?*

Op basis van de verschillende vragen wordt een heldere en te toetsen onderzoeksvraag geformuleerd met een objectief toetsingscriterium, bijvoorbeeld:

Veroorzaakt de bodemverontreiniging in de verblijfruimten een overschrijding van de TCL?

Of:

Leidt bodemverontreiniging tot beïnvloeding van de binnenlucht?

Stap 3. Vaststelling toetscriterium

Voor de beoordeling van het gezondheidsrisico wordt in het RIVM-rapport aangesloten bij de benadering die VROM heeft vastgesteld. Dit zijn de TCL's en MTR's zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering 2009 (zie Bijlage 0). Het uitgangspunt voor de gezondheidskundige toetsing is dus de chronische blootstelling (levenslang gemiddeld).

Bij geurproblemen kan ook de geurdrempelwaarde worden gebruikt als aanvullend toetsingscriterium. Bij het gebruiken van de geurdrempelwaarde moet men er rekening mee houden dat het vaak om indicatieve getallen gaat. In Bijlage 0 staan de geurdrempels zoals opgenomen in de Circulaire bodemsanering 2009. In de RIVM-richtlijn voor binnenluchtmetingen is ook een overzicht opgenomen van geurdrempels, met een beschrijving van de geur (Otte et al. 2007).

Opmerking:

Een ander toetsingscriterium is beïnvloeding van de binnenlucht door de bodemverontreiniging. Beïnvloeding van de binnenlucht door bodemverontreiniging wordt als een ongewenste situatie beschouwd. Het hoeft niet te leiden tot acute beheersmaatregelen, maar kan wel reden zijn voor monitoring en (zo nodig) voor beheersmaatregelen of sanering op termijn.

In de meeste gevallen zal de concentratie in de kruipruimte sterk overeenkomen met die in de buitenlucht. Verhoogde concentraties in de kruipruimte ten opzichte van de buitenlucht of binnenlucht kunnen duiden op beïnvloeding vanuit grond of grondwater.

Als de concentratie in de *binnenlucht* hoger is dan in de kruipruimte, dan kan er nog steeds sprake zijn van beïnvloeding, maar dan is er waarschijnlijk ook sprake van een andere bron binnenshuis.

De meetresultaten van het binnenluchtonderzoek kunnen onder meer worden vergeleken met de referentiewaarden voor woningen, zie Bijlage 0.

Stap 4. Beschrijving lokale situatie en aanvullende informatie

Om te bepalen waar men meet en hoe lang men meet en hoe eventuele versturende invloeden worden vermeden is het nodig om de situatie ter plekke helder voor ogen te hebben. Aandachtspunten zijn

- de blootstellingsroutes en processen zoals afbraak (VOCI);
- de indeling van de woning;
- identificatie van externe en interne bronnen van vluchtige stoffen (bijvoorbeeld garage, gebruik van schoonmaakmiddelen en oplosmiddelen, roken);
- de samenstelling en verspreiding van de bodemverontreiniging;
- de bodemopbouw en hydrologische situatie (doorlatendheid en grondwaterstand);
- de heterogeniteit van de verontreiniging.

Aanvullende informatie kan worden verkregen door veldbezoek en bewonersinformatie (enquête). Het gaat hierbij om informatie over

- levensstijl en gedrag van bewoners;
- aanwezige interne en externe bronnen: auto (garage), wassen en drogen, koken (keuken), open haard (woonkamer);
- ventilatie in de woning;
- weer, temperatuur en klimaat;
- bodemopbouw en grondwaterstand en variaties daarin;
- verontreinigings situatie;
- eventueel afwijkende infrastructuur (gebouw, omgeving).

Stap 5. Meetplan

In RIVM-rapport 711701048 (Otte et al. 2007) staat een standaard- of basismetplan beschreven. Voorafgaand aan de uitvoering moet geïnventariseerd zijn welke vluchtige stoffen voorkomen in de verontreinigde bodem en in andere bronnen in de woning en in de omgeving (verkeer, industrie). Het wordt aanbevolen om altijd de volgende drie vragen in dezelfde meetperiode te beantwoorden:

1. Worden bewoners blootgesteld aan een concentratie boven een chronische grenswaarde?
2. Worden de verhoogde concentraties aan stoffen in de woning veroorzaakt door een bodemverontreiniging?
3. Spelen andere bronnen (binnen en buiten) een rol bij verhoogde concentraties stoffen in de woning?

De uitgangspunten voor het basismeetplan zijn:

- *Een standaardsituatie en één woning:* Hierbij wordt uitgegaan van een situatie waarbij één woning wordt onderzocht. Indien meer woningen worden onderzocht is een aanpassing van het basismeetplan meestal niet nodig. Het basismeetplan geldt dan voor elke woning.
- *In principe: twee meetperioden:* Er wordt in twee perioden gemeten, onder meer vanwege de mogelijke invloed van seizoenen op de concentraties. Er kunnen verschillen in grondwaterstanden zijn en door temperatuurverschillen in de zomer en winter kan het transport van vluchtige stoffen door de grond en het gebouw veranderen. Het schoorsteeneffect in de winter is een voorbeeld daarvan: warme lucht in de woning stijgt op en koudere lucht uit de kruipruimte of bodem komt de woning binnen. Dit kan leiden tot verschillen in binnenluchtconcentraties in de zomer en winter. Wanneer in de zomer wordt gemeten, dan zijn de concentraties in de lucht lager (geen schoorsteeneffect en meer ventilatie). Het is daarom aan te bevelen om tweemaal een week- tot maandgemiddelde meting te verrichten, bijvoorbeeld één in het voorjaar en één in het najaar, en daarna de twee meetwaarden te middelen. Wanneer na één meetperiode al de beslissing tot sanering wordt genomen, dan zijn twee meetperioden niet per se nodig (Van Wijnen en Lijzen 2006, Otte et al. 2007).

Stap 6. Keuze meettechniek

In de meeste gevallen zal men zich richten op de risico's van chronische blootstelling. Dat betekent dat men tijdsgemiddelde metingen zal uitvoeren. Voor veel vluchtige organische contaminanten (VOC) is het gebruik van passieve samplers een goede keuze. Deze zijn relatief goedkoop, gemakkelijk in het gebruik en geven nauwelijks hinder voor de bewoners. Uiteraard kunnen voor bepaalde situaties andere keuzes worden gemaakt. In sommige gevallen kunnen *bodemluchtmetingen* in de onmiddellijke omgeving van het betreffende gebouw extra informatie opleveren.

Opmerking:

De betrouwbaarheid van passieve sampling in de kruipruimte is niet helemaal duidelijk. De meetmethode is afhankelijk van het vochtgehalte (die hoog en laag kan zijn) en van luchtbewegingen (voor de membraandiffusie), die in de kruipruimte minimaal kunnen zijn.

Stap 7. Data-analyse, interpretatie, conclusie en beslissing

De uiteindelijke opzet van de meting en risicobeoordeling ziet er als volgt uit:

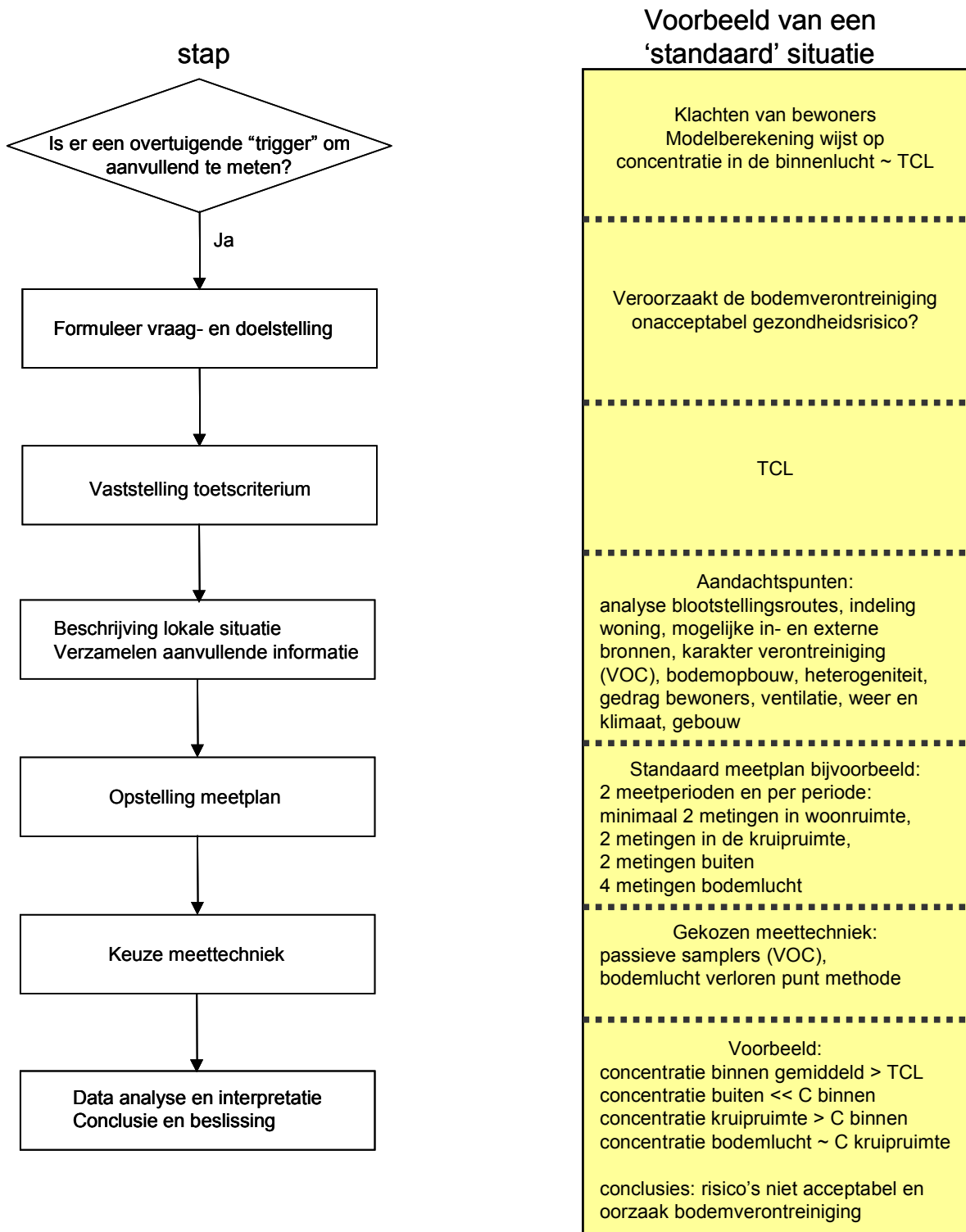
- *Beschikbare data per periode:* Voor een goede meting wordt minimaal uitgegaan van de volgende metingen, tenzij er argumenten zijn om hier van af te wijken:
 - Bemonstering minimaal 1 week op actieve kool badge (passief):
 - Verblijfruimten beneden: 2 maal 2 monsters
 - Verblijfruimten elders in de woning (bijvoorbeeld boven): 2 maal 2 monsters
 - Kruipruimte: 2 maal 2 monsters
 - Buitenmuur: 2 maal 2 monsters
- *Dataverwerking:* Bepaal de gemiddelden van de verblijfruimten beneden, de verblijfruimten boven, de kruipruimten en aan de buitenmuur.
- *Toetsing aan het toxicologisch criterium:* Bepaal of het gekozen toetscriterium wordt overschreden voor één of meerdere stoffen.
- *Consistentie van de data:* Vergelijk de hoogte van meetwaarden in de verschillende ruimten zodat een conclusie kan worden getrokken over de mogelijke oorzaak (zie Tabel 4).

Tabel 4 Mogelijke conclusies in een standaardsituatie

concentratie	ruimte	ruimte	ruimte
hoog	kruipruimte/bodemlucht	buiten	binnen (verblijfruimte beneden of boven)
↓	verblijfruimte beneden	binnen (verblijfruimte beneden of boven)	
	verblijfruimte boven		kruipruimte/bodemlucht
laag	buiten	kruipruimte/bodemlucht	buiten
mogelijke oorzaak	bodemverontreiniging	bron komt van buiten	bron binnenshuis

- *Indicaties voor verstorende invloeden:*
 - De ‘fingerprint’ van de verontreiniging: wanneer de samenstelling van gemeten stoffen totaal verschilt van de samenstelling van de bodemverontreiniging moet men bedacht zijn op andere invloeden.
 - Ventilatie en bronnen van buiten: door tijdens de metingen de ventilatie te minimaliseren (ramen en deuren dicht), is de invloed van bronnen van buiten (bijvoorbeeld verkeersspits) te vermijden.
 - Mogelijke piekconcentraties: roken, verven, lijmen en schoonmaken kunnen piekconcentraties veroorzaken die bij tijdsgemiddelde metingen niet altijd herkenbaar zijn. De informatie over het gedrag van de bewoners is daarom van groot belang. Bij het vermoeden van de aanwezigheid van kortdurende bronnen die piekconcentraties kunnen veroorzaken kan het wenselijk zijn om naast tijdsgemiddelde metingen ook momentane metingen te doen.
- *Tweede meetperiode:* De data-analyse van de tweede periode moet op dezelfde wijze worden uitgevoerd als van de eerste periode. Als de analyse en de interpretatie tot dezelfde conclusie leiden, kan direct een conclusie worden gegeven. Wanneer er grote verschillen zijn tussen beide meetperiodes moet de reden hiervan worden onderzocht. Mogelijke oorzaken zijn sterk schommelende grondwaterstanden, seizoensinvloeden of mogelijk verstorende invloeden tijdens de meetperiode (bijvoorbeeld door het gedrag van de bewoners). De resultaten van modelberekeningen kunnen behulpzaam zijn bij het onderbouwen van een conclusie. Blijven de verschillen onverklaarbaar groot, dan zijn er twee mogelijkheden:
 1. De beslissing wordt gebaseerd op de meetperiode met de hoogste concentraties.
 2. Er wordt een derde meetserie uitgevoerd, vergelijkbaar met de condities van de meetserie die de hoogste concentraties liet zien (Otte et al. 2007).

Figuur 4 Stappen luchtmetingen voor risicobeoordeling van bodemverontreiniging (Otte et al. 2007)



Bijlage 6. Cadmium en uw moestuin. Veilig groente telen in de Kempen

Informatiefolder over het zelf telen van groenten voor inwoners van gemeenten waar cadmium in de bodem een rol speelt. De folder is te vinden op de website van het Projectbureau Actief Bodembeheer de Kempen: www.abdk.nl

Erratum bij rapport 609330010/2009 ‘GGD-richtlijn medische milieukunde: gezondheidsrisico bodmverontreiniging’

In de Literatuurlijst is op pagina 62 de volgende verwijzing foutief vermeld.

Hall EF, Dusseldorp A, Aries MBC, Knoll B (2009). Concentratieingen in het binnenmilieu van woningen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 711701019

Moet vervangen worden door:

Hall EF, Dusseldorp A, Aries MBC, Knoll B (2009). Verbindingen in lucht en huisstof van woningen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM-rapport 609021087

Voor akkoord, 16 februari 2010

drs. F.S.M. (Cisca) Stom, arts
Hoofd Centrum Gezondheid en Milieu, IMG / RIVM

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Centrum
Gezondheid en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl/milieuportaal