

RIVM rapport 711701029/2002

**Evaluatie onderbouwing
BodemGebruiksWaarden**

J.P.A. Lijzen, M. Mesman, T. Aldenberg, C.D.
Mulder, P.F. Otte, R. Posthumus, E. Roex, F.A.
Swartjes, C.W. Versluijs, P.L.A. van Vlaardingen,
A.P. van Wezel en H.J. van Wijnen.

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, Directoraat Generaal Milieu (DGM), Directie Bodem, Water, Landelijk Gebied, in het kader van project 711701, Risico's in relatie tot bodemkwaliteit.

Abstract

Underpinning Soil-use-specific Remediation Objectives (SROs): an evaluation

In 1999 Soil-use specific Remediation Objectives (SRO) were derived for eight metals, PAHs, DDT and drins as part of the new soil clean-up policy. The SROs represent the minimal degree soil quality in the topsoil after remediation. Derived values are implemented in the policies for soil remediation and soil management. Evaluating this underpinning of the SRO was found necessary for the following reasons: 1) the issue of availability of new (toxicity) data and revised methods, 2) lack of specific toxicity data for plants and adequate risk levels for secondary poisoning, 3) lack of a method to derive a criterion to guarantee the quality of compost from contaminated soil, 4) uncertainty about the ecological impact of using the generic ecological criterion, HC₅₀. These issues thus determined what underpinning factors had to be evaluated and therefore the focus of the evaluation reported here. These are the soil quality criteria for humans, phytotoxicity, secondary poisoning, the generic ecological soil quality criterion and a criterion for maintaining the quality of compost.

Several conclusions have arisen from this evaluation. First of all, when only new data and methods are implemented, derived SROs for soil-use category I need to be slightly changed for chromium, DDT/DDE and PAHs, while derived SROs for soil-use category II need to be changed for most compounds. Secondly, new data on phytotoxicity have made it possible to derive a criterion for phytotoxicity for cadmium, lead, chromium and nickel. However, taking secondary poisoning into account derived risk limits are shown to be lower for cadmium, lead, mercury, methyl-mercury and zinc, so these risk limits should be implemented. Thirdly, the method developed to derive soil quality criteria for producing good-quality compost leads to the conclusion that the SRO should be lowered for arsenic, zinc and mercury. For zinc, though, the current quality standard is already considered very stringent for practical use. In the investigation on the ecological relevance of HC₅₀ by comparing laboratory toxicity data with field toxicity data, the field data, in general, were concluded to be slightly higher. Therefore it was recommended to use more field toxicity data to be able to carry out a more extensive study. Many aspects like bioavailability influence this comparison. Although the current generic ecological criterion (HC₅₀) does not guarantee the unhampered functioning of the ecosystems, it was chosen as an acceptable standard. For the future, deriving ecological criteria based on specific protection goals is advisory. To reduce the uncertainty and risk to ecosystems, it was recommended to use the lower limit (when available) of the 90%-confidence interval for HC₅₀ (LLHC₅₀) as the generic ecological soil quality criterion. This use will lead to more stringent SROs for most compounds.

Voorwoord

Dit rapport is opgesteld in opdracht van het Ministerie van VROM-DGM, Directie Bodem, Water, Landelijke gebied in het kader van het project 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit' (711701). Het project vindt haar oorsprong in de behoefte aan een betere onderbouwing en nadere uitwerking van een aantal specifieke elementen van de BGW uit 1999. Het is tot stand gekomen door de inzet van een brede projectgroep om de uiteenlopende elementen die een rol spelen bij de onderbouwing van de BGW te kunnen uitwerken.

De verschillende onderdelen van de rapportage zijn gedurende het traject voorgelegd aan de Onderzoeksbegeleidingsgroepen Humaan en ECO. De Onderzoeksbegeleidingsgroep Humaan bestaat uit J. Vegter (TCB, voorzitter), T. Crommentuijn (VROM), J. van Zorge (VROM), C. van den Boogaard (Inspectie VROM), T. Fast (Fastadvies), R. van de Weerd (GGD Regio IJssel-Vecht), R. van Doorn (GGD-Rotterdam), J. Groenenberg (Alterra), P. van Vliet (Gezondheidsraad), J. Wezenbeek (Grontmij), A. Boshoven (Royal Haskoning), K. den Haan (VNO-NCW) en J. Lijzen (RIVM, secretaris). Leden van de Onderzoeksbegeleidingsgroep ECO zijn J. van Wensem (TCB, voorzitter), T. Traas (RIVM), J. Appelman (CTB), M. Beek (RIZA), T. Brock (Alterra), S. Dogger (Gezondheidsraad), J. Faber (Alterra), K. den Haan (VNO-NCW), M. Koene (SNM), J. Pijnenburg (RIKZ), W. van Tilborg (VNO) en M. Janssen (RIVM, secretaris).

Met name de ecologische relevantie van het momenteel gehanteerde algemeen ecologische criterium leverde veel stof tot discussie. We willen alle personen bedanken die hebben bijgedragen aan de totstandkoming van dit rapport.

Inhoud

Samenvatting	9
1. Inleiding	11
1.1 <i>Achtergrond</i>	11
1.2 <i>Doelstelling en vraagstelling</i>	13
1.3 <i>Werkwijze</i>	13
2. Actualisatie humane criteria	15
2.1 <i>Achtergrond</i>	15
2.2 <i>Implementatie resultaten Evaluatie interventiewaarden</i>	15
2.3 <i>Evaluatie blootstellingsscenario's</i>	15
2.4 <i>Achtergrondblootstelling</i>	17
2.5 <i>Herziene risicogrenzen</i>	17
2.6 <i>PAK opname in planten</i>	21
2.7 <i>Discussie en conclusie</i>	22
2.7.1 <i>Achtergrondblootstelling</i>	22
2.7.2 <i>Humane risicogrenzen cluster I</i>	22
2.7.3 <i>Humane risicogrenzen cluster II</i>	24
2.7.4 <i>Vergelijking met andere risicogrenzen</i>	25
3. Alternatieven voor gebruik HC₅₀ als algemeen ecologisch criterium	27
3.1 <i>Inleiding</i>	27
3.1.1 <i>Overzicht ecologische criteria</i>	27
3.1.2 <i>Probleemstelling en mogelijke alternatieven</i>	27
3.1.3 <i>Actualisatie ecotoxicologische gegevens</i>	29
3.2 <i>Afleiding HC₅₀ en BGW</i>	29
3.2.1 <i>Statistische extrapolatie en onzekerheid</i>	29
3.2.2 <i>Beschikbaarheid gegevens</i>	32
3.2.3 <i>Literatuuronderzoek</i>	33
3.3 <i>Sleutelsoorten</i>	35
3.3.1 <i>Definitie</i>	35
3.3.2 <i>Binnen één trofisch niveau</i>	36
3.3.3 <i>Tussen trofische niveaus - Trophic Cascades</i>	36
3.3.4 <i>Conclusies/aanbevelingen</i>	37
3.4 <i>Gebruik acute gegevens versus chronische gegevens</i>	37
3.4.1 <i>Inleiding</i>	37
3.4.2 <i>Werkwijze</i>	38
3.4.3 <i>Resultaten</i>	39
3.4.4 <i>Conclusies/aanbevelingen</i>	40
3.5 <i>Gebruik van NOEC's voor de afleiding van HC_x-waarden</i>	40
3.6 <i>Onzekerheid rond gevoeligheidsverdeling van NOEC's</i>	41
3.6.1 <i>Alternatief 1: lower limit HC₅₀</i>	41
3.6.2 <i>Alternatief 2: Maximale bovengrens van de PAF</i>	43
3.7 <i>Alternatief ecologisch criterium</i>	45

4.	HC₅₀ op basis van laboratoriumgegevens vergeleken met gemeten effecten in (model)ecosystemen	47
4.1	<i>Inleiding</i>	47
4.1.1	Ecologische betekenis van HC ₅₀ en HC ₅	47
4.1.2	Voorspellende waarde van laboratorium toxiciteitstoetsen voor bodems in (semi-) veldsituaties	47
4.2	<i>Werkwijze</i>	49
4.2.1	Literatuursearch naar veldstudies	49
4.2.2	Constructie SSD curves met effectniveaus in het veld	50
4.3	<i>Resultaten</i>	50
4.4	<i>Discussie</i>	55
4.5	<i>Conclusie</i>	56
5.	Fytotoxiciteitscriterium	59
5.1	<i>Doel</i>	59
5.2	<i>Sleutelsoorten van plantengemeenschappen in Nederland</i>	59
5.3	<i>Literatuursearch</i>	60
5.4	<i>Resultaten bodem versus voedingsoplossing</i>	62
5.5	<i>Fytotoxiciteitsgegevens metalen en PAK</i>	62
5.6	<i>Risicogrenzen fytotoxiciteit</i>	66
5.7	<i>Vergelijk HC₅₀-planten met generieke HC₅₀</i>	68
5.7.1	Algemeen	68
5.7.2	Vergelijk fytotoxiciteit met algemeen ecologisch criterium	69
5.8	<i>Conclusie</i>	70
6.	Consequenties criterium doorvergiftiging	71
6.1	<i>Inleiding</i>	71
6.2	<i>Andere kaders van normstelling en doorvergiftiging</i>	71
6.3	<i>Materiaal en methoden</i>	73
6.4	<i>Resultaten</i>	74
6.5	<i>Discussie en conclusie</i>	78
6.5.1	Vergelijking met de herziene SRC _{eco} waarden	78
6.5.2	Vergelijking met bestaande BGW	79
7.	Criterium voor hergebruik van groenafval en kwaliteit strooisellaag	83
7.1	<i>Inleiding</i>	83
7.1.1	Achtergrond en doel	83
7.1.2	Analyse vraagstelling	84
7.1.3	Normen voor compost	84
7.1.4	De bioaccumulatiefactor (BCF)	85
7.2	<i>Bodemgehalte waarbij het geproduceerde plantenmateriaal voldoet aan BOOM</i>	88
7.2.1	Berekening bodemgehalte	88
7.2.2	Gewenste aanpassing BGW zodat het plantenmateriaal voldoet aan BOOM	90
7.3	<i>Bodemgehalte waarbij de geproduceerde compost voldoet aan BOOM</i>	93
7.3.1	De fractie bodemdeeltjes in de compost	93
7.3.2	Maximaal toelaatbare fractie grond in compost bij bodem op BGW-niveau	95
7.3.3	Gewenste aanpassing BGW zodat compost (plantenmateriaal en bodemdeeltjes) voldoet aan BOOM	98
7.4	<i>Normering van BOOM in perspectief</i>	100
7.4.1	Productie compost van een schone bodem (streefwaarde-niveau)	100

7.4.2	Internationaal perspectief normering van compost	101
7.4.3	Gegevens uit de praktijk van de productie van compost in Nederland en Duitsland	102
7.4.4	NMI-voorstel nieuwe normering van compost op basis van toepassing	103
7.5	<i>Accumulatie in de strooisellaag</i>	103
7.5.1	Inschatting met gemiddelde BCF	103
7.5.2	Invloed van bodemtype: modellering variaties BCF-waarden	105
7.5.3	Opbouw van de strooisellaag	105
7.5.4	Mineralisatie in de strooisellaag	107
7.5.5	Inschatting accumulatie van metalen in de strooisellaag	108
7.6	<i>Conclusies</i>	111
7.6.1	Conclusies van berekeningen	111
7.6.2	Beleidsmatige beslissingen	112
8.	Conclusie en aanbevelingen	113
8.1	<i>Inleiding</i>	113
8.2	<i>Humane bodemgebruikseisen</i>	113
8.3	<i>Ecologische gebruikseisen</i>	114
8.4	<i>Overige gebruikseisen</i>	117
8.5	<i>Integratie</i>	117
8.6	<i>Som-waarden voor PAK, DDT's en Drins</i>	119
	Literatuur	123
	Bijlage 1-1 Verzendlijst	131
	Bijlage 1-2 : Uitwerking bodemgebruikswaarden voor vier typen bodemgebruik	132
	Bijlage 2-1: Beschrijving scenario's	133
	Bijlage 2-2: Afleiding BCF-metalen	134
	Bijlage 2-4 Resultaten modelberekeningen en metingen PAK-gehalten in planten	136
	Bijlage 3-1 Literatuur gebruikt voor acute waarden	138
	Bijlage 3-2 Ecotoxicologische data	139
	Bijlage 3-3 Aantal chronische en acute gegevens	142
	Bijlage 3-4 Literatuuronderzoek drins, DDE, DDD en DDT	143
	Bijlage 4-1 Samenvatting veldstudies	146
	Bijlage 4-2 Verworpen (semi) veldstudies	152
	Bijlage 5-1 Fytotoxiciteitsgegevens	153

Bijlage 5-2 HC50-planten per stof vergeleken met herziene HC50	167
Bijlage 8-1 Overzicht kwantitatieve criteria per stof	169

Samenvatting

In 1999 zijn in het kader van de 'beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER) bodemgebruikswaarden (BGW) voor acht metalen, PAK's, DDT's en drins vastgesteld als saneringsdoelstelling voor de bovengrond. In het kabinetsstandpunt van eind 2001 is aangegeven dat de BGW zowel betekenis heeft in het curatieve bodembeleid als in het bodembeheer. De BGW's zijn in 1999 afgeleid op basis van de direct beschikbare risicogrenzen en risicobeoordelingsmethodieken. Aanleiding voor de evaluatie van de onderbouwing van de bodemgebruikswaarden waren:

- beschikbaar komen van nieuwe gegevens en methodieken vanuit het project evaluatie interventiewaarden;
- vrijwel ontbreken van specifieke toxiciteitsgegevens voor planten en ontbreken van algemene ecologische risicogrenzen voor doorvergiftiging;
- ontbreken van een methodiek om vanuit de kwaliteitseisen voor compost kritische gehalten voor de bodem af te leiden
- onduidelijkheid over wat de werkelijke ecologische consequenties zijn van het hanteren van de HC₅₀ als algemeen ecologisch criterium, waardoor bij dit concentratieniveau mogelijk ongewenste effecten op ecosystemen kunnen optreden.

Achtereenvolgens wordt in dit rapport aandacht besteed aan:

- de bodemkwaliteitseisen voor de mens;
- het algemene ecologische criterium (ecologische betekenis van en mogelijke alternatieven voor de HC₅₀);
- een specifiek criterium voor fytotoxiciteit;
- een ecologisch criterium voor doorvergiftiging;
- een criterium ter bescherming van de kwaliteit van de compost (volgens BOOM).

Actualisatie van bodemgebruikswaarden op basis van de meeste recente inzichten over risicobeoordeling voor de mens en het ecosysteem, toxiciteitsgegevens en stofgerelateerde gegevens maakt voor cluster I van bodemgebruik aanscherping van de BGW nodig voor chroom III (300 → 200 mg/kg ds) en DDT/DDE (2,5 → 1,1 mg/kg ds) en een verruiming voor PAK (2 → 3,5 mg/kg ds). Voor de BGW's voor cluster II is een aanscherping nodig voor chroom, koper, nikkel, zink, DDT/DDE en drins en een verruiming voor arseen, lood en kwik. Voor methyl-kwik is een BGW toegevoegd. Voor het afleiden van een som-waarde voor PAK wordt aanbevolen nog aandacht te besteden aan de gebruikte PAK-profielen voor de toxiciteit voor de mens en een geschikte groepsbenadering voor effecten op ecosystemen.

Voor zeven metalen zijn voldoende gegevens over **fytotoxiciteit** beschikbaar om een criterium voor fytotoxiciteit af te leiden; alleen voor cadmium, lood chroom en nikkel was de waarde dusdanig lager dan de waarde van het algemeen ecologisch criterium om een aparte waarde voor fytotoxiciteit te verantwoorden. Aanbevolen is toekomstig onderzoek vooral op zgn. sleutelsoorten te richten.

Voor **doorvergiftiging** kunnen voor vijf van de acht metalen, DDT en drins risicogrenzen voor doorvergiftiging worden afgeleid. Voor de andere metalen en PAK's is de verwachting dat doorvergiftiging hoger in de voedselketen niet waarschijnlijk is, maar nadere aandacht verdient. Voor cadmium, lood, kwik, methylkwik en zink ligt deze waarde lager dan de risicogrenzen voor alleen directe toxiciteit.

Op basis van het verkennen van een specifiek criterium voor fytotoxiciteit (en het niet meer hanteren van de fytotoxiciteitswaarde vanuit de LAC) en het betrekken van doorvergiftiging, (naast de genoemde actualisatie), leidt voor BGW voor cluster I tot een verdere aanscherping

voor chroom III, zink en methyl-kwik en tot een verruiming voor arseen. Voor de BGW voor cluster II leidt dit tot een aanscherping voor cadmium, zink, kwik en methylkwik.

Op basis van de normen in het **Besluit Overige Organische Meststoffen (BOOM)** is het mogelijk een bodemkwaliteitseis af te leiden. Naast de spreiding in de bioconcentratiefactoren voor gewassen (BCF) is een zeer belangrijke factor de veronderstelling die voor de fractie verontreinigde bodemdeeltjes in de compost wordt gedaan. Geadviseerd is hiervoor een (minimum) fractie van 10% gronddeeltjes in de compost te gebruiken. Het hanteren van eisen voor compost ('zeer schone compost') vanuit BOOM volgens de voorkeursuitwerking, leidt tot aanscherping van de hiervoor genoemde BGW voor cluster I en BGW voor cluster II voor arseen, zink en kwik. Met name voor zink wordt een kanttekening geplaatst bij de zeer scherp gestelde BOOM-norm voor dit metaal, waardoor zelfs bodem met streefwaarde kwaliteit niet aan deze norm kan voldoen.

Om inzicht te krijgen in de **ecologische relevantie** van het gebruikte algemeen ecologische criterium (HC_{50}) zijn toxiciteitsgegevens uit semi-veldstudies vergeleken met bestaande laboratorium gegevens. De beschikbare toxiciteitsgegevens uit semi-veldstudies ($NOEC_{\text{veld}}$) met bodems liggen in dezelfde orde van grootte als de toxiciteitsgegevens uit het lab (veelal $NOEC_{\text{lab}}$) en in zijn algemeenheid iets hoger. Deze gegevens en uitgebreidere studies met aquatische gegevens geven een indicatie van de ecologische relevantie van toxiciteitstesten onder laboratorium condities, maar zijn onvoldoende om goede conclusies te trekken over de ecologische relevantie van de HC_{50} . Een uitgebreidere studie hiernaar is voor de ecologische onderbouwing van de normstelling voor bodem van groot belang. De beleidsmatige keuze voor de HC_{50} als algemeen ecologisch criterium betekent dat het functioneren in een bepaalde (onbekende mate) is aangetast.

Aangezien op basis van de momenteel beschikbare gegevens op ecosysteem niveau effecten zouden kunnen optreden én gezien de (statistische) onzekerheid die rond de HC_{50} bestaat, wordt aanbevolen de ondergrens van het 90%-betrouwbaarheidsinterval van de HC_{50} ($LLHC_{50}$) te hanteren als bodemkwaliteitseis voor het algemeen functioneren van het ecosysteem. Wanneer deze niet kan worden afgeleid, kan het MTR ($HC_5 +$ achtergrondgehalte) worden gehanteerd. Dit leidt voor een groot aantal stoffen tot een aanscherping van de BGW. Voor een onbelemmerd functioneren van het ecosysteem wordt het gebruik van de MTR aanbevolen.

Wanneer geen volledige bescherming wordt nagestreefd, wordt aanbevolen het gewenste beschermingsniveau expliciet te definiëren en van daaruit (nieuwe) ecologische criteria af te leiden. Verder wordt aanbevolen meer aandacht te besteden aan de ecologische relevantie van toxiciteitsgegevens uit het lab en de hoeveelheid en de kwaliteit van de gegevens te laten toenemen. Een interessante optie om over meer gegevens te beschikken is om bij de selectie van de toxiciteitsgegevens de randvoorwaarde van het kennen van de bodemeigenschappen (humus en lutum) minder streng te hanteren. Ook kunnen methoden voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling bijdragen aan een betere ecologische risicobeoordeling.

1. Inleiding

1.1 Achtergrond

In 1999 zijn BodemGebruiksWaarden (BGW's) voor immobiele en niet vluchtige verontreinigingen afgeleid voor de metalen arseen, cadmium, chroom, koper, nikkel, lood, zink, kwik, voor PAK's (separaat en som 10), som DDT/DDE/DDD en voor som drins (Lijzen *et al.*, 1999). Deze BGW zijn afgeleid in opdracht van VROM, IPO en VNG in het kader van de 'beleidsvernieuwing bodemsanering' (BEVER) en dit heeft zijn weerslag gekregen in het rapport 'Van trechter naar zeef' (IPO/VNG/VROM, 1999). In het rapport 'Van trechter naar zeef' wordt een afwegingsmethodiek voor de saneringsdoelstelling gepresenteerd. Hiermee werd invulling gegeven aan een Kabinetstandpunt uit 1997 (VROM, 1997), waarin het streven naar multifunctionaliteit van de bodem na saneren is verlaten, vanwege hoge kosten en maatschappelijke stagnatie, en is gekozen voor functiegericht en kosteneffectief saneren. De BGW's fungeren als de saneringsdoelstelling voor de bovengrond. In december 2001 is het Kabinetsstandpunt beleidsvernieuwing bodemsanering (VROM, 2001) vastgesteld. Daarin is aangegeven dat in het bodembeleid de BGW zowel een rol speelt bij de sanering als bij het beheer.

Doel van de BGW's is om ontoelaatbare risico's voor mens en ecosystemen te voorkomen, en een onbelemmerd functioneren te waarborgen bij het (beoogde) gebruik van de bodem. Vier clusters van bodemgebruiksvormen zijn onderscheiden (zie bijlage 1-2):

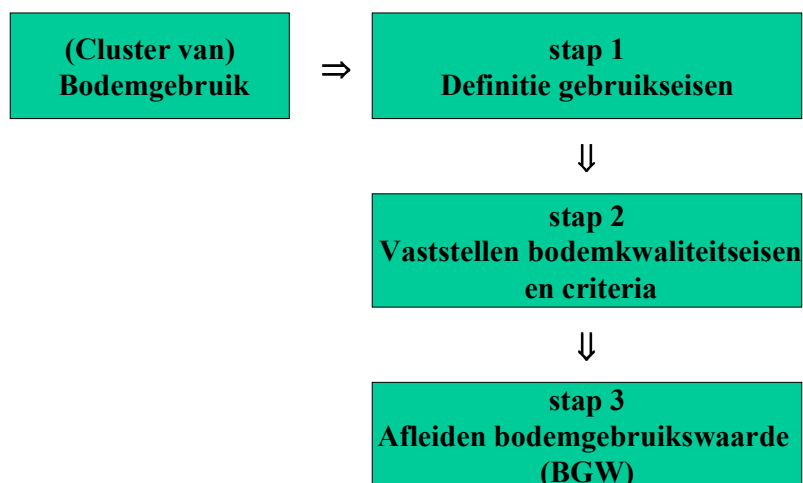
- I. Wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen
- II. Extensief gebruikt (openbaar) groen
- III. Bebouwing en verharding
- IV. Landbouw en natuur.

De BGW's zijn van toepassing op de bovenste bodemlaag, de richtwaarde hiervoor is 1 meter voor cluster I en II. Voor cluster III geldt een laagdikte van 0. Er is nog geen richtwaarde voor de dikte van de bodemlaag voor cluster IV. Er is uitgegaan van 'normaal gebruik' behorend bij een functie.

Om per cluster tot een BodemGebruiksWaarde (BGW) te komen, is een stappenbenadering gevolgd. De afleiding van de BGW's staat schematisch in figuur 1.1. In *stap 1* zijn per cluster van bodemgebruiksvormen gebruikseisen gedefinieerd. Daarbij is het van belang de doelen te formuleren die moeten worden nagestreefd per bodemgebruiksvorm. Dit kan worden gezien als een streefbeeld van wat bij een bepaalde vorm van bodemgebruik mogelijk moet zijn.

In *stap 2* worden op basis van de beschikbare criteria de bodemkwaliteitseisen bepaald welke een zo goed mogelijke invulling geven aan de gestelde gebruikseisen. Randvoorwaarde hierbij is geweest dat alleen bestaande methodieken (voor risicobeoordeling) gebruikt konden worden, aangezien er geen tijd was voor de ontwikkeling en acceptatie van nieuwe methoden. In *stap 3* zijn op basis van deze bodemkwaliteitseisen per bodemgebruiksvorm Bodemgebruikswaarden (BGW's) bepaald.

De afgeleide BGW's worden uitgedrukt als totaalgehalten in een standaardbodem (met 25% lutum en 10% organische stof). Op deze waarden is de gangbare bodemtypecorrectie van toepassing op basis van het lutum- humusgehalte, zoals toegepast voor streef- en interventiewaarden (VROM, 1994). Met de pH-waarde in de bodem wordt vooralsnog geen rekening gehouden.



Figuur 1.1 Stappen om voor standaard bodemgebruik tot een BGW te komen

De BGW's zijn gebaseerd op humane en ecotoxicologische risico's, en enkele aanvullende kwaliteitseisen, bijvoorbeeld voor voedselveiligheid. BGW's zijn uitgedrukt voor standaardbodem, waarbij de huidige bodemtypecorrectie wordt gebruikt (als bij streef- en interventiewaarden). Er zijn geen BGW's afgeleid voor cluster III, vanwege de verwaarloosbaar geachte humane blootstelling en omdat de ecologische risico's voor deze vorm van bodemgebruik beleidsmatig minder relevant gevonden werden. Voor cluster IV zijn nog geen BGW's bepaald. Voor de functie landbouw kunnen de LAC-sigitaalwaarden de plaats van de BGW innemen, voor de functie natuur vrijwel altijd maatwerk nodig zijn. Voor clusters I en II zijn gebruikseisen gesteld met betrekking tot blootstelling van de mens, soorten en processen in en op de bodem en overige gebruikseisen (zie Bijlage 1-2). Als dit leidt tot gehalten onder de streefwaarde, dan geldt de streefwaarde.

Voor cluster I worden de BGW's uiteindelijk bepaald door ecologische risico's (op basis van het HC₅₀-criterium¹) voor naftaleen, antraceen en arseen, door humane risico's voor de overige PAK's en lood, en door de LAC-sigitaalwaarden voor de overige verbindingen. Voor cluster II zijn alle BGW's gestoeld op de ecologische risico's. Omdat de HC₅₀ ook vaak bepalend is voor de interventiewaarde, wordt voor cluster II de BGW veelal gelijk aan de interventiewaarde.

Na afronding van de rapportage door Lijzen *et al.* (1999) was er een duidelijke wens, zowel vanuit het RIVM als de betrokkenen bij BEVER, om in ruimere mate te discussiëren over de gebruikseisen en de getalsmatige uitwerking daarvan, die bij verschillende bodemgebruiksvormen nagestreefd zou moeten worden.

¹ De HC₅₀ is de concentratie (in bodem of water) waarbij 50% van de soorten of processen effecten kan ondervinden en is gebaseerd op (statistische) extrapolatie van gegevens uit laboratoriumexperimenten. Zie verder hoofdstuk 3.

1.2 Doelstelling en vraagstelling

De rapportage heeft tot doel een nadere uitwerking te geven aan een aantal gebruikseisen (behorend bij bepaald bodemgebruik) tot bodemkwaliteitseisen (op basis van bepaalde criteria). Deze aanvullende en herziene criteria kunnen aanleiding geven tot het aanpassen en verbeteren van de onderbouwing van de huidige BodemGebruiksWaarden. Na een beleidsmatig traject kan dit leiden tot aanpassing van de BGW.

Aanleiding voor de evaluatie van de onderbouwing van de bodemgebruikswaarden waren met name:

- beschikbaar komen van nieuwe gegevens en methodieken vanuit het project evaluatie interventiewaarden;
- vrijwel ontbreken van toxiciteitsgegevens specifiek voor planten en ontbreken van algemene ecologische risicogrenzen voor doorvergiftiging;
- ontbreken van een methodiek om vanuit de kwaliteitseisen voor compost kritische gehalten voor de bodem af te leiden;
- onduidelijkheid over wat de werkelijke ecologische consequenties zijn van het hanteren van de HC₅₀ als algemeen ecologisch criterium, waardoor bij dit concentratieniveau mogelijk ongewenste effecten op ecosystemen kunnen optreden.

De studie richtte zich dus vooral op actualisatie van de eerder gebruikte gegevens en een nadere of alternatieve uitwerking geven van bepaalde gebruikseisen. Daarmee kan de onderbouwing van de BGW's worden versterkt. Het betreft:

1. Aanpassen BGW aan herziene modelconcepten, toxicologische gegevens en inputparameters op basis van de resultaten van het project Evaluatie interventiewaarden;
2. Kwantificering achtergrondblootstelling mens;
3. Opname PAK's in consumptiegewassen;
4. Alternatieven voor HC₅₀ als grens voor algemeen ecologisch functioneren;
5. Invulling criterium fytotoxiciteit (landbouwgewassen /natuurlijke vegetatie);
6. Consequenties van meenemen doorvergiftiging;
7. Invulling van gebruikseis 'voldoen van groenafval aan kwaliteitseisen voor schone compost';
8. Aangeven kans op uitloging en mogelijkheden criterium voor uitloging.

Vooralsnog zal niet voor meer stoffen een BGW worden afgeleid. De stoffen waarop de evaluatie is gericht zijn opgenomen in Tabel 1.1.

De onderwerpen 1 t/m 3 zijn primair op de mens gericht en zijn opgenomen in hoofdstuk 2. De onderwerpen 4 t/m 6 zijn gericht op het ecosysteem. Onderwerp 4 is uitgewerkt in hoofdstuk 3 en 4. Hoofdstuk 5 richt zich op het criterium fytotoxiciteit (onderwerp 5) en hoofdstuk 6 richt zich op doorvergiftiging (onderwerp 6). Hoofdstuk 7 verkent de mogelijkheden voor een criterium voor de aanvullende gebruikseis voor compost (onderwerp 7). en hoofdstuk 8 gaat kort in op hoe het criterium uitloging conceptueel benaderd kan worden. Het criterium uitloging zal in een later stadium in meer detail worden uitgewerkt.

1.3 Werkwijze

Over de verschillende onderwerpen zijn afzonderlijke notities geschreven welke in deze rapportage zijn geïntegreerd. Voor de op het ecosysteem gerichte onderwerpen 4 t/m 6 genoemd in paragraaf 1.2 is een interne werkgroep samengesteld waarin over de gewenste uitwerking en resultaten daarvan is gediscussieerd.

Alle hoofdstukken geven afzonderlijk aan welk effect de nadere uitwerking of actualisatie voor invloed heeft op de huidige getalswaarde voor een gebruikseis. In de algemene discussie

(hoofdstuk 9) wordt op de eventuele gevolgen voor de BGW voor cluster I en II ingegaan, en worden conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan.

Tabel 1.1 Stoffen waarvoor een BGW bestaat en waarop de evaluatie is gericht, met BGW voor Cluster I en II, CAS nr, molmassa en log Kow (op experimentele gegevens gebaseerde LOGPSTAR volgens. Otte et al. (2001)).

Stof	BGW cluster I (mg/kg)	BGW cluster II (mg/kg)	CAS nr.	MW	logK _{ow}
Metalen					
Arseen	40	40	7440-38-2	74.92	
Cadmium	1	12	7440-43-9	112.41	
Chroom	300	380	7440-47-3/ 18450-29-9	52.00	
Koper	80	190	7440-50-8	63.55	
Kwik	2	10	7439-97-6	200.59	
Lood	85	290	7439-92-1	207.2	
Nikkel	50	210	7440-02-0	58.69	
Zink	350	720	7440-66-6	65.38	
PAK's					
Naftaleen	40	40	91-20-3	128.18	3.30
Antraceen	40	40	120-12-7	178.24	4.45
Fenantreen	1.3	40	85-01-8	178.24	4.47
Fluorantheen	2.3	40	206-44-0	202.26	5.16
Benzo[a]antraceen	2.7	40	56-55-3	228.30	5.54
Chryseen	0.3	40	218-01-9	228.20	5.81
benzo[a]pyreen	5.1	40	50-32-8	252.32	6.13
benzo[ghi]peryleen	0.4	40	191-24-2	276.34	6.22
benzo[k]fluorantheen	3.3	40	207-08-9	252.32	6.11
indeno[1,2,3-cd]pyreen	6.8	40	193-39-5	276.34	6.87
PAK's (som 10)	2	40			
Bestrijdingsmiddelen					
Aldrin	0.3	4	309-00-2	364.92	6.50
Dieldrin	0.3	4	60-57-1	380.91	5.20
Endrin	0.2	4	72-20-8	380.91	5.20
Drins (som)	0.2	4			
DDT			50-29-3 (p,p'); 789-02-6 (o,p')	354.49	6.91
DDE			72-55-9 (p,p'); 3424-82-6 (o,p')	318.03	6.51
DDD			72-54-8 (p,p'); 53-19-0 (o,p')	320.05	6.02
DDT/DDE/DDD (som)	2.5	4			

2. Actualisatie humane criteria

2.1 Achtergrond

Recentelijk (1999-2001) zijn de interventiewaarden eerste tranche stoffen geëvalueerd, resulterend in herzien humane risicogrenzen (Lijzen *et al.*, 2001). De resultaten hiervan geven aanleiding om de risicobeoordeling voor de relevante stoffen door te vertalen naar de BGW waarmee deze methodisch gezien dezelfde onderbouwing krijgen.

Dit hoofdstuk gaat in op de gevolgen van de Evaluatie interventiewaarden en de beschikbaarheid van nieuwe wetenschappelijke kennis op de vaststelling van het humane deel van de afleiding van BGW's voor de clusters I en II (§ 2.5).

Verder zijn in §2.3 de scenario's die de betreffende bodemgebruiksvormen beschrijven nader bekeken, waarbij o.m. is nagegaan of de scenario's zoals geformuleerd in CSOIL 8.0 (Van den Berg, 1995) identiek zijn aan de scenario's zoals genoemd in SUS versie 2.2. (Ministerie van VROM/ Van Hall Instituut, december 2000).

Daarnaast is nagegaan in hoeverre nieuwe kennis over achtergrondblootstelling (blootstelling aan andere bronnen dan bodemverontreiniging) gebruikt kan worden bij de afleiding van humane risicogrenzen (§ 2.4). Ook met betrekking tot de vaststelling van som waarden (bijvoorbeeld voor PAK's en DDT/DDE) wordt aangesloten bij de laatste ontwikkelingen.

In het rapport van Lijzen *et al.* (1999) is reeds aangegeven dat de bioaccumulatie uit bodem in planten voor PAK's getalsmatig zwak onderbouwd is, terwijl deze route via het eten van gewas voor de mens doorslaggevend is voor de meeste PAK's in cluster I. Daarom is enige aanvullende informatie over de BCF voor PAK's gezocht en vergeleken met de huidige modellering (zie § 2.6).

2.2 Implementatie resultaten Evaluatie interventiewaarden

De resultaten van de Evaluatie interventiewaarden zijn in verschillende RIVM rapporten gepubliceerd (zie Lijzen *et al.*, 2001). Met betrekking tot de vaststelling van de humane risicogrenzen voor BGW's zijn de belangrijkste veranderingen:

1. Herziening humane Maximaal Toelaatbaar Risico voor inname (MTR_{humaan} , in $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{lichaamgewicht}\cdot\text{dag}^{-1}$) en de Toelaatbare Concentratie Lucht (TCL in $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$);
2. Herziening modelconcepten blootstelling mens;
3. Herziening blootstellings- en stofparameters.

De herziening van de modelconcepten, met name de concepten die de opname van contaminanten door planten en het transport van vluchtige verbindingen beschrijven, heeft geleid tot een upgrading van het CSOIL model (versie 8.0 naar CSOIL 2000). In dit hoofdstuk worden de humane risicogrenzen voor BGW's opnieuw berekend met CSOIL 2000 en de herziene parameterset.

2.3 Evaluatie blootstellingsscenario's

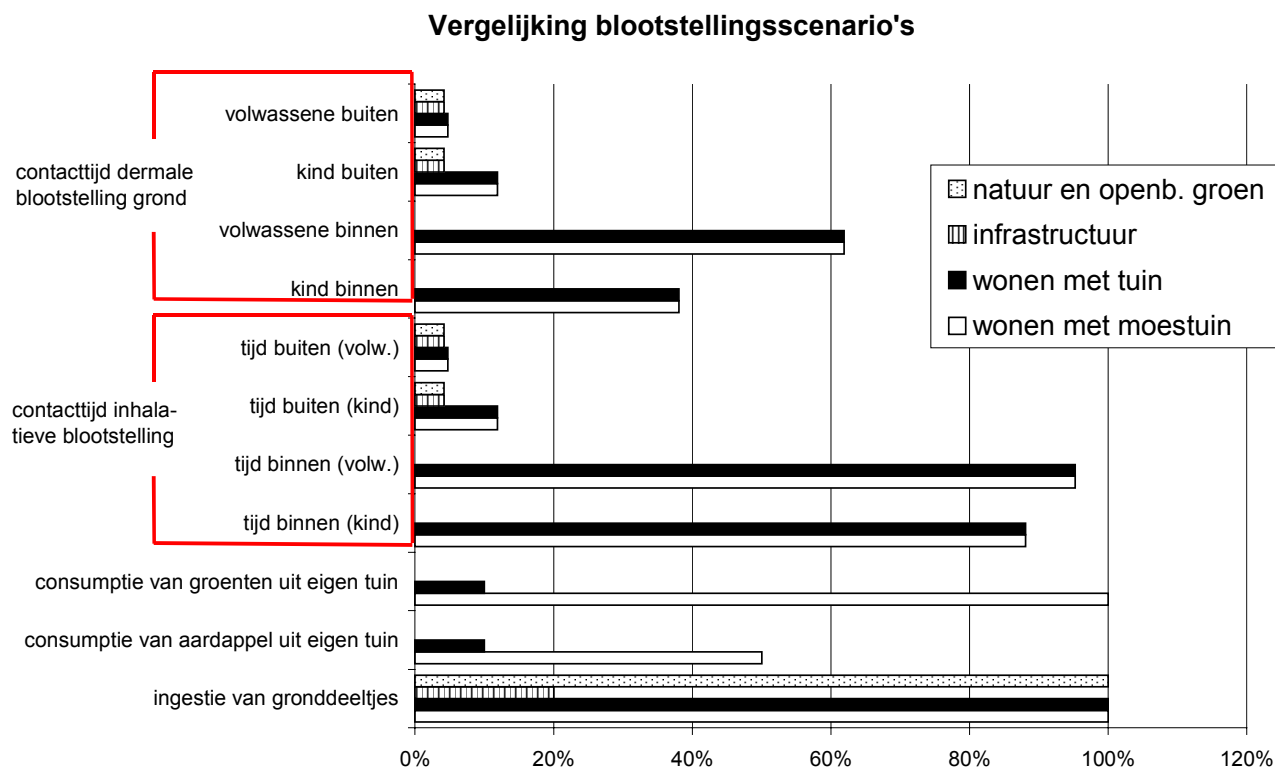
Bij de afleiding van BGW's zijn er twee bodemgebruiksvormen waarbij humane risico's een rol spelen. Het gebruiksscenario 'wonen met moestuin' is bepalend voor de humane waarde van de BGW's voor cluster I, terwijl het gebruiksscenario 'infrastructuur' (voorheen ook wel 'verkeer' genoemd) bepalend is voor de humane waarde van de BGW's voor cluster II.

De scenario's die de verschillende (voor BGW's relevante) gebruiksvormen beschrijven zijn bestudeerd. Op basis hiervan is de terminologie van CSOIL 8.0 bijgesteld en zijn enkele verblijftijden (contacttijd met grond binnen scenario infrastructuur) gewijzigd. De scenario's in CSOIL 2000 zijn nu identiek aan SUS versie 2.2 en de input parameters conform de laatste aanpassingen op basis van de Evaluatie interventiewaarden (o.m. verlaging van de hoeveelheid grondingestie voor kinderen).

Om een goed inzicht te verwerven in de verschillen tussen enkele scenario's en de uitwerking daarvan op de vaststelling van BGW's zijn in deze notitie 4 gebruiksscenario's doorgerekend (zie resultaten in paragraaf 2.5):

- wonen met moestuin (Cluster I);
- wonen met tuin (het standaard scenario voor potentiële risico's; valt onder Cluster I);
- natuur en openbaar groen (valt onder Cluster I);
- infrastructuur (Cluster II).

Figuur 2.1 geeft de verschillen weer tussen de vier genoemde gebruiksscenario's. De vier gebruiksscenario's verschillen in de hoeveelheid grondingestie, de hoeveelheid consumptie uit eigen tuin en de verblijf- en contacttijdentijden. In de figuur zijn de contacttijden voor de blootstelling via inhalatie en via dermale opname uitgedrukt als percentage van de maximale contacttijd (24 uur/dag). De consumptie van groenten en aardappels uit eigen tuin is uitgedrukt als percentuele fractie van de totale consumptie (100%). De ingestie van gronddeeltjes is uitgedrukt als percent van het standaard scenario 'wonen met tuin'. Zo blijkt uit de grafiek dat het gebruiksscenario 'wonen met moestuin' veronderstelt dat 50% van de aardappelen en 100% van de groenten uit eigen tuin wordt geconsumeerd. Het gebruiksscenario 'wonen met tuin' gaat uit van een consumptie uit eigen tuin van 10%, voor zowel aardappelen als groenten, terwijl bij de scenario's voor natuur/openbaar groen en infrastructuur geen (0%) consumptie van groenten uit eigen tuin is verondersteld. In bijlage 2-1 worden de gebruiksscenario's nader beschreven.



Figuur 2.1 Relatieve verschillen tussen de diverse blootstellingsscenario's

2.4 Achtergrondblootstelling

De afleiding van de humane risicogrens is mede gebaseerd op beleidsmatige overwegingen. Hierbij is besloten om rekening te houden met de generieke (niet vermijdbare) achtergrondblootstelling (AB) veroorzaakt door met name voedsel, drinkwater en lucht. Deze risicogrens is een gehalte in bodem of grondwater waarbij de geschatte blootstelling van de mens gelijk is aan het Maximaal Toelaatbaar Risico voor inname (MTR_{humaaan}). Het uitgangspunt hierbij is dat de totale blootstelling via de bodem, het voedsel, het drinkwater en de lucht etc. het MTR niet zou mogen overschrijden. De dagelijkse blootstelling (intake) via andere bronnen dan de verontreinigde bodem wordt daartoe in mindering gebracht op het MTR (MTR-AB). Een tweede uitgangspunt is om, net als bij de afleiding van interventiewaarden, uit te gaan van de gemiddelde mens. Specifieke groepen met een risicovol gedrag (bijvoorbeeld rokers) blijven dan ook buiten beschouwing. Omdat in 1999 de achtergrondblootstelling voor veel stoffen niet goed bekend was is voor de niet-carcinogene stoffen gekozen de helft van het humane MTR ($MTR/2$) te laten opvullen door de achtergrondblootstelling. Deze benadering resulteerde dus in een halvering van de toelaatbare dosis door verontreinigde bodem. In werkelijkheid is de bijdrage van achtergrondblootstelling ten opzichte van het MTR afhankelijk van de stof.

Bij de evaluatie van de humane MTR's (Baars *et al.*, 2001) is voor elke stof of stofgroep de achtergrondblootstelling ingeschat. Van deze achtergrondblootstelling kan nu worden uitgegaan om tot herziene risicogrenzen voor de mens te komen. In het algemeen wordt voor de onderzochte stoffen de achtergrondblootstelling met name veroorzaakt door de consumptie van voedsel (zie bijlage 2-2).

Het blootstellingsscenario voor het normstellende bodemgebruik voor Cluster I ('wonen met tuin') gaat uit van een totale consumptie van groenten (100 %) en een hoge consumptie van aardappels (50%) uit eigen tuin. In feite is het doordoor niet noodzakelijk de totale AB in mindering te brengen op het MTR, aangezien door het eten van de groenten en aardappels uit eigen tuin minder gekochte gewassen en aardappels worden gegeten. Gezien het beoogde generieke karakter van BGW's is echter besloten om hier geen consequenties aan te verbinden door hier aannames over te doen.

Voor niet-carcinogene stoffen zijn twee benaderingen doorgerekend:

- a) Gebruik van 50% van het MTR voor de vaststelling van de humane risicogrens (analoog aan de gekozen benadering in 1999) en;
- b) Vermindering van de MTR met de achtergrondblootstelling volgens Baars *et al.* (2001). De voorkeur wordt gegeven aan b) is vooral bedoeld ter vergelijking met de huidige waarden.

Voor carcinogenen is, net als voorheen, uitgegaan van het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR, volgens de definitie, 1 % is van het MTR). Aangezien het om een additioneel risico gaat hoeft voor carcinogenen geen rekening gehouden te worden met de achtergrondblootstelling.

2.5 Herziene risicogrenzen

Op basis van de veranderingen aangegeven in paragraaf 2.2 zijn in Tabel 2.1 de met het herziene CSOIL berekende humane risicogrenzen gegeven. In deze tabel wordt, op basis van humane risico's voor de verschillende gebruikersscenario's, de minimaal gewenste bodemkwaliteit gegeven. Voor ieder gebruiksscenario zijn de humane risicogrenzen berekend voor de genoemde twee criteria (50% MTR en MTR - AB). Het scenario 'wonen met tuin' is doorgerekend ter vergelijking met de SRC-humaaan die zijn afgeleid in het kader van de

Evaluatie interventiewaarden. In tegenstelling tot de SRC-humaan is voor dit doel nu wel rekening gehouden met de achtergrond blootstelling.

Een aandachtspunt is dat, in afwijking van de procedure voor andere contaminanten, de risicogrenzen voor lood uitsluitend gebaseerd zijn op het risico voor het kind (0-6 jaar), zijnde de meest gevoelige groep. Bovendien is er rekening gehouden met de relatieve biobeschikbaarheid van lood in gronddeeltjes in het menselijk lichaam ten opzichte van voeding (Rompelberg en de Zwart, 2001). De relatieve biobeschikbaarheid is voorlopig vastgesteld op 60% analoog aan de afleiding t.b.v. interventiewaarden (Lijzen *et al.*, 1999).

Een verandering ten opzichte van het humane criterium afgeleid in 1999 (Lijzen *et al.*), is dat er nu rekening is gehouden met een lagere biobeschikbaarheid in het menselijk lichaam van lood in gronddeeltjes ten opzichte van de biobeschikbaarheid van lood in voedsel. Dit is experimenteel aangetoond door onder meer Rompelberg, de Zwart en Sips (2001). Deze relatieve biobeschikbaarheid² is voorlopig vastgesteld op 60%. Door nu voor de biobeschikbaarheid voor de route groningestie te corrigeren is de methodiek voor de afleiding van de BGW-humaan analoog aan de afleiding van de SRC-humaan voor de evaluatie en herziening interventiewaarden (Lijzen *et al.*, 2001).

Een ander aandachtspunt is de gebruikte bioconcentratiefactor (BCF) voor metaalopname door aardappels en groenten vanuit de bodem. Bij de Evaluatie interventiewaarden zijn een groot aantal empirische gegevens gebruikt om deze BCF per gewas(type) af te leiden en is ervoor gekozen een generieke BCF te baseren op het consumptiegemiddelde bij een concentratieniveau rondom de interventiewaarde.

Het scenario 'wonen met moestuin' gaat uit van een ander consumptiepatroon uit eigen tuin (100% groente en 50% aardappelen) dan bij het scenario 'wonen met tuin'. Daarnaast is de BCF in bepaalde mate afhankelijk van de bodemconcentraties, en die is op BGW-niveau lager dan op interventiewaarde-niveau. Voor een juiste afleiding van BGW voor metalen was het daarom noodzakelijke volgens dezelfde methodiek een op het scenario afgestemde BCF's af te leiden (zie bijlage 2-2).

De parameterisatie van de scenario's voor kind en volwassene en de gebruikte risicogrens is opgenomen in tabel 2.1.

Er is geen humane risicogrens afgeleid voor Cr(VI) vanwege de volgende redenen:

1. Het humane risico wordt vooral bepaald door inhalatie van Cr(VI) verontreinigde gronddeeltjes, waarna toetsing volgt aan de TCL. De TCL echter is bedoeld voor de afweging van het risico van stoffen in dampvorm. Het is dan ook discutabel, gezien de lagere biobeschikbaarheid ten opzichte damp, of de inhalatieve blootstelling aan Cr(VI) in gronddeeltjes wel getoetst zou moeten worden aan de TCL.
2. Cr(VI) wordt op een beperkt aantal plaatsen in de bodem aangetroffen. De afleiding van een 'generieke' BGW voor Cr(VI) is daarom minder zinvol.

² Onder de *relatieve* biobeschikbaarheid verstaan we de biobeschikbaarheid in de matrix grond gedeeld door de biobeschikbaarheid in de matrix voedsel

Tabel 2.1 Waarde van de input-parameters, risico-niveaus en met CSOIL berekende humane risicogrenzen t.b.v. de herziening van BGW. Per scenario is een risicogrens met de stofspecifieke en de generieke achtergrondblootstelling berekend. De onderstreepte waarden zijn lager dan de huidige humane risicogrenzen voor de BGW (in mg/kg)

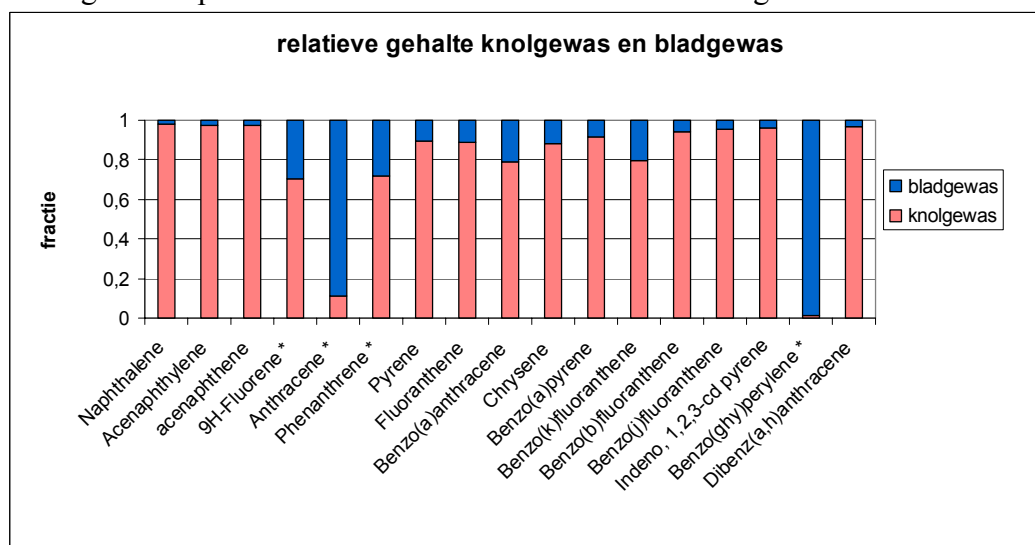
PARAMETER	HERZIENE HUMANE RISICOGRENS BIJ VERSCHILLENDE SCENARIOS								HUIDIGE HUMANE RISICOGRENS	
	wonen + moestuin		wonen + tuin		infrastructuur		natuur + openbaar groen		wonen + moestuin	infra-structuur
grondingestie kind/volw. (mg ds/d)	100/ 50	100/ 50	100/ 50	100/ 50	20/ 10	20/ 10	100/ 50	100/ 50	150/ 50	30/ 10
fractie knolgewas (aardappels) uit eigen tuin	0.5	0.5	0.1	0.1	0	0	0	0	0.5	0
fractie bladgewas (groenten) uit eigen tuin	1	1	0.1	0.1	0	0	0	0	1	0
inhalatietijd binnen kind/volw. (h/d)	21.1/ 22.9	21.1/ 22.9	21.1/ 22.9	21.1/ 22.9	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	21.1/ 22.9	0 / 0
inhalatietijd buiten kind/volw. (h/d)	2.86/ 1.14	2.86/ 1.14	2.86/ 1.14	2.86/ 1.14	1 / 1	1 / 1	1 / 1	1 / 1	2.86/ 1.14	1 / 1
tijd contact grond binnen kind/volw. (h/d)	9.14/ 14.9	9.14/ 14.9	9.14/ 14.9	9.14/ 14.9	0 / 0	0 / 0	0 / 0	0 / 0	9.14/ 14.9	9.14/14.9
tijd contact grond buiten kind/volw. (h/d)	2.86/ 1.14	2.86/ 1.14	2.86/ 1.14	2.86/ 1.14	1 / 1	1 / 1	1 / 1	1 / 1	2.86/ 1.14	2.86/1.14
RISICO-NIVEAUS										
niet-carcinogene stoffen	MTR-AB	50% MTR	MTR-AB	50% MTR	MTR-AB	50% MTR	MTR-AB	50% MTR	50% MTR	50% MTR
Carcinogene stoffen	VR	VR	VR	VR	VR	VR	VR	VR	VR	VR
Metalen										
arsen	146	104	405	310	2624	1919	562	403	75	3350
cadmium	3.7	3.3	16	25	1101	983	227	203	2.1	1600
chrom (III)	752	470	2206	1379	16196	10154	3261	2040	310	8000
koper	1190	769	7176	4765	29897	28802	23611	20528	1300	>100000
lood (blootstelling van kinderen)	75	84	276	310	1962	2207	398	448	62	900
kwik	15	8.4	200	68	3509	2493	1249	724	22	1000
nikkel	1044	807	1463	1353	1588	1577	1536	1485	550	80000
zink	2443	3054	18457	25517	>100000	>100000	162075	202600	3550	>100000
PAK										
Naftaleen	445	223	870	435	100000	60750	30600	15280	55	34000
Acenafthyleen *	9.3	9.3	32	32	1500	1500	382	382	-	-
acenaftheen *	98	98	264	264	15200	15200	3820	3820	-	-
9H-Fluoreen	6627	838	22528	9688	100000	60700	30600	15300	-	-
Antraceen	11180	5387	25458	12620	100000	60770	30600	15300	8450	58600
Fenantreen	6610	836	23108	10273	100000	60770	30600	15300	1.3*	146*
Pyreen *	297	297	2506	2506	15200	15190	3820	3820	-	-
Fluorantheen *	45	45	160	160	1520	1520	382	382	2.3	200
Benzo(a)antraceen *	6.9	6.9	22	22	152	152	38	38	2.7	460
Chryseen *	47	47	271	271	1520	1520	382	382	0.27	46
Benzo(a)pyreen *	0.37	0.37	1.4	1.4	15	15	3.8	3.8	0.40	47
Benzo(k)fluorantheen *	7.0	7.0	22	22	152	152	38	38	5.1	470
Benzo(b)fluorantheen *	2.5	2.5	10	10	152	152	38	38	-	-
Benzo(j)fluorantheen *	2.0	2.0	8.5	8.5	152	152	38	38	-	-
Indeno, 1,2,3-cd pyreen *	1.8	1.8	7.6	7.6	152	152	38	38	6.8	470
Benzo(ghi)peryleen	8662	4318	19236	9610	91160	45600	22900	11460	3.3*	470*
Dibenz(a,h)antraceen *	0.15	0.15	0.7	0.7	15	15	3.8	3.82	-	-

	HERZIENE HUMANE RISICOGRENS BIJ VERSCHILLENDE SCENARIOS								HUIDIGE HUMANE RISICOGRENS	
	wonen + moestuin		wonen + tuin		infrastructuur		natuur + openbaar groen		wonen + moestuin	infra-structuur
Pesticiden	5.2	3.2	24	15	1200	760	306	191	2070	23500
DDT	<u>5.2</u>	<u>3.2</u>	24	15	<u>1200</u>	<u>760</u>	306	191	2070	23500
DDE	<u>2.8</u>	<u>1.8</u>	14	8.6	<u>1200</u>	<u>760</u>	306	191	143	23500
DDD	<u>7.2</u>	<u>4.5</u>	33	21	<u>1200</u>	<u>760</u>	306	191	-	-
Aldrin	<u>0.04</u>	<u>0.03</u>	0.2	0.16	184	154	46	38	1.7	117
Dieldrin	<u>1.1</u>	<u>0.87</u>	5.5	4.6	184	154	46	38	0.6	110
Endrin	<u>2.4</u>	<u>1.5</u>	4.9	8.1	490	154	122	77	0.5	110

* = gebaseerd op carcinogeniteit (risiconiveau=VR)

2.6 PAK opname in planten

De blootstellingroute gewasconsumptie levert binnen cluster I van bodemgebruiksvormen (moestuin) een belangrijke bijdrage aan de totale geschatte blootstelling (60 tot 95% voor de verschillende soorten PAK). Binnen deze blootstellingsroute is de opname van organische stoffen in *wortelgewassen* belangrijker voor de meeste PAK's dan de opnamen in *bovengrondse plantendelen*. In Figuur 2.2 is aangegeven wat op het niveau van de afgeleide risicogrenzen voor moestuinen (in Tabel 2.1) het relatieve gehalte in het gewas is van de bovengrondse en ondergrondse plantendelen. Bij de *bovengrondse* plantendelen draagt vooral de opname via het opspreiden van grond bij aan het gehalte in de bovengrondse plantendelen en niet opname uit de bodem via de wortels. Alleen bij de stoffen waarvoor de oplosbaarheid in het poriewater wordt overschreden (aangegeven met een *) is het gehalte in de bovengrondse plantendelen meer dan 25% dan van wortelgewassen.



Figuur 2.2 Relatieve gehalte in knolgewas en bladgewas voor de afgeleide risicogrenzen (voor bodem) voor moestuinen volgens CSOIL. Voor de stoffen aangeduid met * is gecorrigeerd voor overschrijding van de oplosbaarheid in het poriewater.

Omdat de geschatte concentratie in wortelgewassen dominant is zijn beschikbare meetgegevens van opname van PAK in wortelgewassen nader bekeken in relatie tot de (herziene) modellering in CSOIL. De gegevens voor PAK's die beschikbaar waren vanuit de evaluatie van het modelconcept van CSOIL (Rikken *et al.*, 2001) zijn aangevuld met een extra dataset (Crössman, 1992)

In bijlage 2-4 zijn de gegevens uit drie referenties opgenomen: Wild (1992), Delschen (1996) en Crössman (1992). Belangrijk verschil met de weergave van de gegevens in Rikken *et al.* (2001) is dat de concentratie in de plant uitgezet is tegen de concentratie in het poriewater en niet de BCF (verhouding van beide). In elke figuur is ook de relatie tussen beide, zoals deze is gebruikt in CSOIL, uitgezet voor 3 stoffen: benzo(a)pyreen, antraceen en fluorantheen. Uit de figuur voor de gegevens van Wild (1992) en Delschen (1996) blijkt dat de berekende gehalten bij een bepaalde concentratie in het poriewater alle gemeten waarden net omsluiten. Enkele gemeten data in de dataset van Wild overschrijden de berekende gehalten, maar het grootste deel van de gemeten data ligt onder de berekende. Hogere concentraties in het poriewater (berekend met een K_{oc} vanuit het totaalgehalte in de bodem) leiden voor een deel van de meetpunten tot hogere gehalten in het gewas. De gegevens van Crössman (1992) liggen ver onder de met CSOIL berekende relaties. Een belangrijke oorzaak hiervan is dat

alle gewassen in deze dataset voor analyse zijn geschild waardoor de meest verontreinigde buitenkant van de wortelgewassen niet is geanalyseerd.

Op basis van deze beperkte gegevens kan geconcludeerd worden dat de huidige modelmatige benadering aan de conservatieve kant is ten opzichte van de beschikbare gegevens. Daarnaast blijkt dat het gehalte in de verschillende delen van de wortel (kern en schil) sterk kan verschillen. Voor andere organische stoffen kunnen de resultaten anders zijn. Aanvullend onderzoek zou zich ook op deze andere stoffen moeten richten.

2.7 Discussie en conclusie

2.7.1 Achtergrondblootstelling

Bij de afleiding van BGW's is op basis van beleidsmatige overwegingen besloten om rekening te houden met niet vermijdbare achtergrondblootstelling, zodat de totale blootstelling via de bodem, het voedsel, het drinkwater en de lucht etc. het MTR niet overschrijdt. Omdat bij de afleiding van de BGW in 1999 (Lijzen *et al.*, 1999) weinig informatie over de achtergrondblootstelling beschikbaar was, is destijds (beleidsmatig) gekozen voor een globale benadering, wat resulteerde in een reservering van 50% van het MTR voor de achtergrondblootstelling.

Zoals aangegeven in paragraaf 2.4 is het mogelijk de 'werkelijke' achtergrondblootstelling in mindering te brengen op het humane MTR. Deze laatste benadering is meer realistisch en heeft daarom de voorkeur boven de globale benadering (50% van het MTR). Bovendien leidde de reservering van 50% van het MTR voor de meeste stoffen tot een te conservatieve aanpak. Ter vergelijking zijn beide benaderingen uitgewerkt (Tabel 2.1).

2.7.2 Humane risicogrens cluster I

De risicogrenzen voor cluster I zijn gebaseerd op het gebruiksscenario 'wonen met moestuin'. Men gaat hierbij uit van een gemiddelde groningestie en een consumptie uit eigen tuin van 100% groenten en 50% aardappelen. Verder is blootstelling via alle CSOIL routes mogelijk.

De meeste blootstelling verloopt via de consumptie van gewassen uit eigen tuin en via de ingestie van grond. De verschillen met de risicogrenzen uit 1999 (Lijzen *et al.*, 1999) worden met name veroorzaakt door de herziening van het modelconcept voor de opname van organische stoffen door planten, de herziene parameterisatie van CSOIL (w.o. BCF metalen) en de herziening van de MTR's.

Voor arseen, cadmium, chroom (III), lood en nikkel kunnen de humane risicogrenzen naar boven worden bijgesteld. Voor deze metalen blijkt de herziening (verlaging) van de BCF voor opname door moestuingewassen het meest bepalend voor de verschillen met de afgeleide risicogrenzen van 1999 (arsen, cadmium en nikkel). Andere factoren zijn de iets lagere consumptiehoeveelheden van groenten en aardappels uit eigen tuin en de herziening van de hoeveelheid groningestie en relatieve biobeschikbaarheid van lood in gronddeeltjes (lood).

Voor kwik en koper worden lagere humane risicogrenzen berekend. In beide gevallen komt dit omdat de herziene BCF-waarde voor metaal opname door moestuingewassen hoger is. Voor andere metalen zijn de verschillen kleiner.

De effecten van de herziening van MTR's, het CSOIL model en de parameterisatie komen uitgebreid aan de orde in de rapportage van de Evaluatie interventiewaarden (zie o.a. Lijzen *et al.*, 2001).

De herziene berekeningen met CSOIL leiden voor de PAK's overwegend tot hogere humane risicogrenzen. Voor antraceen en benzo(a)pyreen blijft de waarde ongeveer gelijk terwijl de humane risicogrenzen voor indeno 1,2,3-cd pyreen lager wordt.

De humane risicogrenzen voor fenantreen en benzo(ghi)peryleen worden aanmerkelijk hoger. Voor deze stoffen is bij de evaluatie van MTR's geconcludeerd dat ze niet als carcinogeen behoeven te worden beschouwd. Voor niet carcinogene stoffen wordt bij de berekeningen uitgegaan van het MTR (minus de achtergrond blootstelling) in plaats van het verwaarloosbaar risiconiveau (VR).

Voor de andere PAK's heeft met name de herziening van het concept voor plantopname van organische stoffen bijgedragen tot hogere humane risicogrenzen. Ook voor de PAK's geldt dat ook andere factoren van invloed zijn op de veranderingen.

In geval van PAK's is, met betrekking tot humane risico's, het criterium dat de totale blootstelling aan PAK's het MTR niet overschrijdt. De BGW voor PAK wordt daarom bij voorkeur uitgedrukt als som waarde (som-PAK). Om deze te berekenen wordt uitgegaan van een gemiddelde PAK-profiel. Tevens wordt rekening gehouden met de verschillen in toxiciteit van de PAK. Dit gebeurt door de verschillen in toxiciteit uit te drukken t.o.v. de MTR van Benzo(a)pyreen in zgn. B(a)P-equivalenten.

De BGW voor som PAK kan dan als volgt worden berekend:

$$BGW \text{ som PAK} (mg / kg) = \frac{BGW \text{ B(a)P}}{\sum B(a)Peq_{1..n} \times PAK_{1..n} \text{ als \%totaalPAK}}$$

Tabel 2.2 geeft het gemiddelde PAK-profiel waarop de berekening van de som PAK is gebaseerd (bron PAK-profielen: Slooff *et al.*, 1989; TCB, 1995). De tabel geeft tevens de B(a)P-equivalent waarden (Baars *et al.*, 2001). Ter vergelijking zijn de waarden uit 1999 in de tabel opgenomen. Verschillen worden met name veroorzaakt door de herziening van de carcinogene potentie van PAK.

Tabel 2.2 Samenstelling het gemiddelde PAK profiel en som PAK voor de clusters I en II.

Stof	gem. PAK profiel	VR	B(a)P-	BGW cluster		B(a)P- eq. (1999)	BGW cluster	
		nieuw ug/kg _g /d	eq. nieuw	I mg/kg	II mg/kg		I mg/kg	II mg/kg
Naftaleen		-						
Acenafthyleen		0.5	0.01	9.3	1500			
Acenaftheen		5	0.001	98	15200			
9H-Fluoreen		-						
Anthraceen		-						
Fenantreen *)		-				0.1	1.3	1
Pyreen		5	0.001	297	15200			
Fluorantheen	22%	0.5	0.01	45	1520	0.1	2.3	200
Benzo(a)antraceen	9%	0.05	0.1	6.9	152	0.1	2.7	460
Chryseen	18%	0.5	0.01	47	1520	1	0.3	46
Benzo(a)pyreen	5%	0.005	1	0.37	15	1	0.4	47
Benzo(k)fluorantheen	30%	0.05	0.1	7	152	0.1	5.1	470
Benzo(b)fluorantheen		0.05	0.1	2.5	152			
Benzo(j)fluorantheen		0.05	0.1	2	152			
Indeno, 1,2,3-cd pyreen	8%	0.05	0.1	1.8	152	0.1	6.8	470
Benzo(ghi)peryleen*)	7%	-						
Dibenz(a,h)antraceen		0.005	1	0.15	15		3.3	470
Som PAK				3.5	140		2	235

*) stof werd in 1999 nog als carcinogeen aangemerkt

Volgens de B(a)P-equivalent benadering wordt de humane risicogrens, in geval van een gemiddeld PAK profiel, voor cluster I voor som PAK 3,5 mg/kg. Het gemiddeld PAK profiel is gebaseerd op 4 PAK profielen. Indien de som PAK berekend wordt op de individuele PAK profielen dan ligt de som PAK van cluster I tussen 2,9 en 4,2 mg/kg carcinogene PAK. Zoals uit de gegevens van tabel 2.2. blijkt beschouwen de PAK profielen slechts 6 van de 12 carcinogene PAK. Om de onderbouwing van de som PAK te verstevigen is wenselijk om meer PAK-profielen in beschouwing te nemen. Bovendien gelden voor een juiste interpretatie van de som-PAK waarden de volgende randvoorwaarden:

- 1) Som-PAK waarden zijn gebaseerd op een verontreiniging met een gemiddeld PAK profiel;
- 2) Alleen carcinogene PAK's worden gesommeerd.

De humane risicogrenzen voor DDT/DDD/DDE vallen beduidend lager uit. Dit komt hoofdzakelijk door de herziening van de MTR's. Deze zijn verlaagd van 20 µg/kg.d naar 0,5 µg/kg.d. Omdat de risicogrenzen voor deze stofgroep allen in dezelfde orde van grootte liggen, kan (zoals bij de interventiewaarden) een som BGW voor DDT/DDE worden gehanteerd van 4 mg/kg. Dit is het gemiddelde van de risicogrenzen van DDT en DDE, aangezien DDD vrijwel niet in de bodem wordt aangetroffen.

De humane risicogrenzen voor aldrin valt lager uit. De oorzaak hiervoor moet worden gezocht in de herziening van het CSOIL model en de herziening van de input parameters (lagere Koc voor aldrin). De humane risicogrenzen voor dieldrin en endrin vallen wat hoger uit in vergelijking met de huidige waarden. Vanwege het grote verschil tussen de afgeleide risicogrenzen voor aldrin en beide andere drins is de berekening van een som-waarde niet mogelijk. Vanuit een toxicologisch standpunt moeten aldrin en dieldrin wel integraal worden beoordeeld.

2.7.3 Humane risicogrenzen cluster II

De BGW's voor cluster II zijn gebaseerd op het gebruiksscenario 'infrastructuur'. Dit scenario gaat er van uit dat mensen gedurende 1 uur per dag op locatie aanwezig, waardoor de kans op direct contact met de grond kleiner is. De ingestiefrequentie van grond is daarom gesteld op 20 % van de hoeveelheid bij wonen met een tuin of moestuin. Blootstelling is alleen mogelijk via de routes ingestie van grond, dermaal contact met grond, inhalatie van gronddeeltjes en inhalatie van buitenlucht.

Ter vergelijking is het scenario 'natuur en openbaar groen' doorgerekend. Dit scenario gaat uit van een hogere grondingestie. De resultaten voor beide scenario's staan in tabel 2.1.

De belangrijkste blootstellingsroute is via de ingestie van grond en in mindere mate via dermale opname. De route dermale opname is volgens het huidige modelconcept niet scenario-specifiek waardoor waarschijnlijk voor het scenario infrastructuur een overschatting van de blootstelling via deze route gemaakt wordt. Met betrekking tot de route ingestie van gronddeeltjes is de herziening van de MTR's en de herziening van de hoeveelheid grondingestie (in mindere mate) van belang voor de veranderingen van de humane risicogrenzen.

Ten opzichte van de huidige risicogrenzen worden de humane risicogrenzen lager voor As en Cd (beide door verlaging MTR) en voor Ni en Cu (beide toetsing van de route via inhalatie stof aan de TCL). De opmerkingen met betrekking tot Cr(VI) t.a.v. de toetsing aan de TCL (zie hoofdstuk 2.5) zijn ook van toepassing op Ni en Cu. Zij leiden voor BGW cluster II echter niet tot normstellende risicogrenzen zodat hier geen specifieke aandacht aan gegeven hoeft te worden.

Voor de overige metalen blijven de humane risicogrenzen vergelijkbaar of worden hoger. Dit komt door een hogere MTR en/of door de lagere waarden voor grondingestie.

Voor de veranderingen voor PAK, DDT/DDD/DDE en drins gelden dezelfde overwegingen als voor de metalen. Lagere humane risicogrenzen worden gevonden voor benzo(a)pyreen, benzo(a)antraceen, benzo(k)fluorantheen en indeno(1,2,3-cd)-pyreen en voor DDT/DDD/DDE. Dit wordt voornamelijk verklaard door de aanscherping (lagere waarde) van het MTR.

Ook voor dit cluster kan voor de PAK's een somwaarde worden berekend. Net als voor de som-PAK waarde voor cluster I wordt uitgegaan van het gemiddelde PAK profiel en wordt rekening gehouden met de verschillen in toxiciteit van de PAK's. Volgens deze benadering kan de humane risicogrens voor cluster II voor som PAK worden ingeschat op 140 mg/kg. Voor som PAK cluster II gelden dezelfde randvoorwaarden als voor som PAK cluster I. De som DDT/DDE wordt wederom berekend uit het gemiddelde van DDT en DDE, terwijl voor som drins geen waarde wordt vastgesteld.

2.7.4 Vergelijking met andere risicogrenzen

In Tabel 2.3 zijn de risicogrenzen die ten grondslag liggen aan de BGW's tezamen met de voorstellen voor herziene interventiewaarden en de huidige BGW's ter vergelijking naast elkaar gezet.

Achtergrondblootstelling

Het gebruik van de geschatte achtergrondblootstelling (per stof of stofgroep) leidt in vergelijking met de globale benadering (50% MTR) tot een meer realistisch beeld en heeft daarom de voorkeur. In het algemeen leidt dit tot hogere risicogrenzen. Alleen voor zink en lood zijn de afgeleide waarden iets lager (kolommen 2 en 3 tabel 2.2).

Herziene risicogrenzen humaan Cluster I

- De herziene risicogrenzen humaan voor lood en aldrin zijn lager dan de **BGW cluster I** (IPO/VNG/DGM, 1999). Voor de overige stoffen zijn de risicogrenzen hoger.
- De herziene som PAK-waarde voor cluster I is iets hoger dan de BGW cluster I. De herziene som PAK-waarde voor cluster II is hoger dan de BGW cluster II (IPO/VNG/DGM, 1999). Voor individuele PAK's kunnen de verschillen anders zijn.
- De herziene risicogrenzen humaan voor BGW cluster I zijn lager dan de **SRC-humaan** (Lijzen *et al.*, 2001) vanwege het verschillend bodemgebruik én de toetsing tegen (MTR-AB) of VR.
- De herziene risicogrenzen humaan voor BGW voor cadmium, lood, kwik, som PAK en aldrin zijn lager dan de herziene **SRC-bodem** (geïntegreerde waarde voor risico's mens en ecosysteem; Lijzen *et al.*, 2001). Voor de overige stoffen zijn de risicogrenzen hoger. Dit komt omdat de humane risicogrenzen voor BGW Cluster I hoger liggen dan de ecotoxicologische risicogrenzen (HC₅₀) welke zijn gebruikt bij de vaststelling van de SRC-bodem.

Herziene risicogrenzen humaan Cluster II

- Voor alle stoffen zijn de herziene risicogrenzen humaan hoger dan de **BGW cluster II** (IPO/VNG/DGM, 1999).

Risicogrenzen humaan voor natuur en openbaar groen tabel 2.1

De humane risicogrenzen voor het scenario natuur en openbaar groen zijn, door het ontbreken van consumptie uit eigen tuin, hoger dan de risicogrenzen voor BGW Cluster I (wonen met

moestuï). Door de veronderstelde hogere grondingestie liggen de risicogrenzen echter lager dan voor het scenario infrastructuur.

Tabel 2.3 Herziene humane risicogrenzen voor BGW, bestaande risicogrenzen BGW en risicogrenzen t.b.v. interventiewaarde afleiding (mg/kg). Per scenario is een risicogrens met de stofspecifieke en de generieke achtergrondblootstelling berekend.

	Cluster I herziene risicogrens humaan	Cluster I herziene risicogrens humaan	Cluster II herziene risicogrens humaan	Cluster II herziene risicogrens humaan	BGW Cluster I (IPO/VNG/D GM, 1999)	BGW Cluster II (IPO/VNG/D GM, 1999)	SRC- humaan (Lijzen, 2001)	herziene SRC bodem (Lijzen, 2001)
GEBRUIKSCENARIO	wonen + moestuï	wonen + moestuï	Infra- structuur	infrastructuur	wonen + moestuï	infrastructuur	wonen + tuin	wonen + tuin
TOELAATBAAR RISICO niet carcinogenen	MTR-AB	50% MTR	MTR-AB	50% MTR	50% MTR	50 % MTR	MTR	
TOELAATBAAR RISICO carcinogenen	VR (MTR/100)	VR (MTR/100)	VR (MTR/100)	VR (MTR/100)	VR (MTR/100)	VR (MTR/100)	MTR	
CONTAMINANT								
Metalen								
Arseen	146	104	2624	1919	40	40	576	85
Cadmium	3.7	3.3	1101	983	1	12	28.0	13.0
Chroom (III)	752	470	16196	10154	300	380	2756	220
Koper	1190	769	29897	28802	80	190	8600	96
Lood (alleen blootstelling kinderen)	75	84	1962	2207	85	290	622	580
Kwik	15	8.4	3509	2493	2	10	210	36
Nikkel	1044	807	1588	1577	50	210	1470	100
Zink	2443	3054	100000	982689	350	720	46100	350
PAK								
Som PAK	3.5	3.5	140	140	2	40		
Naftaleen	445	223	100000	60750	som PAK 40	zie som PAK	870	17
Acenafthyleen *	9.3	9.3	1500	1500	-	-	26000	
acenaftheen *	98	98	15200	15200	-	-	315000	
9H-Fluoreen	6627	838	100000	60700	-	-	23000	
Antraceen	11180	5387	100000	60770	som PAK 40	zie som PAK	25500	1.6
Fenantreen	6610	836	100000	60770	1.3	zie som PAK	23000	31
Pyreen *	297	297	15200	15190	-	-	320000	
Fluorantheen *	45	45	1520	1520	2.3	zie som PAK	3030	260
Benzo(a)antraceen *	6.9	6.9	152	152	2.7	zie som PAK	3000	2.5
Chryseen *	47	47	1520	1520	0.3	zie som PAK	32000	35
Benzo(a)pyreen *	0.37	0.37	15	15	0.4	zie som PAK	280	7.0
Benzo(k)fluorantheen *	7.0	7.0	152	152	5.1	zie som PAK	3800	38
Benzo(b)fluorantheen *	2.5	2.5	152	152	-	-	2800	
Benzo(j)fluorantheen *	2.0	2.0	152	152	-	-	2800	
Indeno, 1,2,3-cdpyreen *	1.8	1.8	152	152	6.8	zie som PAK	3200	1.9
Benzo(ghi)peryleen	8662	4318	91160	45600	3.3	zie som PAK	19200	33
Dibenz(a,h)antraceen *	0.15	0.15	15	15	-	-	70	
Pesticiden								
som DDT/DDE	4	2.5	1200	760	2.5	4		
DDT	5.2	3.2	1200	760			31.0	1.00
DDE	2.8	1.8	1200	760			17.0	1.3
DDD	7.2	4.5	1200	760			42.0	34.0
totaal drins	geen som	geen som	geen som	154	0.2	4		0.14
Aldrin en Dieldrin	geen som	geen som	184	154				0.22
Aldrin	0.04	0.03	184	154	0.3	4	0.32	
Dieldrin	1.1	0.87	184	154	0.3	4	9.10	
Endrin	2.4	1.5	490	154	0.2	4	16.0	0.10

* = gebaseerd op carcinogeniteit (risico-niveau=VR)

Onderstreepte gehalten zijn lager dan de corresponderende BGW

3. Alternatieven voor gebruik HC₅₀ als algemeen ecologisch criterium

3.1 Inleiding

3.1.1 Overzicht ecologische criteria

Bij de afleiding van de bodemgebruikswaarden zijn om een gewenste kwaliteit van het ecosysteem aan te geven gebruikseisen gesteld ten aanzien van:

1. aanwezigheid van organismen;
2. functioneren van (microbiële) processen;
3. geen groeibelemmering/ onbelemmerd voorkomen (fytotoxiciteit);
4. doorvergiftiging.

Voor de eerste 2 punten (algemeen ecologisch functioneren) is als operationeel criterium de HC₅₀ geselecteerd (concentratie waarbij 50% van de organismen /processen effecten kan ondervinden). De methode van gevoeligheidsverdelingen over de soorten (Species Sensitivity Distribution, SSD) wordt vooral gebruikt om de risico's van situaties aan te geven (ernst en urgentie in het kader van bodemsanering en maximaal toelaatbare risico's in het effectgerichte stoffenbeleid). Het werd totnogtoe niet gebruikt om een gewenste kwaliteit aan te geven. De twijfel die bestaat over of dit generieke criterium een voldoende bodemkwaliteit biedt, was aanleiding om na te gaan of er meer geschikte alternatieven er zijn voor dit criterium (dit hoofdstuk).

Alvorens een passend criterium gekozen kan worden zal meer inzicht moeten ontstaan in de ecologische betekenis van een criterium en het gewenste beschermingsdoel. Om een eerste indruk hiervan te krijgen is in hoofdstuk 4 ingegaan op de relatie tussen waargenomen effecten in lab-studies en (semi)veldstudies. Dit moet helpen de zeggingskracht van toxiciteitsgegevens uit het lab voor veldlocaties beter te duiden. Op basis van de geactualiseerde HC₅₀ (Verbruggen *et al.*, 2001) wordt ingegaan op wat een HC₅₀-niveau betekent voor het functioneren van een ecosysteem als geheel.

Hoofdstuk 5 gaat in op de evaluatie van het criterium fytotoxiciteit (punt 3), dat momenteel alleen gebaseerd is op de LAC-siginaalwaarden en de plantgegevens verwerkt in de HC₅₀. Hoofdstuk 6 geeft uitwerking aan het criterium doorvergiftiging (punt 4), dat momenteel nog niet in de afleiding van de BGW is opgenomen.

3.1.2 Probleemstelling en mogelijke alternatieven

Bij bodemgebruik in cluster I en II gaat het om de aanwezigheid van soorten, het functioneren van processen en het niet optreden van groeibelemmering (fytotoxiciteit) voor planten, hetgeen geoperationaliseerd is door de keuze van de HC₅₀ (mediane waarde van NOEC's voor soorten en/of processen). Daarnaast is voor cluster I van bodemgebruik de LAC-siginaalwaarde gebruikt voor wat betreft fytotoxiciteit. Bij cluster III zijn geen ecologische (en humane) eisen gesteld. Aanvullende eisen aan het ecologisch functioneren kunnen worden gesteld bij cluster IV (landbouw en natuur). Voor de ontwikkeling van een BGW voor landbouw en natuur (cluster IV) is een apart project opgestart.

Binnen de normstelling in Nederland wordt de HC₅₀-waarde gebruikt voor de ecotoxicologische onderbouwing van de interventiewaarde en voor de vaststelling van de urgentie en het tijdstip van saneren. De HC₅-waarde wordt gebruikt voor het afleiden van een Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (VROM, 1999). De HC₅₀-waarde is het geometrisch

gemiddelde van de toxiciteitsgegevens. De HC_{50} wordt door velen als een te hoge terugsaneerwaarde ervaren, ook in relatie met de oude terugsaneerwaarde (streefwaarde = $HC_5/100$).

Voordat ingegaan wordt op mogelijke alternatieven voor de HC_{50} , wordt in paragraaf 3.2 de afleiding van de HC_{50} en de BGW toegelicht. Hierbij komt de afleiding aan de orde en de eisen voor de toxiciteitsgegevens. Vervolgens wordt ingegaan op de beschikbaarheid van de toxiciteitsgegevens, zoals deze gebruikt zijn door Verbruggen *et al.* (2001) bij de herziening van de ecotoxicologische risicogrenzen. Gezien de beperkte beschikbaarheid van gegevens voor PAK's en persistente bestrijdingsmiddelen worden tot slot de resultaten van een literatuuronderzoek naar toxiciteitsgegevens voor deze stoffen gepresenteerd

Er zijn een aantal alternatieven gesignaleerd en waarvoor is nagegaan of deze de huidige onderbouwing van een generiek ecologisch criterium van de BGW in de toekomst kunnen versterken of vervangen.

1) Nieuw beschermingsniveau

Voor het afleiden van een BGW zou gekozen kunnen worden voor een waarde tussen de HC_5 en HC_{50} . De HC_5 beoogt het hele ecosysteem te beschermen gebaseerd op het 5-percentiel van de verdeling van de beschikbare NOEC-gegevens. De HC_{50} is het geometrisch gemiddelde van de NOEC-gegevens en daarmee een robuust criterium, maar heeft geen directe ecologische betekenis. Besloten is, zolang wetenschappelijk geen ecologische betekenis kan worden gegeven aan een bepaalde HC_x -waarde, consistent te blijven met de huidige normstellingskaders en geen extra risiconiveaus te introduceren. Bij het afwijken van volledige bescherming zou beleidsmatig een alternatief beschermingsdoel moeten worden gekozen.

2) MTR als terugsaneerwaarde

Voor de afleiding van de BGW van cluster II is de HC_{50} als terugsaneerwaarde gebruikt. Echter de HC_{50} wordt tevens gebruikt als onderbouwing van de interventiewaarde. De interventiewaarde (HC_{50}) geeft aan dat mogelijk 50% van de soorten en/of de microbiële en enzymatische processen aangetast worden in een ecosysteem. Wanneer stoffen mogen voorkomen op een HC_{50} niveau is niet waarschijnlijk dat alle soorten en processen onbelemmerd aanwezig zijn en functioneren, immers 50% van de soorten en/of processen in het ecosysteem wordt mogelijk aangetast. Het MTR zou alle soorten en processen in een ecosysteem moeten beschermen en is daarmee een goed uitgangspunt voor een gebruikseis van onbelemmerd voorkomen van soorten en functioneren van processen.

3) Gebruik van toxiciteitsgegevens van sleutelprocessen en sleutelsoorten/doelsoorten

Hierbij kan gedacht worden aan het gebruik van toxiciteitsgegevens van bepaalde processen (nitrificatie, bodemademhaling) en/of bepaalde (nader te bepalen) doelsoorten en/of sleutelsoorten in plaats van toxiciteitsgegevens voor alle mogelijke planten en/of dieren (zie paragraaf 3.3). Op deze wijze zouden de voor het (bodem)ecosysteem essentiële soorten en/of processen beschermd kunnen worden.

4) Gebruik van acute toxiciteitsgegevens

Binnen de huidige normstellingskaders wordt geen gebruik gemaakt van acute toxiciteitsgegevens wanneer voldoende chronische toxiciteitsgegevens aanwezig zijn. Echter acute toxiciteitsgegevens zouden een goede aanvulling zijn op bestaande *beperkte* datasets (zie paragraaf 3.4).

5) Gebruik van EC_x-gegevens

Binnen de huidige normstellingskaders wordt gebruik gemaakt van NOEC-gegevens om een HC₅₀ af te leiden. In de literatuur wordt kritiek geleverd op het gebruik van NOEC-gegevens en de voorkeur gegeven aan EC_x-gegevens (EC_x is een concentratie waarbij een bepaalde mate van effect optreedt; zie paragraaf 3.5).

6) Gebruik van onzekerheid rond gevoeligheidsverdeling van NOEC's

In paragraaf 3.6 wordt aangegeven hoe getalsmatig alternatieven tussen de huidige HC₅ en HC₅₀ uitgewerkt kunnen worden door implementatie van de onzekerheid rond de statistische gevoeligheidsverdelingen van laboratoriumgegevens.

Voor het ecologisch criterium zijn 2 alternatieven getalsmatig uitgewerkt (zie paragraaf 3.6). Het uiteindelijke voorstel voor het ecologisch criterium wordt in paragraaf 3.7 besproken.

3.1.3 Actualisatie ecotoxicologische gegevens

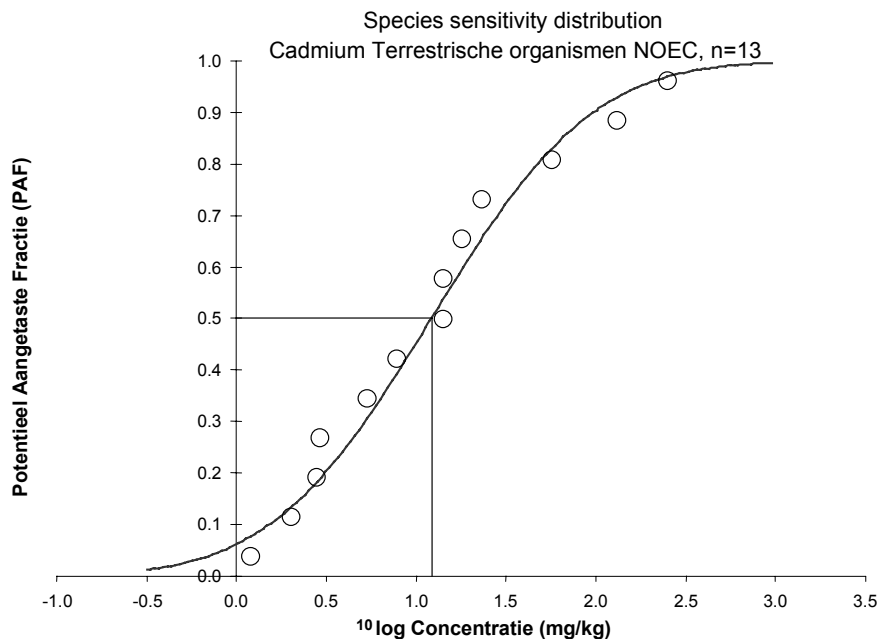
Naast alternatieven voor de (mediane) HC₅₀-waarde heeft de herziening van de ecotoxicologische risicogrenzen (t.b.v. de Evaluatie interventiewaarden), tot nieuwe HC₅₀-waarden geleid (Verbruggen *et al.*, 2001). Deze waarden zijn hier niet expliciet gepresenteerd, maar zijn een uitgangspunt geweest voor de uitwerking van alternatieven. In de meeste tabellen zijn daarom zowel de herziene HC₅₀-waarden opgenomen (Verbruggen *et al.*, 2001) als de bestaande HC₅₀-waarden waarop de afleiding van de huidige BGW is gebaseerd (Lijzen *et al.*, 1999).

3.2 Afleiding HC₅₀ en BGW

3.2.1 Statistische extrapolatie en onzekerheid

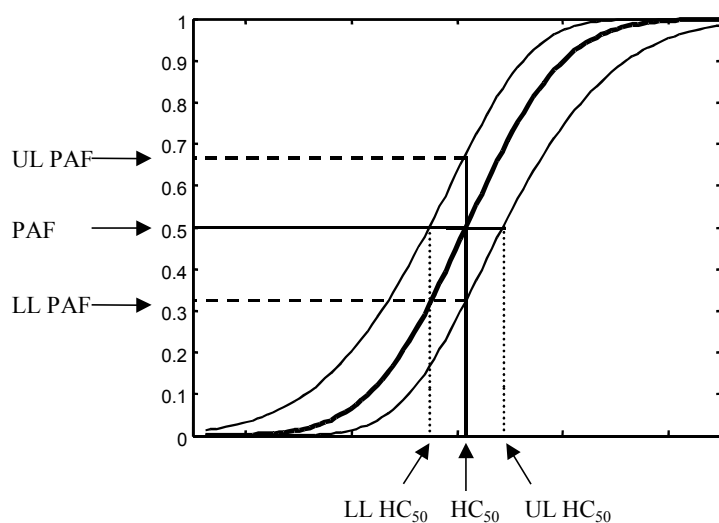
De bodemgebruikswaarden moeten een bepaalde kwaliteit van de bodem na sanering waarborgen. Om vast te stellen welke kwaliteit gewaarborgd wordt is het noodzakelijk te weten in hoeverre een HC₅₀ het ecosysteem beschermt.

De voorgestelde BGW's zijn gebaseerd op de toxiciteitsgegevens die ten grondslag liggen aan de huidige interventiewaarden. Voor het berekenen van een BGW voor een stof wordt gebruik gemaakt van de HC₅₀ die geldt voor die stof. De HC₅₀ is de concentratie van een stof waarbij 50% van de organismen/processen in een ecosysteem effecten kan ondervinden. Het afleiden van een HC₅₀ wordt, bij voldoende gegevens, met behulp van een Species Sensitivity Distribution (SSD) gedaan. Toxiciteitsgegevens van een stof worden gebruikt om met behulp van statistische extrapolatie een SSD-curve te berekenen. Uit deze curve wordt de HC₅₀ berekend, dit is het geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens. In Figuur 3.1 is voor cadmium de SSD-curve weergegeven, op basis van No Observed Effect Concentration (NOEC) gegevens voor terrestrische organismen. Op de x-as staan de toxiciteitsgegevens in ¹⁰log uitgezet tegen de Potentieel Aangetaste Fractie (PAF) op de y-as. De HC₅₀ is weergegeven met de verticale lijn, de horizontale lijn geeft aan: PAF = 0,5 (50% van de organismen/processen is potentieel aangetast).



Figuur 3.1 Toxiciteitsgegevens ($^{10}\log$ concentratie) voor cadmium (terr. organismen, NOEC) uitgezet tegen de Potentieel Aangestaste Fractie (PAF). De verticale lijn geeft de HC_{50} aan (12 mg/kg).

Met behulp van statistische extrapolatie is het niet alleen mogelijk om een HC_{50} te berekenen, maar ook om de betrouwbaarheidsintervallen daarbij aan te geven. De betrouwbaarheidsintervallen van de PAF worden bepaald door het aantal gegevens dat gebruikt is voor het afleiden van de HC_{50} (Aldenbergen en Jaworska, 2000). In Figuur 3.2 is een SSD-curve weergegeven voor een willekeurige stof. Net als in Figuur 3.1 is ook hier de $10\log$ concentratie uitgezet tegen de PAF^{NOEC} . Het betrouwbaarheidsinterval van de PAF (het gebied op de y-as tussen de bovengrens (Upper Limit, UL) en de ondergrens (Lower Limit, LL) van de PAF) wordt bepaald door het aantal toxiciteitsgegevens waarop de SSD-curve gebaseerd is. Het betrouwbaarheidsinterval van de HC_{50} wordt bepaald door het aantal toxiciteitsgegevens waarop de SSD-curve gebaseerd is en de steilheid van de SSD-curve.



Figuur 3.2 Toxiciteitsgegevens ($^{10}\log$ concentratie) uitgezet tegen de Potentieel Aangestaste Fractie (PAF) (5%, mediaan en 95%). Op de y-as is de boven- (UL) en ondergrens (LL) van de mediane PAF bij de HC_{50} weergegeven. Op de x-as staan de boven- (UL) en ondergrens (LL) van de HC_{50} .

Wanneer voor 2 verschillende stoffen de toxiciteitsgegevens (met een gelijk aantal gegevens) weergegeven worden als SSD, dan zijn de betrouwbaarheidsintervallen identiek (zie Figuur 3.3 met toxiciteitsgegevens voor cadmium (A) en aldrin/dieldrin (B) gebaseerd op 13 NOEC's). De betrouwbaarheidsintervallen van de HC₅₀ en de PAF rond de HC₅₀ zijn gelijk, wel verschillen de concentratie-as en de toxiciteitsgegevens.

De theorie voor deze methodiek is beschreven in Aldenberg en Jaworska (2000) en is door het RIVM geïmplementeerd in een softwareprogramma (ETX_1.4). Dit softwareprogramma is gebruikt voor de berekeningen.

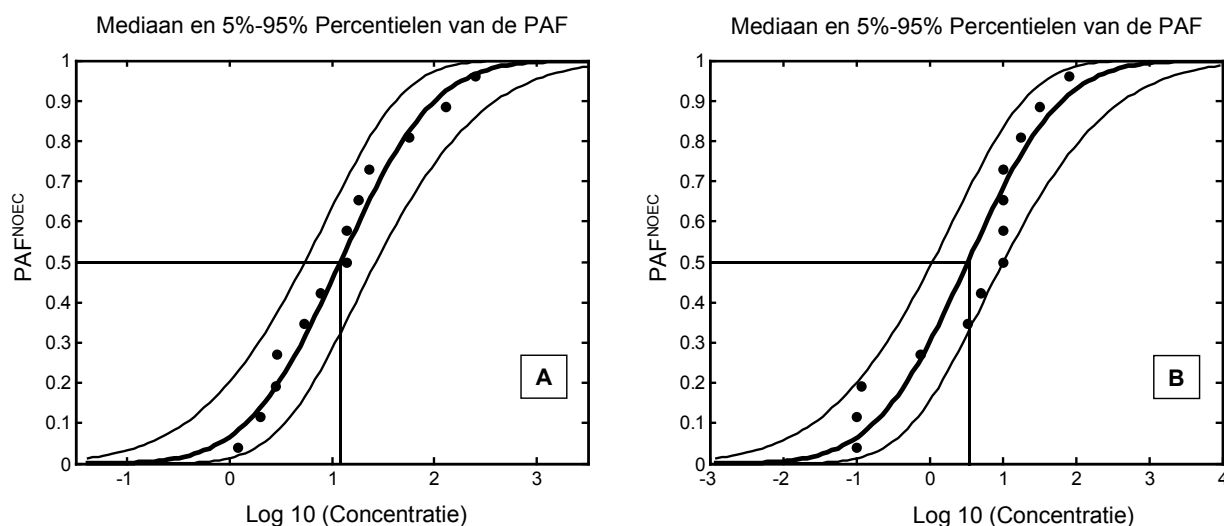
Onafhankelijk van de toxiciteitsgegevens kan op basis van de hoeveelheid toxiciteitsgegevens (n) reeds aangegeven worden wat de onder- en bovengrenzen van de PAF zijn bij de HC₅₀. Uit Figuur 3.4 blijkt dat naarmate het aantal toxiciteitsgegevens toeneemt, de betrouwbaarheidsintervallen rond de PAF bij de HC₅₀ kleiner worden.

Bij het afleiden van streef- en interventiewaarden wordt alleen statistische extrapolatie toegepast wanneer de dataset aan de volgende eisen voldoet (Traas, 2001):

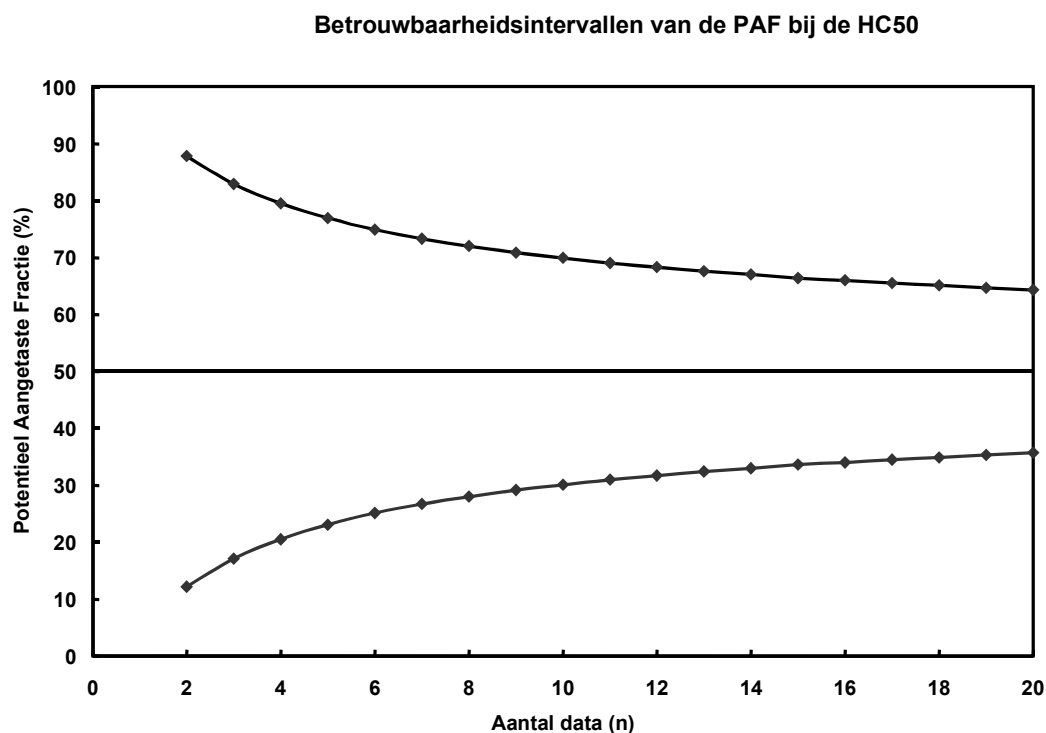
- minimaal 4 chronische NOEC's;
- vertegenwoordiging van minimaal 4 verschillende taxonomische groepen;
- log-logistische of log-normale verdeling.

Bij een dataset bestaande uit minder dan 4 NOEC's en/of 4 taxonomische groepen wordt het geometrisch gemiddelde berekend, hierbij worden bij de uitwerking ook betrouwbaarheidsintervallen gegeven.

Het minimale aantal gegevens waarbij statistische extrapolatie wordt toegepast, is 4. Uit Figuur 3.4 en Tabel 3.1 blijkt dat bij n = 4 het betrouwbaarheidsinterval van de PAF bij de HC₅₀ loopt van 20% tot 80%. Maximaal 80% van de organismen/processen is potentieel aangetast.



Figuur 3.3 In figuur A en B zijn de toxiciteitsgegevens (NOEC in ¹⁰log concentratie; n=13) uitgezet tegen de Potentieel Aangetaste Fractie (5%, mediaan en 95%) voor respectievelijk cadmium en aldrin/dieldrin. De horizontale lijn geeft de PAF = 0,5 aan, de HC₅₀ is aangegeven met de verticale lijn (respectievelijk 12 mg/kg en 0,22 mg/kg).



Figuur 3.4 Het aantal toxiciteitsgegevens (n) uitgezet tegen de Potentieel Aangestaste Fractie in %, met de boven- en ondergrens van de PAF bij de HC₅₀.

Tabel 3.1 Overzicht onder- en bovengrens van de PAF bij de HC₅₀ afhankelijk van het aantal toxiciteitsgegevens (n)

n	Ondergrens PAF	Bovengrens PAF
2	12.2	87.8
3	17.1	82.9
4	20.5	79.5
5	23.1	76.9
6	25.1	74.9
7	26.7	73.3
8	28	72
9	29.2	70.8
10	30.1	69.9
15	33.6	66.4
20	35.7	64.3

3.2.2 Beschikbaarheid gegevens

In Tabel 3.2 is een overzicht gegeven van de HC₅₀-waarden zoals deze zijn afgeleid door Verbruggen *et al.* (2001). Per stof is weergegeven: de HC₅₀, de methode (Statistische Extrapolatie, Geometrisch gemiddelde) en of er nog speciale berekeningen voor nodig waren (Evenwichtspartitie, Acut-Chronisch-Ratio, QSAR-veiligheidsfactor). Tevens worden de datasets waarop de HC₅₀-waarden zijn gebaseerd, genoemd: terrestrische organismen, terrestrische processen of aquatische organismen, en waaruit deze datasets bestaan: NOEC of L(E)C₅₀-waarden. Tenslotte is aangegeven hoeveel gegevens er nog nodig zijn om **alleen** met behulp van terrestrische gegevens een HC₅₀ af te leiden volgens het Guidance Document (Traas, 2001).

Uit Tabel 3.2 blijkt dat voor een groot aantal stoffen terrestrische gegevens ontbreken. Voor 17 stoffen zijn 1 tot 3 NOEC's of L(E)C₅₀'s nodig, in totaal 61 nieuwe toxiciteitsgegevens. Dit gebrek aan data kan op diverse manieren worden opgelost:

- 1) Literatuuronderzoek naar toxiciteitsgegevens;
- 2) Nieuw onderzoek, dat toxiciteitsgegevens moet opleveren voor de ontbrekende taxonomische groepen;
- 3) Gebruiken van acute gegevens naast of in plaats van chronische gegevens.

3.2.3 Literatuuronderzoek

Voor Verbruggen *et al.* (2001) is voor de stoffen in BGW-kader niet in de recente literatuur gezocht naar toxiciteitsgegevens. Gegevens uit rapporten (uit 1990, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997 en 2000) zijn gebruikt om de HC₅₀-waarden af te leiden. Dit betekent dat in de recente literatuur toxiciteitsgegevens aanwezig kunnen zijn die bruikbaar zijn voor de afleiding van terrestrische HC₅₀-waarden.

In het kader van dit project is voor DDD, DDT, DDE, endrin, aldrin en dieldrin een literatuuronderzoek uitgevoerd. Daarnaast is voor het project 'Inventarisatie beschikbare achtergrondgegevens en effectdata PAK's' een literatuuronderzoek verricht naar PAK's (Mesman en Van Vlaardingen, 2001).

De gegevens uit beide onderzoeken zijn op titel en abstract gescreend op mogelijk bruikbare toxiciteitsgegevens. Dit betekent dat het niet zeker is of de toxiciteitsgegevens ook daadwerkelijk gebruikt kunnen worden voor het afleiden van HC₅₀-waarden. In Bijlage 3-4 zijn de resultaten van de bestrijdingsmiddelen weergegeven. Tabel 3.3 geeft een overzicht van de hieruit resulterende toxiciteitsgegevens. Voor PAK's zijn, behalve de 10 PAK's van de BGW, nog 6 extra PAK's weergegeven (US-EPA). Uit Tabel 3.3 blijkt dat voor alle stoffen, behalve voor indeno(1,2,3-cd)pyreen, artikelen zijn gevonden met toxiciteitsstudies voor bodemorganismen.

Tabel 3.3 Overzicht additionele toxiciteitsgegevens voor bodem, sediment en water

Stof	Aantal artikelen		
	Bodem	Sediment	Water
DDD	2	-	1
DDE	2	-	3
DDT	2	-	17
Endrin	1	2	3
Aldrin	1	-	4
Diieldrin	6	5	20
Naftaleen	2	1	10
Antraceen	2	4	18
Fenantreen	6	4	12
Fluorantheen	6	15	20
Benzo(a)antraceen	3	2	3
Benzo(k)fluorantheen	1	-	2
Benzo(a)pyreen	4	1	4
Benzo(g,h,i)pyreen	1	-	2
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	-	-	1
Chryseen	1	1	4
Pyreen	3	5	11
Acenafteen	1	2	2
Acenaftyleen	1	-	2
Fluoreen	5	1	6
Dibenzo(a,h)antraceen	1	-	3
Benzo(b)fluorantheen	1	2	2

Tabel 3.2 Methode en aantal gegevens afleiding HC₅₀-waarden (excl. achtergrondgehalte)

Stof	HC ₅₀ (mg/kg) Verbruggen <i>et al.</i> , 2001	Gebruikte dataset	Methode	EqP	ACR	QSAR	Aanwezig		Nodig		
							n	tax	n	Tax	
Cadmium	12	Terr. Org. NOEC	S.E.				13	6	-	-	
Arseen	56	Terr. Org. NOEC	Geo. Mean				3	2	2	2	
Chroom	120	Terr. Org. NOEC	Geo. Mean				2	2	2	2	
Koper	60	Terr. Pro. NOEC	Geo. Mean				59	8	-	-	
Nikkel	65	Terr. Org. NOEC					1	1	3	3	
Lood	490	Terr. Org. NOEC	S.E.				13	6	-	-	
Zink	210	Terr. Pro. NOEC	S.E.				27	10	-	-	
Kwik	36	Terr. Pro. NOEC	S.E.				18	6	-	-	
Methylkwik	3.7	Terr. Org. NOEC					1	1	3	3	
Naftaleen	17	Aqua. Org. L(E)C50	S.E.	1	1		21	6	Zoet + zout	4	4
Antraceen	1.6	Aqua. Org. L(E)C50	Geo. Mean	1	1		2	2	Zoet	4	4
Fenantreen	31	Aqua. Org. L(E)C50	Geo. Mean	1	1		6	3	Zoet + zout	4	4
Fluorantheen	260	Aqua. Org. L(E)C50		1	1		1	1	Zout	4	4
Benzo(a)antraceen	2.5	Terr. Org. NOEC					1	1		3	3
Benzo(k)- fluorantheen	38	Aqua. Org. NOEC		1			1	1	Zoet	4	4
Benzo(a)pyreen	7	Terr. Org. NOEC	Geo. Mean				4	2		2	2
Benzo(g,h,i)pyreen	33	QSAR	Geo. Mean	1		1	3	3		4	4
Indeno(1,2,3-cd)- pyreen	1.9	QSAR	Geo. Mean	1		1	3	3		4	4
Chryseen	35	QSAR	S.E.	1		1	11	7		4	4
DDT	1	Terr. Org. L(E)C50			1		1	1		3	3
DDE	1.3	Aqua. Org. L(E)C50	Geo. Mean	1	1		5	3	Zoet + zout	4	4
DDD	34	Aqua. Org. L(E)C50	Geo. Mean	1	1		18	6	Zoet + zout	4	4
Endrin	0.095	Terr. Org. L(E)C50			1		1	1		3	3
Aldrin	-										
Dieldrin	-										
Aldrin+Dieldrin	0.22	Terr. Org. L(E)C50	Geo. Mean		1		6	3		1	1

Tax = aantal taxonomische groepen

QSAR = Quantitative Structure Activity Relationship

n = aantal gegevens

S.E. = Statistische Extrapolatie

EqP = Equilibrium-partitie

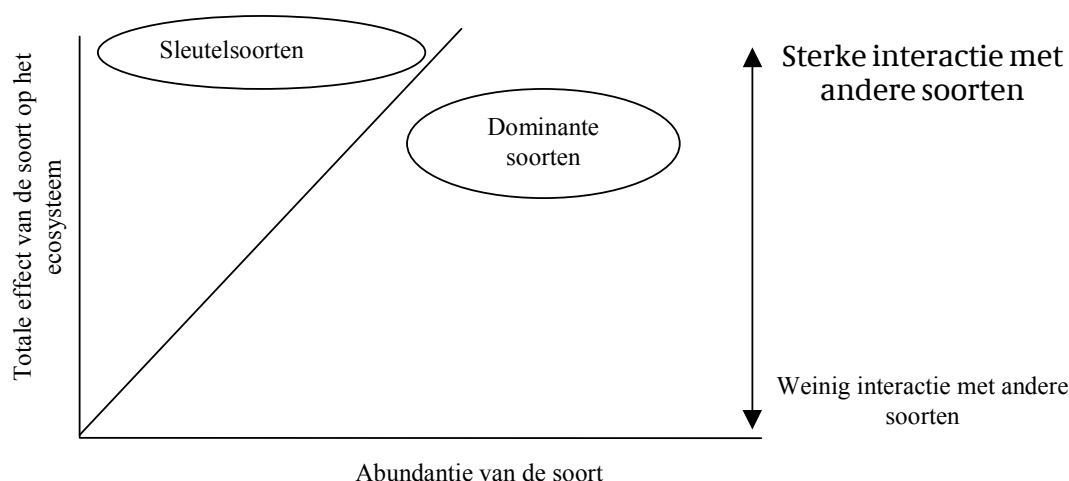
Geo. Mean = Geometrisch gemiddelde

3.3 Sleutelsoorten

3.3.1 Definitie

De gezondheid van ecosystemen kan vaak worden afgeleid van indicatoren. Daarvoor kunnen onder andere bepaalde planten of dieren gebruikt worden. Vaak zijn dit soorten die zo'n specifieke respons vertonen, dat hun aan- of afwezigheid iets zegt over de condities van hun omgeving. Het verdwijnen van een indicator hoeft nog geen probleem te zijn voor een ecosysteem. Vaak kunnen andere soorten de plaats van deze indicator innemen. Met andere woorden: er is een zekere mate van redundantie in het systeem aanwezig. Er zijn echter soorten waarbij de aan- of afwezigheid ervan wel een groot effect heeft op het ecosysteem. Dit worden sleutelsoorten genoemd. Sleutelsoorten zijn dan ook uitermate geschikt als indicator voor het functioneren en de stabiliteit van ecosystemen. Een sleutelsoort kan worden gedefinieerd volgens Paine (1969), en meer recent volgens Power en Mills (1995):

Dit is een soort die een groot effect heeft op het ecosysteem, en een groter effect dan kan worden verwacht van de abundantie en/of biomassa van die soort (zie Figuur 3.5).



Figuur 3.5 Definitie van sleutelsoorten. Ze vertonen een sterke interactie met overige soorten en hebben een groot effect op het functioneren van ecosystemen bij een relatief lage abundantie en/of biomassa (naar Power en Mills, 1995).

Veranderingen in de aanwezigheid van sleutelsoorten hebben zulke grote effecten op het voedselweb, omdat ze sterke interacties vertonen met andere soorten. De sterkte van een interactie tussen soorten kan in eerste instantie worden gedefinieerd volgens:

$$I = N - D$$

waarbij I = Sterkte Interactie,

N = abundantie van de prooi in aanwezigheid van de predator, en

D = abundantie van de prooi in afwezigheid van de predator.

Een sleutelsoort komt vaak voor bij het bovenste trofische niveau van het voedselweb, omdat zulke top predatoren vaak grote effecten veroorzaken, terwijl ze minder abundant zijn en vaak een relatief lagere biomassa hebben ten opzichte van soorten in lagere trofische niveaus (Power *et al.*, 1996). Dominante soorten daarentegen hebben ook een sterke interactie met andere soorten, maar deze effecten zijn niet groter dan verwacht mag worden van de abundantie van deze soorten. Ze worden daarom geen sleutelsoorten genoemd. Een ecosysteem-effect kan zowel een effect op de diversiteit van soorten zijn, als een effect op

nutriëntencycli of productiviteit van planten. Bond (1994) heeft 7 typen sleutelsoorten onderscheiden, elk van een ander trofisch niveau: predatoren, herbivoren, competitieve soorten, mutualisten, bodemgravers, stof afbrekers, en abiotische invloeden.

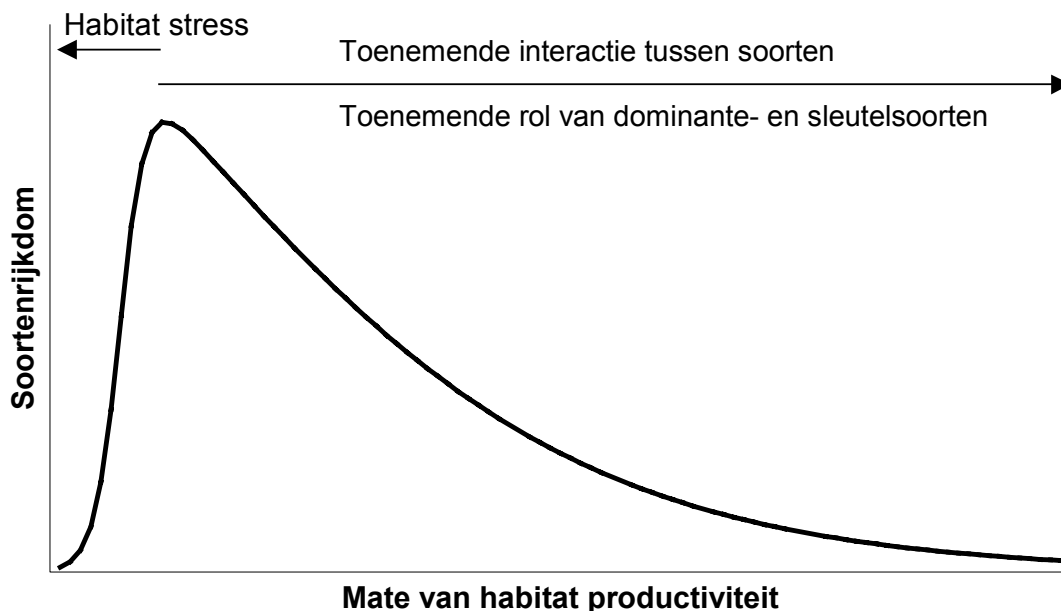
Tot nu toe is er nog maar weinig bewijs voor het sleutelsoorten concept in (en direct op) de grond. Vooral de sterkte van de interactie tussen soorten in een bodemecosysteem moet verder worden onderzocht (bv. het voedselwebmodel). Een ander groot probleem met sleutelsoorten is het bepalen welke soorten ertoe behoren. Vaak wordt pas duidelijk dat een soort een sleutelsoort is geweest, als die soort is verdwenen uit het ecosysteem, waarna grote effecten zijn opgetreden.

3.3.2 Binnen één trofisch niveau

Sleutelsoorten zijn vooral aanwezig in habitats met een hoge mate van productiviteit. Hier is de intensiteit van de interacties binnen één trofisch niveau hoog en de soortenrijkdom blijft laag (zie Figuur 3.6). De soortenrijkdom neemt eerst toe naarmate de habitat productiever wordt, omdat de mate van stress afneemt (het gebrek aan nutriënten wordt minder).

Vervolgens neemt de soortenrijkdom (weer) af, omdat soorten onderling competitie vertonen (Grime, 1979). Bij hoge mate van productiviteit is de rol van dominante- en sleutelsoorten het grootst, en andersom. Uit recent onderzoek is gebleken dat niet alleen de (potentiële) productiviteit van een habitat bepalend is voor deze respons, maar ook de mate van heterogeniteit van de omgeving, de mate van verstoring en de historische achtergrond van de habitat zijn van belang (Aarssen, 2001):

$$\text{Soortenrijkdom} = f \left[\begin{array}{l} \text{Potentiële} \\ \text{productiviteit} \end{array} + \begin{array}{l} \text{Omgeving} \\ \text{heterogeniteit} \end{array} + \begin{array}{l} \text{Verstoring} \\ \text{achtergrond} \end{array} \right]$$



Figuur 3.6 Relatie tussen soortenrijkdom en habitat productiviteit (naar Grime, 1979).

3.3.3 Tussen trofische niveaus - Trophic Cascades

Zoals bij de definitie van sleutelsoorten werd genoemd, hebben sleutelsoorten vaak een sterke interactie met andere soorten van het ecosysteem. Als een sleutelsoort verdwijnt, afneemt of sterk toeneemt heeft dat dan ook grote gevolgen voor de andere soorten, en dus het hele

ecosysteem. Een extreem geval wordt een ‘trophic cascade’ genoemd, waarbij het hele voedselweb als een kaartenhuis uit elkaar valt. Dit gebeurt wanneer er geen negatieve ‘feedbacks’ aanwezig zijn die de effecten ongedaan maken. Trophic cascades komen vooral in aquatische systemen voor, want de voedselwebben zijn hier vaak lineair omdat ze uit weinig voedselketens bestaan. Daardoor zijn alle soorten erg kwetsbaar voor predatie. Het komt minder in terrestrische systemen voor, omdat dit vaak complexe voedselwebben zijn waar voedselketens stabiel blijken. Ook is er meer kans dat er negatieve feedbacks aanwezig zijn waardoor de effecten gebufferd worden.

Een klassiek voorbeeld van een sleutelsoort (in dit geval een predator) met daaraan gekoppeld een ‘trophic cascade’, is volgens Estes en Palmisano (1974) de zeeotter (*Enhydra lutris*). De zeeotter eet met name zee-egels (*Psammechinus miliaris*). Nadat de zeeotter werd bevestigd, namen de zee-egels sterk toe waardoor algen en Kelp (*Laminaria longicruris*) sterk werden gereduceerd. Hierdoor verdwenen weer vissoorten die afhankelijk waren van algen en Kelp. Na herintroductie van zeeotters werd het evenwicht weer hersteld. Hieruit blijkt dat het verdwijnen van zeeotters door bijvoorbeeld blootstelling aan toxische stoffen een groot effect kan hebben op het hele ecosysteem.

Andere voorbeelden van terrestrische ‘trophic cascades’ zijn:

- verdwijnen van toendra vegetatie bij de Hudson Bay door sterke toename van de sneeuwganzen (Jefferies, 1988);
- verdwijnen van vegetatie bij drinkplaatsen in Sahel door hoge begrazingsdruk (Graetz, 1991).

In beide bovenstaande voorbeelden deden de problemen zich voor door sterke top-down effecten van herbivoren op het bodem-plant systeem dat vervolgens voor lange tijd veranderde in een woestijnlandschap.

3.3.4 Conclusies/aanbevelingen

- Enkele soorten kunnen grote effecten hebben op het ecosysteem. Het is daarom belangrijk deze (sleutel)soorten te betrekken in de risicobeoordeling van toxische stoffen.
- Sleutelsoorten zijn belangrijke indicatoren voor de stabiliteit en het functioneren van ecosystemen.
- Volledige bescherming van sleutelsoorten is noodzakelijk. Een probleem hierbij is dat het lastig is de sleutelsoorten op voorhand te benoemen.
- Meer toegepast veldonderzoek, in samenhang met modelmatig onderzoek is nodig om sleutelsoorten te karakteriseren.
- Momenteel is het nog niet mogelijk een ecologisch criterium op toxiciteit voor sleutelsoorten te baseren; aanbevolen wordt onderzoek naar toxische effecten op deze soorten te richten.

3.4 Gebruik acute gegevens versus chronische gegevens

3.4.1 Inleiding

Binnen de ecotoxicologie wordt een onderscheid gemaakt tussen acute en chronische toxiciteitstesten. Een acute toxiciteitstest (overleving) beslaat in het geval van bijvoorbeeld *Daphnia magna* niet meer dan 48 uur, een chronische test (reproductie) duurt 21 dagen. Bij het afleiden van de HC₅ en HC₅₀ (t.b.v. streef- en interventiewaarden) wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van chronische toxiciteitsgegevens, omdat bij de normstelling een langdurige blootstelling relevant is. Chronische testen beslaan minimaal 1/3 deel van de

levenscyclus, met vaak een gevoelig deel van de levenscyclus (bijvoorbeeld de reproductieve fase). De concentratie van de teststof is bij acute testen meestal hoger dan bij chronische testen.

Voor iedere toxiciteitstest geldt dat het mogelijk is om een NOEC en een Lethale of Effect Concentratie 50% (L(E)C₅₀) af te leiden. Een NOEC is de hoogste concentratie van de teststof, waaraan de organismen worden blootgesteld, die geen waarneembare en statistisch significante negatieve effecten voor het organisme veroorzaken ten opzichte van de controle. Een NOEC wordt bepaald met behulp van statistische toetsen, zoals ANOVA, Dunnett's test of Williams test. Een L(E)C₅₀ is de geschatte concentratie van de teststof, die voor 50% van de testorganismen een negatief effect veroorzaakt. Een L(E)C₅₀ wordt geschat met behulp van regressieanalyse. Soms worden de termen acuut en chronisch ten onrechte direct gekoppeld aan respectievelijk L(E)C₅₀ en NOEC. Wel is het zo dat in acute testen vaak een L(E)C₅₀ wordt bepaald en in chronische testen vaak alleen de NOEC wordt afgeleid.

Wanneer de terrestrische dataset voor een stof bestaat uit minder dan 4 NOEC's en/of voor minder dan 4 taxonomische groepen gegevens beschikbaar zijn, dan wordt het geometrisch gemiddelde vergeleken met eventueel andere beschikbare gegevens. Vergelijkingen worden gemaakt met aquatische gegevens (met behulp van evenwichtspartitie) en met acute gegevens (met behulp van een AcuutChronischRatio, ACR). De laagste waarde die uit de vergelijkingen volgt wordt gekozen als HC₅₀ waarde. Uit Verbruggen *et al.* (2001) blijkt dat de huidige dataset voor het afleiden van HC₅₀-waarden voor sommige stoffen beperkt is, met name voor terrestrische toxiciteitsgegevens. Wanneer **geen** grote verschillen zouden bestaan tussen een HC₅₀ afgeleid op basis van acute en een HC₅₀ afgeleid op basis van chronische gegevens, dan zou het mogelijk zijn om acute gegevens te gebruiken als aanvulling of zelfs uitsluitend acute gegevens.

3.4.2 Werkwijze

Voor deze studie zijn met behulp van de toxiciteitsgegevens uit Verbruggen *et al.* (2001) vergelijkingen gemaakt tussen HC₅₀-waarden op basis van acute L(E)C₅₀ gegevens en op basis van chronische NOEC gegevens. De toxiciteitsgegevens zijn in te delen in 6 categorieën:

- Chronische gegevens (NOEC) voor terrestrische organismen
- Acute gegevens (L(E)C₅₀) voor terrestrische organismen
- Chronische gegevens (NOEC) voor terrestrische processen
- Acute gegevens (L(E)C₅₀) voor terrestrische processen
- Chronische gegevens (NOEC) voor aquatische organismen
- Acute gegevens (L(E)C₅₀) voor aquatische organismen.

Verbruggen *et al.* (2001) is grotendeels gebaseerd op toxiciteitsgegevens uit eerdere rapporten. Een volledige literatuurlijst van de geraadpleegde literatuur staat in Bijlage 3-1. Wanneer de acute L(E)C₅₀ gegevens niet in Verbruggen *et al.* (2001) staan, is gebruik gemaakt van de onderliggende rapporten. Wanneer ook in de onderliggende rapporten geen acute waarden zijn gevonden is niet verder gezocht naar gegevens in de literatuur. Het ontbreken van acute waarden betekent dus niet dat ze in de literatuur niet aanwezig zijn. Een reden voor het ontbreken van acute gegevens is dat bij voldoende chronische gegevens, niet verder gezocht wordt naar acute gegevens (bij het afleiden van MTR en HC₅₀).

Bij het berekenen van de HC₅₀-waarden is in dit rapport geen rekening gehouden met de kwaliteitseisen die gelden voor het afleiden van interventiewaarden, zoals bijvoorbeeld het

minimum aantal van 4 NOEC's voor 4 verschillende taxonomische groepen als eis om statistische extrapolatie te mogen uitvoeren. Het doel van het berekenen is niet het afleiden van *nieuwe* HC₅₀-waarden, maar het laten zien van de verschillen tussen HC₅₀-waarden gebaseerd op acute L(E)C₅₀ en chronische NOEC gegevens.

Bij het berekenen van HC₅₀-waarden zijn de aquatische gegevens omgerekend naar bodem met behulp van de partiticoëfficiënt (Kp) zoals gebruikt in Verbruggen *et al.* (2001).

Een HC₅₀-waarde gebaseerd op NOEC gegevens heeft een andere betekenis dan een HC₅₀ waarde gebaseerd op L(E)C₅₀-gegevens. Een HC₅₀ NOEC geeft aan dat bij die concentratie voor 50% van de organismen/processen het 'no observed effect niveau' is overschreden. Een HC₅₀ L(E)C₅₀ geeft aan dat bij die concentratie voor 50% van de organismen/processen voor het L(E)C₅₀ niveau overschreden is. Om een vergelijking te kunnen maken tussen HC₅₀-waarden gebaseerd op chronische en acute gegevens wordt een Acuut naar Chronisch Ratio (ACR) van 10 toegepast op de acute HC₅₀ waarden (Traas, 2001).

Per dataset waarvoor zowel acute als chronische gegevens beschikbaar waren (terrestrische organismen, terrestrische processen en aquatische organismen), zijn de chronische HC₅₀-waarden gebaseerd op NOEC gegevens vergeleken met de acute HC₅₀-waarden gebaseerd op L(E)C₅₀ gegevens.

3.4.3 Resultaten

Voor 6 stoffen was het mogelijk één of meerdere vergelijkingen te maken tussen chronische en acute gegevens. In Figuur 3.4 staan 4 kolommen met HC₅₀-waarden gebaseerd op NOEC en op L(E)C₅₀ (met en zonder ACR) en de HC₅₀-waarden (herziene interventiewaarden) uit Verbruggen *et al.* (2001). De HC₅₀ waarden gebaseerd op L(E)C₅₀ gegevens die lager zijn dan de HC₅₀-waarden gebaseerd op NOEC-gegevens zijn vetgedrukt weergegeven. Daarnaast is aangegeven op hoeveel gegevens (n) en op hoeveel taxonomische groepen (tax) deze gegevens gebaseerd zijn.

Tabel 3.4 Overzicht HC₅₀-waarden voor diverse datasets, berekend met respectievelijk chronische NOEC en acute L(E)C₅₀ -gegevens.

Stof	Dataset	HC ₅₀ Chron.	n	Tax	HC ₅₀ Acuut zonder ACR	HC ₅₀ acuut met ACR	n	Tax	Ratio: Chron/Acuut	HC ₅₀ Verbruggen <i>et al.</i> 2001
Nikkel	TerrProc.	221	2	2	1127 ^s	113 ^s	4	4	1:5	65
Zink	TerrProc.	207 ^s	27	10	2034 ^s	203 ^s	8	6	1:10	210 ^l
Naftaleen ^{ab}	AquaOrga	17	5	2	150	15 ^s	21	6	1:9	17 ^k
Naftaleen ^a	AquaOrga	59	2	1	160	16 ^s	10	5	1:3	17
Naftaleen ^b	AquaOrga	7.3	3	2	140	14 ^s	11	4	1:19	17
Fenantreen	AquaOrga	96	5	3	310	31	6	3	1:3	31 ^k
Antraceen	AquaOrga	13	3	3	16	1.6	2	2	1:1	1.6 ^k
Aldrin	AquaOrga	8.7	2	2	3.4	0.34	12	3	3:1	0.22
Aldrin	TerrOrga	63	3	2	2.8	0.28	4	3	22:1	0.22 ^k

^s = Statistische extrapolatie toegepast met $n \geq 4$ en taxonomische groepen ≥ 4 .

^a = gebaseerd op zoet water toxiciteitsgegevens

^b = gebaseerd op zout water toxiciteitsgegevens

^{ab} = gebaseerd op zoet en zout water toxiciteitsgegevens

^k = HC₅₀ Verbruggen *et al.* (2001) afgeleid van dezelfde acute dataset

^l = HC₅₀ Verbruggen *et al.* (2001) afgeleid van dezelfde chronische dataset

ⁿ = het aantal waarop de HC₅₀ gebaseerd is

^{tax} = het aantal taxonomische groepen waarop de HC₅₀ gebaseerd is

Na toepassing van de ACR, blijkt voor alle stoffen de HC₅₀-acuut lager dan de HC₅₀-chronisch, uitzondering is naftaleen (aquatische organismen, zout). Het vergelijken van HC₅₀

waarden gebaseerd op chronische en acute gegevens zou inzicht kunnen geven in de ACR. Echter voor een degelijke vergelijking zouden de toxiciteitsgegevens wel voor dezelfde taxonomische groepen, en beter nog voor dezelfde soorten moeten gelden. In Bijlage 3-3 is een overzicht gegeven van de taxonomische groepen waarop de chronische en acute HC₅₀-waarden uit Figuur 3.4 gebaseerd zijn. Hieruit blijkt dat alleen voor zink een redelijke vergelijking te maken is tussen de acute en chronische HC₅₀-waarden (4 gemeenschappelijke taxonomische groepen). Voor alle andere stoffen geldt dat er 2 of minder gemeenschappelijke taxonomische groepen zijn, een vergelijking lijkt hier minder zinvol. Opgemerkt dient te worden dat er ook binnen taxonomische groepen nog verschillen kunnen zijn tussen HC₅₀-waarden afgeleid met acute en chronische toxiciteitsgegevens.

Het gebruik van acute toxiciteitsgegevens voor het afleiden van een HC₅₀-waarde voor (zeer) hydrofobe stoffen is niet verstandig. Ten eerste lossen stoffen met een hoge log Kow (log Kow >5) slecht op in water, dit is met name een probleem bij aquatische testen (in dit verband zijn dat alle bestrijdingsmiddelen en 7 van de 10 PAK). Ten tweede nemen organismen deze stoffen minder snel op, waardoor toxische effecten langer uitblijven dan bij hydrofiele stoffen.

3.4.4 Conclusies/aanbevelingen

- Uit de gemaakte vergelijkingen volgt dat HC₅₀-waarden gebaseerd op *chronische* NOEC gegevens wel vaak, maar niet altijd lager zijn dan HC₅₀-waarden gebaseerd op *acute* L(E)C₅₀ gegevens (zonder toepassing ACR).
- Op basis van de huidige gegevens is er geen aanleiding om HC-waarden met behulp van acute waarden af te leiden wanneer voldoende chronische gegevens aanwezig zijn voor statistische extrapolatie.
- Het gebruik van acute gegevens voor (zeer) hydrofobe stoffen wordt afgeraden, vanwege de onderschatting van de toxische effecten.
- Acute gegevens kunnen gebruikt worden voor het vergelijken met een beperkte set chronische gegevens (< 4 toxiciteitsgegevens en/of taxonomische groepen) of bij het ontbreken van chronische gegevens.
- Het gebruik van een ACR van 10 is een arbitraire keuze, maar de gegevens uit het rapport van Verbruggen *et al.* (2001) geven geen aanleiding om af te wijken van deze ACR.
- Aangezien in de literatuur veel gepubliceerd over toxiciteitsgegevens van acute testen wordt aanbevolen deze gegevens te gebruiken voor het afleiden van de HC₅₀-waarden wanneer chronische gegevens ontbreken.

3.5 Gebruik van NOEC's voor de afleiding van HC_x-waarden

In de literatuur is door diverse auteurs kritiek geleverd op het gebruik van NOEC-waarden voor het afleiden van HC_x-waarden. Belangrijkste punten hierbij zijn ten eerste dat de NOEC bepaald wordt met behulp van toetsen die hypothesen testen, de uitkomsten van deze toetsen hangt af het gekozen significantie-niveau (type I fout).

Aangezien een NOEC onderdeel moet zijn van één van de concentraties in de reeks van de test, is een NOEC direct afhankelijk van de hoeveelheid en spreiding van de concentraties. Wanneer men bij een test met een verkeerde spreiding van testconcentraties naast een NOEC ook een EC_x-waarde zou bepalen, dan kan de NOEC overeenkomen met een EC₃₀. Dat betekent dat er bij de NOEC, waarbij geen effect wordt verondersteld toch een effect van 30% is waargenomen. Slecht testontwerp (zoals; klein aantal replica's, verkeerde spreiding van concentraties) kan dus zorgen voor een NOEC, waarbij wel effecten plaatsvinden.

Daarnaast wordt informatie over de concentratie-effect relatie niet meegenomen bij het bepalen van de NOEC. Tenslotte is het niet mogelijk om betrouwbaarheidsintervallen te geven van een NOEC (o.a. Crane en Newman, 2000; Scholze *et al.*, 2001).

Deze argumenten zouden aanleiding kunnen zijn om gebruik te maken van chronische EC₅₀-waarden voor het afleiden van HC_x-waarden. Voor EC₅₀-waarden geldt namelijk dat daarbij wel betrouwbaarheidsintervallen kunnen worden gegeven. Ook wordt de informatie over de concentratie-effect relatie meegenomen bij het schatten van de EC₅₀. Binnen dit project is geen vergelijking gemaakt tussen HC_x-waarden gebaseerd op *chronische* NOEC's en *chronische* EC₅₀'s. In de literatuur zijn wellicht chronische EC₅₀-waarden aanwezig, die een aanvulling zouden kunnen zijn op de huidige gegevens. Wanneer voldoende chronische EC₅₀'s voor een stof beschikbaar zijn, dan zou een HC_x-waarde gebaseerd op chronische EC₅₀'s te prefereren zijn boven een HC_x-waarde gebaseerd op chronische NOEC's.

3.6 Onzekerheid rond gevoeligheidsverdeling van NOEC's

Zoals genoemd in de inleiding van dit hoofdstuk, zijn de BGW's kwaliteitseisen. Een BGW moet een bepaalde kwaliteit waarborgen. Echter bij gebrek aan voldoende gegevens kan de HC₅₀ een groot betrouwbaarheidsinterval hebben en bestaat er een kans dat het maximaal gewenste risico toch wordt overschreden. Door gebruik te maken van de kennis over onzekerheden kan invulling gegeven worden aan een alternatief ecologisch criterium. Twee alternatieven worden in de volgende paragrafen besproken en uitgewerkt.

3.6.1 Alternatief 1: lower limit HC₅₀

Eén optie om een bepaalde kwaliteit te waarborgen is door gebruik te maken van de concentratie, waarbij met 95% zekerheid gesteld kan worden dat de HC₅₀ niet overschreden wordt. De ondergrens van de HC₅₀ (Lower Limit HC₅₀, LL HC₅₀) beschermt met 95% betrouwbaarheid 50% van de potentieel aangetaste fractie (lees: bescherming van 50% van het ecosysteem).

Voor alle datasets waar 2 of meer toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, kan met behulp van statistische extrapolatie een LL HC₅₀-waarde berekend. Hierbij is bewust geen rekening gehouden met de kwaliteitseisen die gelden voor het correct toepassen van statistische extrapolatie. Bij het berekenen van LL HC₅₀-waarden zijn de aquatische gegevens omgerekend naar de standaardbodem met behulp van de betreffende partiticoëfficiënt (K_p), zoals gebruikt in Verbruggen *et al.* (2001). Voor sommige stoffen zijn alleen Quantitative Structure-Activity Relationship (QSAR) gegevens beschikbaar. QSAR's geven de relatie aan tussen fysische en/of chemische eigenschappen van stoffen en hun vermogen om een bepaald effect te veroorzaken. In het geval van QSAR gegevens is een veiligheidsfactor van 10 toegepast.

In Bijlage 3-2 zijn de HC₅₀ waarden met LL HC₅₀ en UL (upper limit) HC₅₀ gegeven voor de diverse datasets. Naast de HC₅₀-waarden zijn ook de HC₅-waarden berekend, deze uitkomsten worden hier echter niet bediscussieerd, aangezien voor het afleiden van de BGW's gebruik wordt gemaakt van HC₅₀-waarden.

In Tabel 3.5 zijn de LL HC₅₀ waarden weergegeven voor de verschillende datasets (voor bodemorganismen, bodemprocessen en waterorganismen, op basis van NOEC en L(E)C₅₀). Met voetnoten is aangegeven hoe de waarden berekend zijn en of dezelfde dataset is gebruikt

Tabel 3.5 Overzicht van de herziene HC₅₀ waarden (Verbruggen et al., 2001) en de LL HC₅₀'s voor diverse datasets (mg/kg). Alle waarden van de metalen zijn weergegeven zonder het achtergrondgehalte.

Stof	Terrestrisch				Aquatisch (met evenwichtspartitie)		Verbruggen et al. (2001)	Verbruggen et al. (2001)	Alternatief	Achtergrondgehalte metalen
	Organismen NOEC	Organismen EC ₅₀	Processen NOEC	Processen EC ₅₀	Organismen NOEC	Organismen EC ₅₀	HC ₅₀	MTR	LL HC ₅₀	
	LL HC ₅₀	LL HC ₅₀	LL HC ₅₀	LL HC ₅₀	LL HC ₅₀	LL HC ₅₀				
Cadmium	5.4 ^{AG}		88 ^A				12 ^A	0.79	5.4	0,8
Arseen	38 ^{BG}		106 ^A				56 ^D	0.9	38	29
Chroom	0.08 ^{BG}		85 ^A				120 ^D	0.38	-	100
Koper	140 ^A						60 ^D	3.4	*	36
Nikkel			1 ^B	57 ^{AE}	190 ^{AC}		65 ^D	0.26	1	35
Lood	273 ^{AG}		362 ^A			2741 ^{ACE}	490 ^A	55	273	85
Zink	248 ^A		125 ^{AG}	116 ^{AE}			210 ^A	16	125	140
Kwik			17 ^{AG}		11 ^{AC}		36 ^A	1.9	17	0,3
Methykwik							0.037 ^D	0.037	-	
Naftaleen					0.34 ^{BC}	9.5 ^{ACEG}	17 ^{ACE}	0.12	9.5	
Antraceen		0.0032 ^{BE}			0.09 ^{BC}	0.021 ^{BC EG}	1.6 ^{CDE}	0.039	0.021	
Fenantreen					31 ^{BC}	12 ^{BC EG}	31 ^{CDE}	3.3	12	
Fluorantheen					0.085 ^{BC}		260 ^{CDE}	1.0	-	
Benzo(a)antraceen							2.5 ^D	0.025	-	
Benzo(k)fluorantheen							38 ^{CD}	0.38	-	
Benzo(a)pyreen	3.2 ^{BG}					9.6 ^{BC E}	7 ^D	0.052	3.2	
Benzo(g,h,i)pyreen					27 ^{BC FG}		33 ^{CDF}	0.57	27	
Indeno(1,2,3-cd)pyreen					5.5 ^{BC FG}		1.9 ^{CDF}	0.031	*	
Chryseen					23 ^{ACFG}		35 ^{ACF}	8.1	23	
DDT							1 ^{DE}	0.01	*	
DDE							1.3 ^{CDE}	0.013	*	
DDD							34 ^{CDE}	0.021	*	
Endrin					0.089 ^{AC}		0.095 ^{DE}	9.5 · 10 ⁴	0.089	
Aldrin	19 ^B	0.065 ^{BE}			3.2 * 10 ⁻⁴ ^{BC}	0.64 ^{ACE}	-	0.038	-	
Dieldrin		0.058 ^{BE}					-	0.043	-	
Aldrin+Dieldrin		0.09 ^{BEG}			0.63 ^{AC}		0.22 ^{DE}	-	0.09	

A = Statistische extrapolatie toegepast met $n \geq 4$, taxonomische groepen ≥ 4 .

B = Statistische extrapolatie toegepast met $n < 4$ en/of taxonomische groepen < 4 .

C = Evenwichtspartitie (EqP) toegepast op HC₅₀ gebaseerd op aquatische gegevens.

D = Geometrische gemiddelde bepaald.

E = ACR van 10 toegepast op HC₅₀-waarde gebaseerd op L(E)C₅₀ gegevens.

F = Veiligheidsfactor van 10 toegepast op HC₅₀ gebaseerd op QSAR gegevens.

G = HC₅₀ gebaseerd op dezelfde dataset als Verbruggen et al. (2001).

17 = vetgedrukte getallen geven de laagste waarde aan berekend met statistische extrapolatie.

* = niet mogelijk om met statistische extrapolatie een waarde te berekenen of uitkomst berekening hoger dan HC₅₀-waarde Verbruggen et al. (2001).

N.B. Alle waarden van de metalen zijn weergegeven zonder het achtergrondgehalte.

als voor de HC₅₀ uit Verbruggen *et al.* (2001). Wanneer het mogelijk was één of meer (voor verschillende groepen gegevens) LL HC₅₀ waarden te berekenen, staan die in kolom 2 tot en met 6. In kolom 7 en 8 staan de HC₅₀ waarden en de HC₅ waarden, zoals afgeleid in Verbruggen *et al.* (2001). In de laatste kolom staan de voorgestelde waarden voor het algemeen ecologisch criterium gebaseerd op de LL HC₅₀ waarden.

De voorgestelde BGW-waarden zijn op de volgende wijze tot stand gekomen. In tegenstelling tot de huidige systematiek (Traas, 2001) is statistische extrapolatie toegepast indien minimaal 2 toxiciteitsgegevens aanwezig zijn. Hierdoor kan duidelijk worden wat de statistische onzekerheid van de afgeleide waarde is en kan voor meer stoffen LL HC₅₀ waarden berekend worden. In een aantal gevallen zijn meerdere LL HC₅₀ waarden berekend. Om zoveel mogelijk consistent te blijven met de afleiding van HC₅₀ waarden in Verbruggen *et al.* (2001) is bij het voorstellen van een alternatief de volgende aanpak gevolgd:

- Ten eerste wordt gekozen voor de laagste waarde, die berekend is met 2 toxiciteitsgegevens voor 2 verschillende taxonomische groepen.
- In principe wordt dezelfde dataset gebruikt als de dataset in Verbruggen *et al.* (2001) voor het afleiden van de HC₅₀. In sommige gevallen bestaat de dataset voor een stof uit Verbruggen *et al.* (2001) uit 1 gegeven; in deze gevallen is gekozen voor een andere dataset.
- De vetgedrukte LL HC₅₀ waarden in de tabel worden als alternatief voorgesteld voor de (mediane HC₅₀). Wanneer de onzekerheid van een HC₅₀ zo groot is dat de LLHC₅₀ lager is dan het (mediane) MTR, dan wordt het zinvoller gevonden het MTR als risicogrens te hanteren voor onderbouwing van de BGW. In de laatste kolom van de tabel is dan geen waarde opgenomen.
- Voor een aantal stoffen zijn onvoldoende gegevens aanwezig om via statistische extrapolatie een LL HC₅₀ waarde te berekenen. Een * in de laatste kolom betekent dat het niet mogelijk was om met behulp van statistische extrapolatie een LL HC₅₀ waarde te berekenen, ondanks dat er meer dan 4 toxiciteitsgegevens voor 4 verschillende taxonomische groepen aanwezig waren. Het niet normaal-verdeeld zijn van de gegevens of verschillen in soortgevoeligheden kunnen ervoor zorgen dat het toepassen van statistische extrapolatie niet mogelijk is.

3.6.2 Alternatief 2: Maximale bovengrens van de PAF

In Figuur 3.4 is te zien dat de boven- en ondergrens van de PAF dichterbij de mediane PAF komen naar mate de hoeveelheid gegevens toeneemt. Als beschermingsniveau zou men kunnen stellen dat het ecosysteem met grote zekerheid een maximaal percentage mag worden aangetast. Dat betekent dat de bovengrens van de PAF niet hoger mag zijn dan dat percentage. In plaats van het uitrekenen van een HC₅₀-waarde, waarbij de onder- en bovengrens bepaald worden door het aantal toxiciteitsgegevens, wordt dus het omgekeerde proces uitgevoerd. De bovengrens van de PAF kan bijvoorbeeld worden vastgesteld op 60% (UL PAF 60%) en afhankelijk van de hoeveelheid gegevens wordt nu een bijbehorende HC_x-waarde bepaald. In het onderstaande rekenvoorbeeld wordt de theorie toegelicht.

Deze methode kan toegepast worden bij 2 of meer toxiciteitsgegevens. Voor de stoffen waarvoor minimaal 2 toxiciteitsgegevens aanwezig zijn, is een HC_x-waarde berekend. Deze gegevens staan in Tabel 3.6. Naast de HC_x-waarde is ook de mediane PAF (M PAF) aangegeven. Bij het afleiden van de HC₅₀, is de mediane PAF 50. In Tabel 3.6 is bijvoorbeeld voor dieldrin een HC_x-waarde berekend bij een mediane PAF van 2.9, oftewel een HC_{2.9}.

Tabel 3.6 Overzicht van HC_x waarden en mediane PAF bij een bovengrens van de PAF van 60%, met ter vergelijking LL-HC₅₀ en HC₅₀ waarden (mg/kg grond). Alle waarden van de metalen zijn weergegeven zonder het achtergrondgehalte

Stof	Terrestrisch						Aquatisch (met evenwichtspartitie)						LL HC ₅₀ zie tabel 3.5	HC ₅₀ Verbruggen <i>et al.</i> , 2001	achtergrondgehalte metalen
	Organismen NOEC		Organismen EC ₅₀		Processen NOEC		Processen EC ₅₀		Organismen NOEC		Organismen EC ₅₀				
	HCx	M PAF	HCx	M PAF	HCx	M PAF	HCx	M PAF	HCx	M PAF	HCx	M PAF			
Cadmium	8.6 ^{AG}	42			130 ^A	53							5.4	12 ^A	0,8
Arseen	44 ^{BG}	17			143 ^A	45							38	56 ^D	29
Chroom	1.4 ^{BG}	2.9			129 ^A	49							-	120 ^D	100
Koper	215 ^A	41											*	60 ^D	36
Nikkel					8.26 ^B	2.9	73 ^{AE4}	25	490 ^{AC}	42			1	65 ^D	35
Lood	381 ^{AG}	42			518 ^A		50				6054 ^{ACE}	45	273	490 ^A	85
Zink	301 ^A	35			184 ^{AG}	47	151 ^{AE4}	36					125	210 ^A	140
Kwik					28 ^{AG}	45			81 ^{AC}	45			17	36 ^A	0,3
Methylkwik	-												-	0.037 ^D	-
Naftaleen									6.3 ^{BC}	29	13 ^{ACEG}	46	9.5	17 ^{ACE}	
Antraceen			0.16 ^{BE}	2.9					0.54 ^{BC}	17	0.11 ^{BC EG}	2.9	0.021	1.6 ^{CDE}	
Fenantreen									48 ^{BC}	29	17 ^{BC EG}	32	12	31 ^{CDE}	
Fluorantheen									1.9 ^{BC}	2.9			-	260 ^{CDE}	
Benzo(a)antraceen	-												-	2.5 ^D	
Benzo(k)fluorantheen	-												-	38 ^{CD}	
Benzo(a)pyreen	4.3 ^{BG}	25									14 ^{BCE}	17	3.2	7 ^D	
Benzo(g,h,i)pyreen									29 ^{BC FG}	17			27	33 ^{CDF}	
Indeno(1,2,3-cd)pyreen									5.5 ^{BC FG}	17			*	1.9 ^{CDF}	
Chryseen									28 ^{ACFG}	40			23	35 ^{ACF}	
DDT	-												*	1 ^{DE}	
DDE	-												*	1.3 ^{CDE}	
DDD	-												*	34 ^{CDE}	
Endrin									0.22 ^{AC}	40			0.089	0.095 ^{DE}	
Aldrin	29 ^{B1}	17	0.11 ^{BE}	25					0.02 ^{BC}	2.9	0.25 ^{ACE}	41	-	-	
Dieldrin			0.078 ^{BE}	5.9									-	-	
Aldrin+Dieldrin			0.13 ^{BEG}	32					1.2 ^{AC}	42			0.09	0.22 ^{DE}	

A = Statistische extrapolatie toegepast met $n \geq 4$, taxonomische groepen ≥ 4 .

B = Statistische extrapolatie toegepast met $n < 4$ en/of taxonomische groepen < 4 .

C = Evenwichtspartitie (EqP) toegepast op HC₅₀ gebaseerd op aquatische gegevens.

D = Geometrische gemiddelde bepaald.

E = ACR van 10 toegepast op HC₅₀-waarde gebaseerd op L(E)C₅₀ gegevens.

F = Veiligheidsfactor van 10 toegepast op HC₅₀ gebaseerd op QSAR gegevens.

G = HC₅₀ gebaseerd op dezelfde dataset als Verbruggen *et al.* (2001).

17 = vetgedrukte getallen geven de laagste waarde aan berekend met statistische extrapolatie

* = niet mogelijk om met statistische extrapolatie een waarde te berekenen of uitkomst berekening hoger dan HC₅₀-waarde Verbruggen *et al.* (2001).

In Tabel 3.6 zijn de resultaten en de HC₅₀-waarden van Verbruggen *et al.* (2001) weergegeven. Getalsmatig valt deze UL PAF 60% altijd hoger uit dan de LLHC₅₀. Vanwege de relatie van de LLHC₅₀ met de bestaande HC₅₀ heeft alternatief 1 de voorkeur.

Rekenvoorbeeld

Dataset met 7 toxiciteitsgegevens (zink terrestrische organismen)

	HC _x -waarde	Mediane PAF (%)	Bovengrens PAF (%)
Normale berekening	385 HC ₅₀	50	73
Bovengrens PAF 60%	301 HC _{34.7}	34.7	60

Voor een willekeurige dataset is uitgerekend wat HC_x-waarde is bij een normale berekening en bij een maximale bovengrens van de PAF van 60%. In het eerste geval wordt een normale HC₅₀-waarde berekend, in het tweede geval een HC_{34.7}. De uitkomst is in het eerste geval 385 mg/kg, in het tweede geval is de uitkomst 301 mg/kg.

3.7 Alternatief ecologisch criterium

In dit hoofdstuk zijn verschillende mogelijkheden genoemd om op basis van laboratorium toxiciteitstesten tot een algemeen ecologisch criterium te komen. Twee alternatieve methoden, die rekening houden met onzekerheid van de gegevens, zijn uitgewerkt. Op basis hiervan wordt het volgende algemeen ecologisch criterium voor onderbouwing van de BGW voorgesteld (zie Tabel 3.7):

- gebruik van de LL HC₅₀ indien de dataset uit 2 of meer toxiciteitsgegevens voor minimaal 2 taxonomische groepen bestaat;
- het MTR (Verbruggen *et al.*, 2001) indien slechts 1 of geen toxiciteitsgegevens aanwezig zijn, het niet mogelijk was om een LL HC₅₀ af te leiden of de LL HC₅₀ lager was dan het MTR.

Bij alle waarden is nog geen rekening gehouden met het generieke achtergrondgehalte van metalen (deze er nog bij opgeteld worden). Bij de huidige HC₅₀ is dat niet nodig.

Duidelijk is dat bij beperkte hoeveelheid gegevens een grote spreiding in de PAF bestaat. Daarnaast is duidelijk gemaakt dat acute gegevens niet per definitie minder gevoelig zijn dan chronische gegevens. Tot op heden hebben acute gegevens niet de prioriteit bij de bepaling van toxische gehalten, maar zij zouden een goede aanvulling kunnen zijn in het geval van een beperkt aantal chronische gegevens. Daarnaast zou er een vergelijkend onderzoek gedaan kunnen worden om vast te stellen in hoeverre HC₅₀-waarden gebaseerd op chronische NOEC's verschillen van HC₅₀-waarden gebaseerd op chronische EC₅₀-waarden. Ook hier geldt, indien de verschillen gering zijn, dat een uitbreiding van de huidige dataset kan plaatsvinden met literatuurgegevens.

Het gepresenteerde alternatief voor een algemeen ecologisch criterium waarborgt beter een minimale bodemkwaliteit dan de huidige mediane HC₅₀-waarde. Dit komt omdat (statistisch) de kans kleiner is dat er effecten zullen optreden. Deze aanpak, die rekening houdt met onzekerheden op basis van het aantal gegevens, leidt tot een aanscherping van het ecologisch criterium. Wanneer in de toekomst meer toxiciteitsgegevens beschikbaar komen, dan neemt de onzekerheid van de LLHC₅₀-waarde af. Dit kan vervolgens leiden tot hogere risicogrenzen, tenzij gegevens van heel gevoelige organismen/processen erbij komen.

Tabel 3.7 Alternatief algemeen ecologisch criterium t.b.v. BGW (mg/kg)

Stof	Huidige HC ₅₀ (VROM, 1994)	Herziene HC ₅₀ (Verbruggen et al., 2001)	LL HC ₅₀	MTR (Verbruggen et al. 2001)	Voorstel ecologisch criterium	methode	achtergrondgehalte metalen **
Cadmium	12	12	5.4	0.79	5.4	LL HC ₅₀	0.8
Arseen	40	56	38	0.9	38	LL HC ₅₀	29
Chroom	230	120	-	0.38	0.38	MTR	100
Koper	190	60	*	3.4	60	HC ₅₀ *	36
Nikkel	210	65	1	0.26	1	LL HC ₅₀ ¹	35
Lood	290	490	273	55	273	LL HC ₅₀	85
Zink	720	210	125	16	125	LL HC ₅₀	140
Kwik	10	36	17	1.9	17	LL HC ₅₀	0.3
Methylkwik	-	3.7	-	0.037	0.037	MTR	-
Naftaleen	40 (som PAK)	17	9.5	0.12	9.5	LL HC ₅₀	
Antraceen	“	1.6	0.021	0.039	0.039	MTR	
Fenantreen	“	31	12	3.3	12	LL HC ₅₀	
Fluorantheen	“	260	-	1.0	1	MTR	
Benzo(a)antraceen	“	2.5	-	0.025	0.025	MTR	
Benzo(k)fluorantheen	“	38	-	0.38	0.38	MTR	
Benzo(a)pyreen	“	7	3.2	0.052	3.2	LL HC ₅₀	
Benzo(g,h,i)pyreen	“	33	27	0.57	27	LL HC ₅₀	
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	“	1.9	-	0.031	0.031	LL HC ₅₀ ¹	
Chryseen	“	35	23	8.1	23	LL HC ₅₀	
DDT	4 (DDT/-DDE/DDD)	1	-	0.01	0.01	MTR	
DDE	“	1.3	-	0.013	0.013	MTR	
DDD	“	34	-	0.021	0.021	MTR	
Endrin	0.06	0.095	0.089	9.5 · 10 ⁴	0.089	LL HC ₅₀ ¹	
Aldrin	0.35	-	-	0.038	0.065	MTR	
Dieldrin	4	-	-	0.043	0.043	MTR	
Aldrin+Dieldrin	4	0.22	0.09	-	0.09	LL HC ₅₀	

s niet gebaseerd op dezelfde dataset als Verbruggen *et al.* (2001)

* De dataset waarop de HC₅₀ waarden uit Verbruggen *et al.* (2001) zijn gebaseerd is niet normaal verdeeld, waardoor statistische extrapolatie niet toegepast mag worden. Echter de dataset bestaat uit 59 gegevens, een aanzienlijke hoeveelheid. Daarom is besloten om voor koper de HC₅₀ waarde uit Verbruggen *et al.* (2001), voor te stellen als ecologisch criterium.

** Alle waarden van de metalen zijn weergegeven zonder het achtergrondgehalte.

4. HC₅₀ op basis van laboratoriumgegevens vergeleken met gemeten effecten in (model)ecosystemen

4.1 Inleiding

4.1.1 Ecologische betekenis van HC₅₀ en HC₅

De HC_x is de concentratie waarbij x% van het in theorie aanwezige aantal soorten of processen in een ecosysteem in meer of mindere mate een nadelig effect van de stof ondervindt. Binnen het bestaande preventieve normeringskader (Integrale Normstelling Stoffen) en het curatieve normeringskader (Wet bodembescherming) wordt de HC₅ gebruikt als maximaal toelaatbaar risico (MTR), een niveau dat beoogt het hele ecosysteem te beschermen op basis van het 5-percentiel van de verdeling van de NOEC van een stof. De HC₅₀ wordt in het curatieve normeringskader gebruikt als beleidsmatig gekozen en politiek geaccepteerde maat voor een ernstig potentieel risico voor ecosystemen. Aan de HC₅₀ is geen niveau van ecologisch functioneren van een ecosysteem gekoppeld.

Voordat BEVER geldig werd, werd een streefwaarde (HC₅/100 + achtergrondconcentratie) gebruikt om terug te saneren naar een situatie waarbij multifunctionaliteit kon worden gewaarborgd. In BEVER is de HC₅₀ gebruikt in de afleiding van de BGW voor bodemgebruik I en II. Sanering zou tot een duurzame situatie zonder nazorg moeten leiden. Daar de HC₅₀ niet gekoppeld is aan een niveau dat een duurzaam ecologisch functioneren garandeert, wordt met de HC₅₀ na sanering niet een situatie gecreëerd waarbij onbelemmerd ecologisch functioneren duurzaam gewaarborgd kan worden. Met het hanteren van de HC₅ zou beter voldaan kunnen worden aan deze doelstelling. Beleidsmatige overwegingen hebben er tot dusver toe geleid dat de HC₅ geen plaats heeft gekregen in de bodemgebruikswaarden voor stedelijke functies.

4.1.2 Voorspellende waarde van laboratorium toxiciteitstoetsen voor bodems in (semi-) veldsituaties

De HC₅ en HC₅₀ worden bij voldoende toxicologische gegevens afgeleid van de zogenaamde species sensitivity distribution (SSD, zie hoofdstuk 3). De SSD's die gebruikt worden om risicogrenzen af te leiden, zijn opgebouwd uit toxiciteitsdata die in het laboratorium gegenereerd zijn. Aangezien de toetsomstandigheden in het laboratorium kunnen afwijken van de omstandigheden in het veld en de organismen in een laboratoriumtoets veelal uit een gekweekte populatie afkomstig zijn, rijst de vraag wat de ecologische relevantie is van op deze wijze afgeleide risicogrenzen.

Om deze vraag te beantwoorden kan voor een bepaalde stof een vergelijking gemaakt worden tussen de gevoeligheidsverdeling van soorten getoetst in het lab (SSD), en de resultaten van toxiciteit studies in het veld. Voor aquatische systemen is aangetoond dat in het laboratorium gegenereerde toxiciteitgegevens voor individuele soorten gebruikt kunnen worden om concentraties vast te stellen die beschermend zijn voor zgn. 'modelecosystemen'³ en daarmee aannemelijk ook voor 'echte' ecosystemen (Versteeg *et al.*, 1999). Deze conclusie werd getrokken op basis van uitkomsten van modelecosystemen, mesocosms, en voor een 11-tal stoffen. De modelecosysteemstudies die werden beschouwd kenden meerdere trofische

³ Een modelecosysteem is een breed begrip: het is een geïsoleerd deel van een ecosysteem waarbinnen effecten van stoffen alsmede interacties tussen organismen bestudeerd kunnen worden. Dit kan uiteenlopen van een zeer eenvoudige opzet in het laboratorium (microcosm) met enkele organismen en trofische niveau's tot het beschouwen van (vrijwel) gehele ecosystemen in de natuurlijke omgeving (veldstudie).

niveaus, en er werden zowel directe als indirecte effecten gescoord. De NOEC (gemiddelde en range daaromheen) uit een ecosysteemstudie die door Versteeg *et al.* (1999) werd gebruikt, was vaak gebaseerd op community structuur, productiviteit, soortenrijkdom e.d. In de genoemde studie lag de NOEC voor het ecosysteem gemiddeld genomen bij een concentratie waarbij voor 26% van de aanwezige soorten de NOEC werd overschreden. Echter, de range hieromheen was 9.6-52% voor de gemiddelde NOEC voor het modelecosysteem. Voor water, zijn data uit semi-veld experimenten vergeleken met data uit het laboratorium (Traas *et al.*, in prep.). De analyse toonde aan dat ernstigere effecten in de semi-veld studies voorkomen bij concentraties waarbij volgens de SSD een groter percentage soorten nadelige effecten ondervindt. De analyse geeft ook aan dat rond het niveau van HC₅₀ gemiddeld genomen er grote effecten op verscheidene soorten optreden. De spreiding in de data is echter groot.

Voor terrestrische systemen en de stoffen waarvoor BGW's zijn afgeleid is een vergelijking tussen laboratoriumgegevens en (semi-)veld gegevens tot dusver zelden uitgevoerd.

Er kunnen verschillende redenen worden genoemd waarom een SSD gegenereerd uit laboratoriumstudies niet altijd een goede representatie zou zijn van de te verwachten of waargenomen effecten in (semi-)veld situaties in terrestrische systemen;

- *Representatie soorten in SSD*

De SSD is vaak samengesteld uit in het laboratorium goed toetsbare soorten; deze hoeven zowel wat betreft gevoeligheid als levenshistorie-karakteristieken geen goede representatie te zijn van de soorten in het ecosysteem. Ook vormt de SSD doorgaans geen representatie van gewenste doel- en sleutelsoorten. Idealiter vertegenwoordigen de organismen waarvoor toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn verschillende taxonomische niveaus uit het ecosysteem. Vooral bij terrestrische systemen echter is de SSD doorgaans op een beperkt aantal soorten gebaseerd; de regenworm, mijt, springstaart en sla zijn veel gebruikte testorganismen.

- *Effecten pas boven NOEC niveau*

De SSD is vaak gebaseerd op toxiciteitsgegevens van concentraties waarbij geen effect wordt gevonden, de zogenaamde NOEC's. De ongewenste effecten spelen pas bij hogere concentraties. Dit zou leiden tot een conservatieve voorspelling van concentraties waarbij ongewenste effecten in het veld optreden.

- *Beschikbaarheid*

De beschikbaarheid van de contaminanten verschilt tussen de bodems, o.a. door veroudering maar ook door bodemeigenschappen als organisch stof, pH en bioturbatie. In standaard laboratoriumexperimenten is minder sprake van veroudering en bioturbatie dan in de veldsituatie. Veroudering zal in het algemeen leiden tot verminderde beschikbaarheid en dus minder waargenomen effecten, bioturbatie tot -wat- meer effecten. Bodemeigenschappen (als pH) en aanwezigheid van ionen kunnen leiden tot zowel meer als minder effect dan voorspeld op basis van de SSD.

- *Indirecte effecten door ecologische interacties*

Ecologische interacties kunnen leiden tot indirecte effecten. Als voorbeeld: wanneer er minder prooi beschikbaar komt, heeft dat gevolgen voor de predator. Deze interacties zijn niet zichtbaar in laboratoriumtoetsen met individuele soorten, en worden niet gemodelleerd in een SSD. Dit leidt ertoe dat effecten worden waargenomen in het veld welke niet voorspeld zijn. Ecologische of voedsel-web modellen zouden hier uitkomst kunnen bieden, zij het dat dan erg veel bekend moet zijn over de structuur van het ecosysteem.

- *Levenshistorie karakteristieken*

Het meest gevoelige eindpunt (effect) in een laboratoriumstudie, dat doorgaans gebruikt wordt voor de constructie van de SSD, hoeft uiteindelijk niet bepalend te zijn voor de

populatiegroei of fitness (Kammenga *et al.*, 1996). Een minder gevoelig eindpunt kan dat wel zijn, samenhangend met de levenshistorie karakteristieken van het bestudeerde organisme.

- *Verdwenen soorten en compensatiemechanismen*
Vooral bij veldstudies kan de blootstelling al zo'n lange historie hebben dat er compensatiemechanismen in werking zijn getreden, zoals adaptatie en rekolonisatie (Van den Brink *et al.*, 2002). De werkelijk gevoelige soorten zijn reeds verdwenen. Wanneer dan een ecologische opname wordt gemaakt is de uitval van soorten niet -meer- te zien.
- *Interpretatie veldopnames*
Andere zaken die juist de interpretatie van veldopnames en het veronderstelde causale verband met de aanwezige verontreiniging vertroebelen zijn dat:
 - Er vaak meerdere drukfactoren tegelijk werkzaam zijn. Hierdoor kan het niet aanwezig zijn van soorten niet één op één verbonden worden met de aanwezigheid van contaminanten;
 - Er vaak geen goed referentiebeeld is over wat onder die specifieke omstandigheden verwacht mag worden aan soorten;
 - Een ecosysteem een zekere mate van dynamiek kent, en een opname slechts een vastlegging is op een bepaald tijdstip.

Samenvattend kan gesteld worden dat er om verschillende redenen een voorspeld effect op basis van een SSD niet overeen kan komen met effecten zoals deze in veldsituaties voorkomen. Voorspellingen op basis van laboratoriumstudies van concentraties waarbij ongewenste effecten optreden, kunnen zowel meer als minder conservatief zijn dan de concentraties waarbij ongewenste effecten in het (semi-) veld worden waargenomen. De doelstelling van dit hoofdstuk is een relatie te leggen tussen species sensitivity distributiebouwen die zijn gebaseerd op single-species laboratorium studies (NOEC_{lab}), en geen-effect niveaus die in (semi-)veldstudies⁴ in terrestrische systemen zijn aangetoond (NOEC_{semi-veld}). Daarmee pogen we inzicht te krijgen in de voorspellende waarde van SSDs voor bodems in (semi-) veldsituaties.

4.2 Werkwijze

4.2.1 Literatuursearch naar veldstudies

Er is een literatuursearch uitgevoerd met behulp van het online-zoekprogramma WinSpirs 4.0. Hiermee zijn de databestanden TOXLINE (van 1985 tot en met juni 2001) en Current Contents (van 1996 tot en met juni 2001) doorzocht. Er is voor elk van de 24 stoffen gezocht naar terrestrische toxiciteitsstudies uitgevoerd in het veld, in mesocosms of in microcosms. Hierbij kunnen meso- en microcosms beschouwd worden als modeleosystemen. Veldstudies kennen vaak ook nog bepaalde manipulaties, zoals het toevoegen van een verontreiniging, of het introduceren van testdieren. Er wordt dan gebruik gemaakt van de toevoeging 'semi-'. Voor de metalen is een aangepast zoekprofiel gebruikt omdat onwerkbaar grote hoeveelheden treffers werden gevonden. Het gebruikte zoekprofiel voor metalen heeft daarbij vermoedelijk tot het uitsluiten van bruikbare studies geleid.

⁴ Semi-veldstudies en veldstudies zijn experimenten waarin effecten van een stof op één of meerdere organismen of zelfs complete gemeenschappen worden onderzocht in de situatie zoals die 'in het veld' voorkomt (zie modeleosystemen, voetnoot 3, p47). Dit begrip staat tegenover de laboratoriumstudie waarin het effect van een stof op één organisme wordt bestudeerd in sterk gestandaardiseerde omstandigheden (kweek van het toetsorganisme, vochtgehalte, temperatuur, voedsel, predatie, etc). Indien in een veldstudie in enige mate de veldsituatie wordt gestandaardiseerd (bijvoorbeeld door in het laboratorium de klimaatomstandigheden te stabiliseren, of door slechts één organisme in veldverzamelde grond te toetsen), wordt van een semi-veldstudie gesproken.

De bruikbare studies zijn samengevat, deze samenvattingen zijn te vinden in Bijlage 4-1. Wanneer het niet mogelijk was in de gevonden (semi-)veldstudies een $\text{NOEC}_{\text{semi-veld}}$ op statistische gronden te af te leiden, of wanneer geen $\text{NOEC}_{\text{semi-veld}}$ werd gerapporteerd, zijn de volgende regels gehanteerd:

- Wanneer een EC_{10} gerapporteerd is, maar geen NOEC , is de EC_{10} als $\text{NOEC}_{\text{semi-veld}}$ beschouwd.
- Wanneer een LOEC gerapporteerd is, is een $\text{NOEC}_{\text{semi-veld}}$ berekend uit de LOEC volgens de regels zoals die bij de afleiding van milieurisicogrenzen (VR, MTR, IW) worden gehanteerd (Traas, 2001).
- Wanneer effectconcentraties zijn gepresenteerd voor meer dan één eindpunt, maar niet voor alle eindpunten een NOEC is een gerapporteerd, werd volstaan met het gebruiken van de beschikbare $\text{NOEC}_{\text{semi-veld}}$.

Tabel 4.1 geeft een overzicht van de gevonden effectconcentraties.

4.2.2 Constructie SSD curves met effectniveaus in het veld

Om te kunnen vergelijken met de SSD op basis van laboratorium toxiciteitsgegevens, zoals gebruikt voor de onderbouwing van de SRC_{eco} (Verbruggen *et al.*, 2001), zijn de NOEC 's uit de (semi-)veld experimenten omgerekend naar standaardbodem (10% o.m., 25% klei). Voor de methode van omrekenen wordt verwezen naar Verbruggen *et al.* (2001).

De resultaten van een veldstudie ($\text{NOEC}_{\text{semi-veld}}$) zijn middels een verticale lijn weergegeven in de SSD curve op basis van laboratorium experimenten van de contaminant. Bij meerdere (semi-)veld studies, worden deze samen in de SSD geplot. Ook is het bijbehorende percentiel van de SSD afgelezen dat hoort bij de concentratie die in het veld negatieve effecten gaf.

4.3 Resultaten

Uiteindelijk bleken 8 van de geëvalueerde veldstudies voldoende gegevens te bevatten om een betrouwbare $\text{NOEC}_{\text{semi-veld}}$ af te leiden voor het in het experiment beschouwde ecosysteem, of deel daarvan. In Tabel 4.1 worden de afgeleide (semi-)veld NOEC 's voor een aantal stoffen gepresenteerd.

Sommige studies bleken niet of minder geschikt te zijn voor het afleiden van een $\text{NOEC}_{\text{semi-veld}}$. Hiervoor zijn verschillende redenen, waarvan de voornaamste zijn:

- er zijn geen duidelijke effecten en/of geen concentraties gerapporteerd, waardoor het afleiden van een NOEC niet mogelijk is,
- er zijn onvoldoende testconcentraties gebruikt waardoor geen effect is vastgesteld,
- er zijn alleen effecten gerapporteerd bij een niveau dat hoger ligt dan het 'geen-effect niveau',
- het ontbreken van bodemkarakteristieken (met name % organisch materiaal en % klei),
- het effect betrof slechts één organisme of één proces zonder voldoende context van het ecosysteem,
- de studie is uitgevoerd met organismen afkomstig uit een laboratorium-kweek,
- de omstandigheden in de studie zijn niet representatief voor de situatie in Nederland,
- er is alleen gekeken naar effecten van een mengsel waardoor het effect van een individuele component niet te kwantificeren is,
- de verontreiniging maakt deel uit van slib uit (bv.) een rioolwaterzuivering waardoor het effect van een individuele component niet te kwantificeren is,
- studies zijn niet in een terrestrisch ecosysteem uitgevoerd.

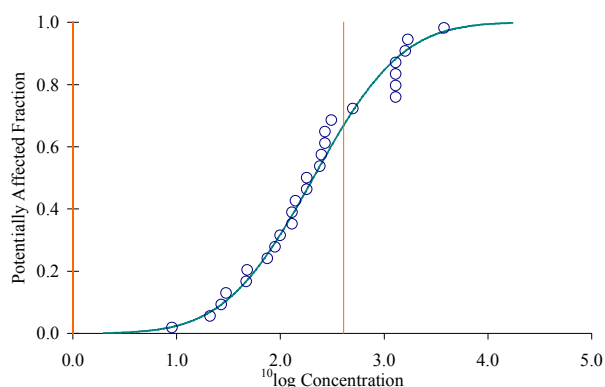
Tabel 4.1 NOEC's uit veldstudies (mg/kg_{d.w.})

Stof	NOEC _{semi-veld experiment}	NOEC _{semi-veld standaard-bodem}	Geteste soorten/gemeenschappen en eindpunt	Ref.
naftaleen			Microcosm met bodem en strooisel, geënt met bacteriën en schimmels	Blair <i>et al.</i> , 1989
	650	67	bacterie-aantallen in bodem	
	650	67	totaal aantal schimmels in bodem	
	650	67	NH ₄ -N gehalte in bodem	
zink			Grond in mesocosms gedurende 2,5 jaar aan Zn blootgesteld. Zn toegevoegd in exp.	Rutgers <i>et al.</i> , 1998
	180	408	PICT (zie Rutgers <i>et al.</i> , 1998) van 95 metabole reacties van autochtone microflora	
zink			Nematodengemeenschap in zandig grasland, in mesocosms gedurende 22 maanden blootgesteld. Zn toegevoegd	Smit <i>et al.</i> , 2002
	560	1271	totaal aantal nematoden, 3 maanden blootstelling	
	1000	2269	totaal aantal nematoden, 10 maanden blootstelling	
	1800	4084	totaal aantal nematoden, 22 maanden blootstelling	
	320	726	totaal aantal taxa, 3 maanden blootstelling	
	180	408	totaal aantal taxa, 10 maanden blootstelling	
	320	726	totaal aantal taxa, 22 maanden blootstelling	
	560	1271	diversiteit, 3 maanden blootstelling	
	180	408	diversiteit, 10 maanden blootstelling	
	320	726	diversiteit, 22 maanden blootstelling	
	56	127	PRC (zie Smit <i>et al.</i> , 2002), 3 maanden blootstelling	
	100	227	PRC, 10 maanden blootstelling	
	100	227	PRC, 22 maanden blootstelling	
koper			Reproductie van <i>Folsomia candida</i> in loamy sand microcosm. Cu toegevoegd.	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 1997
	200	372	Groei ♂	
	600	1115	Groei ♀	
	56	104	Reproductie adulten	
	800	1486	Sterfte juvenielen	
	400	743	Groei juvenielen	
koper			Aantallen nematoden van de natuurlijke populatie, in een veldgrond uit eiken-berken bos; Cu toegevoegd.	Parmelee <i>et al.</i> , 1997
	30	43		
koper			Sterfte, groei en aantallen van <i>F. fimetaria</i> in grond met kopergradiënt (Cu reeds 70 jaar aanwezig)	Scott-Fordsman <i>et al.</i> , 2000
	2912	3953		
koper			Sterfte, groei en aantallen van <i>F. fimetaria</i> in grond met toegevoegd koper	Scott-Fordsman <i>et al.</i> , 2000
	813	1104	Sterfte ♂+♀	
	1075	1459	Groei ♂+♀	
	337	457	aantal juvenielen ♂+♀	
	957	1299	grootte juvenielen ♂+♀	
koper			<i>L. rubellus</i> uit kweek toegevoegd aan mesocosms in bosbodem. Koper toegevoegd	Svendsen & Weeks, 1997
	153	306	groei, overleving	

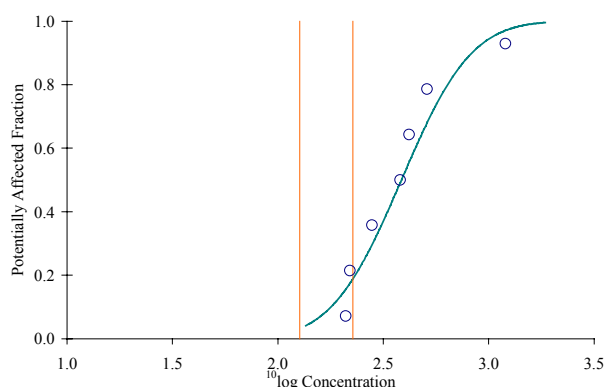
DDT, DDD, DDE			Microcosm, silt loam grond waarin effect van stoffen op bodemalgen en enzymactiviteit werd bepaald	Megharaj <i>et al.</i> , 1999
DDT	17	48	dehydrogenase activiteit	
	≥50	≥143	bodemalgen; kweekbaar aantal	
DDE	17	48	dehydrogenase activiteit	
DDD	5	14	dehydrogenase activiteit	

In Figuur 4.1 t/m Figuur 4.10 worden de SSD's gepresenteerd van de betreffende stof samen met de NOEC(s) die uit een veldexperiment zijn afgeleid. De SSD's zoals weergegeven zijn in alle gevallen, behoudens DDT, DDD en DDE, gebaseerd op directe terrestrische laboratoriumdata. Wanneer de NOEC_{veld} betrekking heeft op processen is deze in een SSD geploteerd die tevens is gebaseerd op laboratoriumdata van processen, hetzelfde is gedaan voor organismen. Voor de zware metalen is zowel de NOEC_{veld} als de SSD gebaseerd op toegevoegde concentraties. Niet in alle gevallen is de HC₅₀ die de basis vormt voor de SRC_{eco} -het ecotoxicologische gedeelte van de onderbouwing van de interventiewaarde- op dezelfde SSD gebaseerd (zie Verbruggen *et al.*, 2001). Een getalsmatige samenvatting van de in de figuren gepresenteerde resultaten staat in Tabel 4.2. Deze tabel geeft per stof een overzicht van het percentage onbeschermde soorten bij een concentratie gelijk aan NOEC_{veld}.

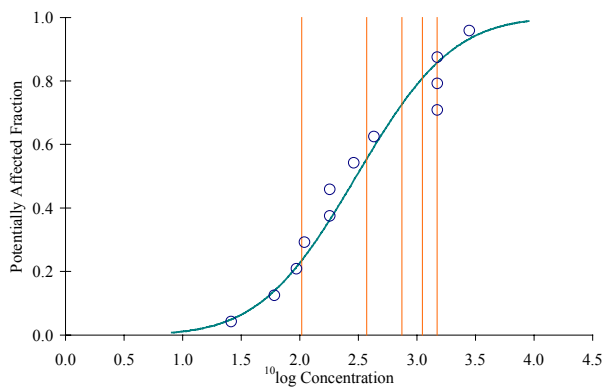
Voor naftaleen is er geen SSD beschikbaar waar de veldgegevens in kunnen worden geploteerd. De interventiewaarde voor naftaleen is afgeleid met behulp van *assessment* factoren ('*preliminary risk assessment*', Verbruggen *et al.*, 2001). Op basis van chronische toxiciteitgegevens voor aquatische organismen en met behulp van evenwichtspartitie zijn de SRC_{eco} en MPC afgeleid van respectievelijk 17 en 0,12 mg/kg standaardbodem. De NOEC_{veld} ligt met 67 mg/kg standaardbodem aanmerkelijk hoger dan de SRC_{eco}, maar is daarmee niet goed vergelijkbaar, omdat de NOEC_{veld} is gebaseerd op terrestrische processen en de SSD en SRC_{eco} op aquatische organismen.



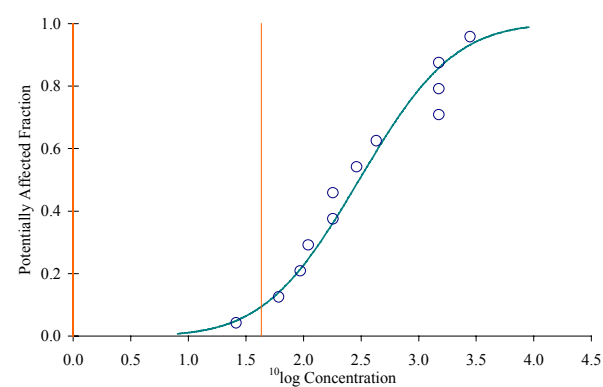
Figuur 4.1 (links) SSD van zink voor terrestrische processen. De curve is gebaseerd op 27 NOEC's verdeeld over 10 processen. De $NOEC_{veld}$ geeft op 67% van de lab-processen effect. $NOEC_{veld}$ uit Rutgers et al., 1998.



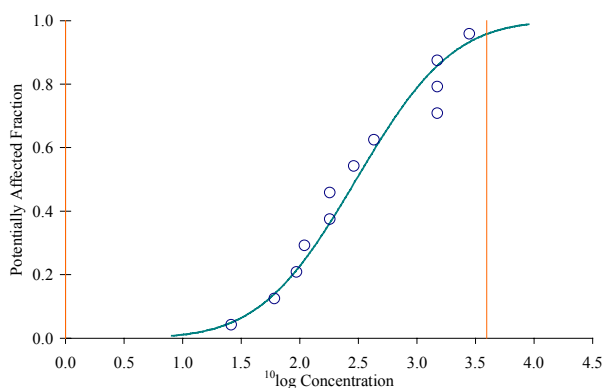
Figuur 4.2 (rechts) SSD van zink voor terrestrische organismen. De $NOEC_{veld}$ is het effect van zink op de nematoden-gemeenschap (alleen overall parameter PRC). De laagste $NOEC_{veld}$ geeft op 4% van de lab-soorten een effect, de hoogste op 20%. $NOEC_{veld}$ uit Smit et al., 2002.



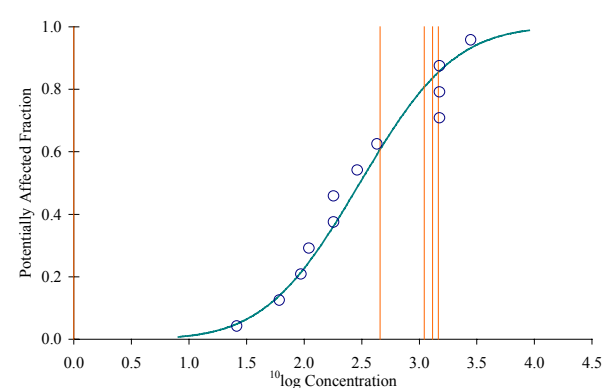
Figuur 4.3 (links) SSD van koper voor terrestrische organismen. De laagste $NOEC_{veld}$ (reproductie volwassenen) tast 24% van de lab-soorten aan, de hoogste $NOEC_{veld}$ geeft op 85% van de lab-soorten een effect. $NOEC_{veld}$ uit Scott-Fordsmand et al., 1997.



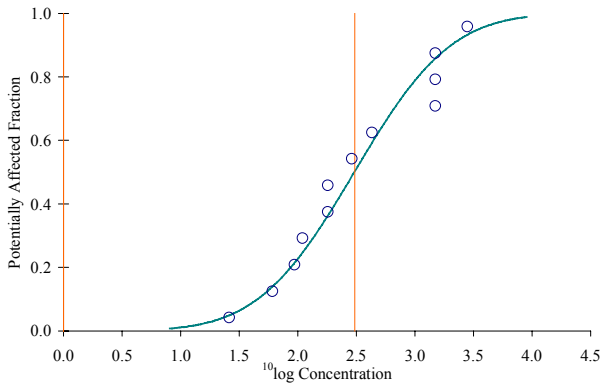
Figuur 4.4 (rechts) SSD van koper voor terrestrische organismen. De $NOEC_{veld}$ tast 10% van de lab-soorten aan. $NOEC_{veld}$ uit Parmelee et al., 1997.



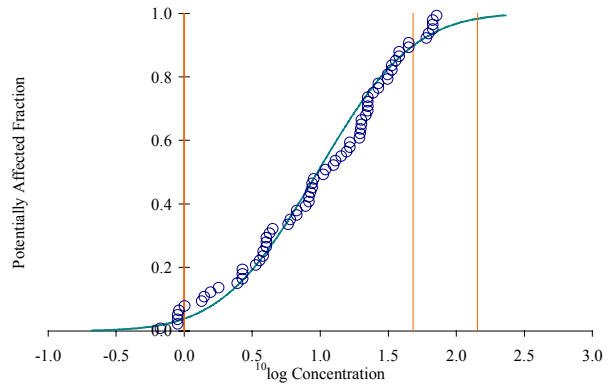
Figuur 4.5 (links) SSD van koper voor terrestrische organismen. De $NOEC_{veld}$ tast 95% van de lab-soorten aan. De verontreiniging in dit experiment was reeds 70 jaar aanwezig. $NOEC_{veld}$ uit Scott-Fordsmand et al., 2000.



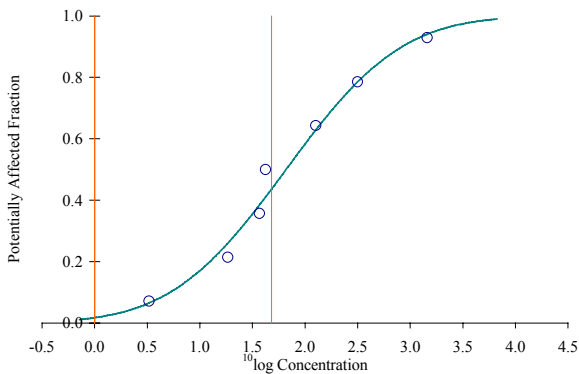
Figuur 4.6 (rechts) SSD van koper voor terrestrische organismen. De laagste $NOEC_{veld}$ (aantal juvenielen) tast 61% van de labsoorten aan, de hoogste $NOEC_{veld}$ (groei) tast 85% van de soorten aan. $NOECs_{veld}$ uit Scott-Fordsmand et al., 2000.



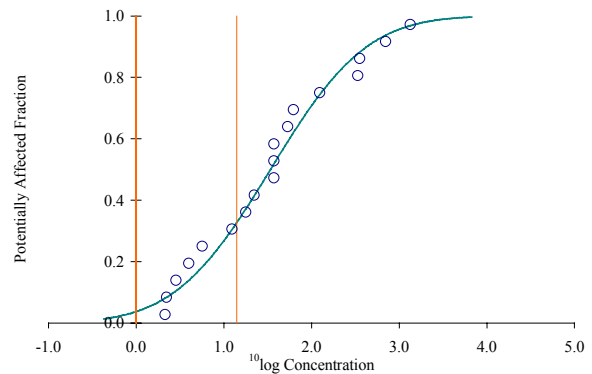
Figuur 4.7 (links) SSD van koper voor terrestrische organismen. De NOECveld (groei, overleving) tast 51% van de soorten aan. NOEC_{veld} uit Svendsen & Weeks, 1997.



Figuur 4.8. (rechts) SSD van DDT voor terrestrische organismen. SSD gebaseerd op acute toxiciteitsdata voor zoet- en zoutwater organismen. SSD gebaseerd op acute toxiciteitsdata voor zoet- en zoutwater organismen. De toxiciteitsdata zijn omgerekend naar gehalten in de bodem die chronische effecten geven m.b.v. een acuut-chronisch ratio van 10, en een log K_p van 4.35. De NOEC's_{veld} geven op 90% en 98% van de lab-soorten een effect. NOEC_{veld} uit Megharaj et al., 1999.



Figuur 4.9 (links) SSD van DDE voor terrestrische organismen. SSD gebaseerd op acute toxiciteitsdata voor zoet- en zoutwater organismen. Acuut-chronisch ratio=10, K_p =4.12. De NOEC_{veld} geeft op 44% van de lab-soorten een effect. NOEC_{veld} uit Megharaj et al., 1999.



Figuur 4.10 (rechts) SSD van DDD voor terrestrische organismen. SSD gebaseerd op acute toxiciteitsdata voor zoet- en zoutwater organismen. Acuut-chronisch ratio=10, K_p =3.95. De NOEC_{veld} geeft op 33% van de labsoorten een effect. NOEC_{veld} uit Megharaj et al., 1999

Tabel 4.2 Percentielen van het aantal aangetaste (in het laboratorium geteste) soorten door de NOEC uit een veldstudie

Stof	NOEC _{veld} (mg/kg)	Referentie	% aangetaste soorten
Zink			
	127	Smit <i>et al.</i> , 2002	4
	227	Smit <i>et al.</i> , 2002	20
	408	Smit <i>et al.</i> , 2002	53
	408	Rutgers <i>et al.</i> , 1998	67
	726	Smit <i>et al.</i> , 2002	84
	1271	Smit <i>et al.</i> , 2002	97
	2269	Smit <i>et al.</i> , 2002	100
	4084	Smit <i>et al.</i> , 2002	100
koper			
	43	Parmelee <i>et al.</i> , 1997	10
	104	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 1997	24
	306	Svensen & Weeks, 1997	51
	372	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 1997	55
	457	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 2000	61
	743	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 1997	72
	1104	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 2000	80
	1115	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 1997	80
	1299	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 2000	83
	1459	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 2000	85
	1486	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 1997	85
	3953	Scott-Fordsmand <i>et al.</i> , 2000	95
DDT			
	48	Megharaj <i>et al.</i> , 1999	90
	≥143	Megharaj <i>et al.</i> , 1999	98
DDE			
	48	Megharaj <i>et al.</i> , 1999	44
DDD			
	14	Megharaj <i>et al.</i> , 1999	33

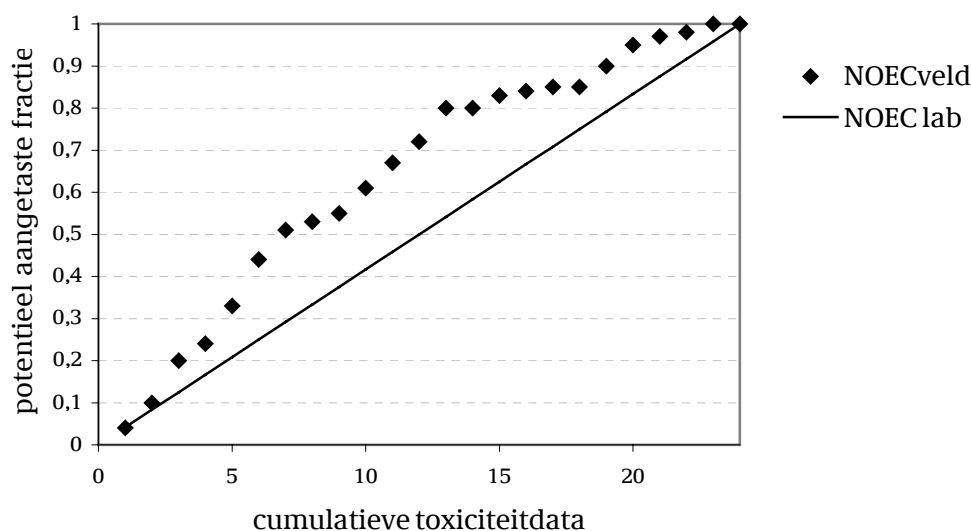
4.4 Discussie

In zijn algemeenheid is te zien dat de NOEC_{semi-veld} doorgaans binnen het concentratiebereik van de SSD valt. De beschouwde (semi-)veldstudies komen wat betreft bestudeerde eindpunten vaak goed overeen met laboratoriumstudies, en hebben net als de laboratoriumstudies vaak betrekking op één soort of althans een zeer beperkt gedeelte van het totale ecosysteem. Daarmee zijn de beschouwde semi-veld studies goed vergelijkbaar met de laboratoriumstudies.

Op basis van de hier gepresenteerde resultaten kan geconcludeerd worden dat de NOEC_{semi-veld} in ordegrrootte goed vergelijkbaar is met NOEC's zoals deze in het laboratorium worden gemeten. De NOEC_{semi-veld} valt immers in alle gevallen binnen het bereik van de SSD.

In zijn algemeenheid liggen de NOEC_{semi-veld} iets hoger dan de NOEC_{lab}. Dit is te zien in de geaggregeerde figuur 4.11. Hierin is voor iedere individuele NOEC_{semi-veld} de fractie potentieel aangetaste soorten berekend volgens de bijbehorende op NOEC_{lab} gebaseerde SSD. Wanneer NOEC_{lab} een heel goede voorspeller zou zijn van NOEC_{semi-veld} zouden de punten (NOEC_{veld}) en de lijn (NOEC_{lab}) op elkaar vallen, dat is niet het geval. Slechts in een beperkt aantal gevallen ligt de NOEC_{veld} in het lage concentratiebereik van de SSD, dit is bijvoorbeeld het geval voor de studies van Smit *et al.* (2002), Scott-Fordsman *et al.* (1997) en Parmelee *et al.* (1997). Vooral wanneer de contaminatie gedurende langere tijd aanwezig is

(Rutgers *et al.*, 1998; Scott-Fordsman *et al.*, 2000) komt het voor dat de $NOEC_{\text{veld}}$ in het hoge concentratiebereik van de SSD gebaseerd op corresponderende laboratoriumstudies valt. Dit kan verklaard worden doordat in deze situaties adaptatie plaats heeft kunnen vinden, of doordat door ‘ageing’ de beschikbaarheid van de contaminanten is verlaagd.



Figuur 4.11 De $NOEC_{\text{semi-veld}}$ en $NOEC_{\text{lab}}$ vergeleken over alle bestudeerde contaminanten. Potentieel aangetaste fractie berekend met SSD gebaseerd op $NOEC_{\text{lab}}$.

Bovenstaande conclusies zijn getrokken op basis van $NOEC$ gegevens in de semi-veld studies: bij welke concentraties geen effecten optreden. Voor enkele stoffen staan daarnaast in Bijlage 4-1 gegevens over concentraties die juist effecten veroorzaken, te weten voor koper, DDT, DDD en DDE. Voor koper ligt de veld EC_{60} voor nematoden aantallen een factor 3 lager dan de HC_{50} afgeleid uit laboratoriumdata voor organismen (Verbruggen *et al.*, 2001). Voor DDD/DDT/DDE is vergelijk met de SSD lastig omdat deze gebaseerd is op acute aquatische gegevens, terwijl de veldeffecten betrekking hebben op processen. Deze gegevens zijn te beperkt om conclusies te trekken over de veldeffecten die op niveau van HC_{50} kunnen worden waargenomen.

In een validatiestudie van toxiciteitsgegevens en risicogrenzen voor zink (Posthuma *et al.*, 1998), werd geconcludeerd dat levensgemeenschapskenmerken (diversiteit van nematoden en functioneren microbiële gemeenschap) op een verontreinigde veldlocatie op het HC_5 -niveau niet of nauwelijks werden beïnvloed terwijl op HC_{50} niveau meetbare effecten aanwezig waren. De rol van biobeschikbaarheid is hierin ook als zeer belangrijk bestempeld. Twee gebruikte referenties (Rutgers *et al.*, 1998; Smit *et al.*, 2002) zijn afkomstig uit deze validatiestudie.

4.5 Conclusie

In dit hoofdstuk hebben we aangetoond dat $NOEC_{\text{semi-veld}}$ voor veelal individuele soorten of een beperkt deel van het ecosysteem, in ordegrrootte overeenkomt met, maar iets hoger ligt dan $NOEC_{\text{lab}}$. Dit geeft een eerste indicatie van een vergelijkbare gevoeligheid van soorten in het veld en onder laboratorium omstandigheden. Een aantal in de inleiding aangevoerde bezwaren tegen het gebruik van SSD gebaseerd op $NOEC_{\text{lab}}$ als representatie van te verwachten of waargenomen effecten in (semi-) veld situaties kunnen daarmee worden weggenomen, zoals bezwaren die relateren aan de representatie van soorten, beschikbaarheid, de aanwezigheid van indirecte effecten en levenshistoriekarakteristieken. Een aantal andere van de inleiding aangevoerde bezwaren kunnen we met behulp van dit materiaal niet

wegnemen; daarvoor zouden de bestudeerde ecosystemen onderzocht moeten worden op andere eindpunten en interactie tussen de soorten en zouden er daadwerkelijke veldgegevens moeten worden geïnterpreteerd.

De hier bestudeerde NOEC's uit (semi-)veldsituaties hebben, evenals de gegevens die aan de SSD ten grondslag liggen, betrekking op structuurkenmerken van het ecosysteem. Een link met de functie van het ecosysteem is in dit hoofdstuk niet gelegd, een impliciete aanname is dat wanneer afzonderlijke soorten (deels) worden beschermd ook de functie wordt beschermd.

De exercitie zoals in dit hoofdstuk uitgevoerd is geschikt om laboratoriumgegevens te toetsen aan in het (semi-) veld gevonden effecten. Het verdient ons inziens aanbeveling een dergelijke studie uitgebreider uit te voeren, waarbij de nu ondervonden limitaties uitgesloten zouden kunnen worden:

- een bredere selectie van stoffen;
- een uitgebreidere literatuurstudie naar metalen.

Een breed opgezette literatuurstudie zou aantonen of er meer of meer relevante veldstudies beschikbaar zijn. De nu gevonden en gebruikte studies hebben betrekking op effecten die vergelijkbaar zijn met de in het laboratorium bestudeerde effecten; (semi-) veld studies in terrestrische systemen op ecosysteem niveau zijn nauwelijks verkregen. Om aan te geven of bescherming van ongewenste effecten in het veld daadwerkelijk middels SSD's voorspeld kan worden, zouden studies beschikbaar moeten zijn waarin daadwerkelijk effecten aangetoond zijn en er toch slechts een stof en een stressor in het geding is.

5. Fytotoxiciteitscriterium

5.1 Doel

Bij de uitwerking van BodemGebruiksWaarden voor acht metalen, PAK's en pesticiden is een fytotoxiciteitscriterium beleidsmatig van belang bevonden, maar heeft dit criterium voor clusters I en II getalsmatig geen specifieke invulling gekregen (Lijzen *et al.*, 1999). Wel zijn hiervoor de fytotoxiciteitsgegevens van de LAC-siginaalwaarden (LNV, 1991) toegepast bij cluster I. Ook zitten er enige planten toxiciteitsgegevens in de gegevens die de basis vormen van de HC₅₀ (als onderdeel van bodemorganismen).

Doel van dit hoofdstuk is na te gaan of de gebruikte fytotoxiciteitsgegevens vanuit de LAC-siginaalwaarden ge-update zouden moeten worden en in hoeverre de afgeleide herziene (generieke) HC₅₀-waarden ook bescherming bieden aan alle plantensoorten. Om dit te kunnen bereiken is een literatuursearch (+ internet search) uitgevoerd naar plantentoxiciteitsdata en is een HC₅₀-planten (en HC₅) afgeleid waarbij alleen gebruikt wordt gemaakt van gegevens ten aanzien van fytotoxiciteit. In Tabel 1.1 staan de stoffen waarvoor fytotoxiciteitsgegevens zijn gezocht.

5.2 Sleutelsoorten van plantengemeenschappen in Nederland

Er is tot nu toe weinig onderzoek gedaan naar fytotoxiciteit van plantensoorten die algemeen in Nederland voorkomen en die niet als landbouwgewas worden gebruikt. Het is daarom nog vrijwel onbekend of Nederlandse gebieden wat betreft de vegetatie zijn beïnvloed door hoge concentraties van genoemde stoffen, en wat de risico's voor doorvergiftiging zullen zijn. Omdat plantengemeenschappen uit vele soorten bestaan die elkaar onderling beïnvloeden, is het lastig de toxische effecten te kwantificeren. Planten zijn grofweg in te delen in algemene, karakteriserende soorten en sleutelsoorten. Een effect op een algemene soort kan bijvoorbeeld worden gecompenseerd door een andere (meestal opportunistische) soort waardoor er nauwelijks een effect te zien is op de totale plantengemeenschap. Als bepaalde plantensoorten een veel grotere stempel op de stabiliteit van een ecosysteem drukken dan andere soorten, dan worden ze sleutelsoorten genoemd (Schulze en Mooney, 1994). Bij verlies van één van deze sleutelsoorten is een veel groter effect te verwachten voor het ecosysteem. Er kunnen grote veranderingen in de soortensamenstelling optreden, maar ook ecosysteemprocessen (zoals de decompositiesnelheid van nutriënten) kunnen worden aangetast (Walker, 1995; Peterson *et al.*, 1998). Voor de stabiliteit van een plantengemeenschap is naast de compositie van gemeenschappen ook het aantal soorten van belang (Hooper en Vitousek, 1997; Ives *et al.*, 1999; Whittaker *et al.*, 2001).

Door de fytotoxiciteit van sleutelsoorten te onderzoeken, kan informatie over de stabiliteit van een ecosysteem worden verkregen. Het zijn sleutelsoorten omdat ze een onevenredig groot aandeel leveren in het functioneren en het uiterlijk van deze gemeenschappen.

Tabel 5.1 geeft een overzicht van mogelijke sleutelsoorten in Nederland, die kenmerkend zijn voor bepaalde groeperingen van plantengemeenschappen (in de tabel 'klassen' genoemd). Omdat in het geval van BGW's een generieke kwaliteit moet worden afgeleid, zijn alleen soorten gekozen die vrij algemeen in Nederland voorkomen. Deze doelsoorten zijn beschrijvend voor natuurlijke ecosystemen (b.v. Grote Peel, Dwingelose Heide, Veluwe, Wadden) maar ook voor andere (on)gecultiveerde Nederlandse landschappen (akkerbouw en grasland) en verontreinigde locaties (b.v. Budel).

Tabel 5.1 Lijst van ecologische sleutelsoorten die kunnen dienen als mogelijke doelsoorten bij fytotoxicologisch onderzoek. De klassen zijn volgens Schaminée et al. (1995-1999).

Soort, familie en klasse	
1.	Agrostis canina L. (moerasstruisgras, grassenfamilie; Klasse der kleine Zeggen)
2.	Ammophila arenaria (L.) Link (helm, grassenfamilie; Helm-Klasse)
3.	Calluna vulgaris (L.) Hull (struikheide, heidefamilie; Klasse der droge Heide)
4.	Cardamine amara L. (bittere veldkers, kruisbloemfamilie; Klasse der Bronbeekgemeenschappen)
5.	Centaurea scabiosa L. (grote centaurie, composietenfamilie; Klasse der Kalkgraslanden)
6.	Elytrigia atherica (Link) Carreras Mart. (strandkweek, grassenfamilie; Klasse der ruderaal gemeenschappen, ruigte op droge voedselarme bodem)
7.	Erica tetralix L. (dopheide, heidefamilie; Klasse der hoogveenbulten en natte Heide)
8.	Galium saxatile L. (liggende walstro, sterbladigenfamilie; Klasse der heischrale graslanden)
9.	Helianthemum nummularium (L.) Mill. (geel zonneroosje, zonneroosjesfamilie; Klasse der kalkgraslanden)
10.	Holcus lanatus L. (gestreepte witbol, grassenfamilie; Klasse der matig voedselrijke graslanden)
11.	Lathyrus pratensis L. ('giele skuontjes', vlinderbloemenfamilie; Klasse der matig voedselrijke graslanden)
12.	Molinia caerulea (L.) Moench (pijpenstrootje, grassenfamilie; Klassen der voedselarme tot matig voedselrijke graslanden)
13.	Nardus stricta L. (borstelgras, grassenfamilie; Klasse der heischrale graslanden)
14.	Oenanthe fistulosa L. (pijptorkruid, schermbloemenfamilie; Riet-Klasse, op zeer voedselrijke bodem)
15.	Phragmites australis (Cav.) Steud. (riet, grassenfamilie; Riet-Klasse, verlandingsvegetatie in voedselrijk water, maar ook ruigte op brakke natte bodem)
16.	Plantago major L. (grote weegbree, weegbreefamilie; Weegbree-Klasse)
17.	Poa annua L. (straatgras, grassenfamilie; Weegbree-Klasse, op droge voedselarme tot zeer voedselrijke bodem)
18.	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn (adelaarsvaren, adelaarsvarenfamilie; Klasse der Eiken- en Beukenbossen op voedselarme grond)
19.	Veronica officinalis L. (manneljesereprijs, helmkruidfamilie; Klasse der heischrale graslanden)
20.	Urtica dioica L. (brandnetel, brandnetelfamilie; Klasse der ruderaal gemeenschappen)

Er zijn geen bomen, waterplanten en 'zeldzame' soorten geselecteerd. Dit heeft verschillende redenen. Bomen (zoals *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* en *Q. petraea*, *Alnus* group *glutinosa* en *Betula* sect. *Pendula*) zijn moeilijk te kweken en effecten van toxische stoffen zijn vaak pas na lange tijd zichtbaar. In het geval van waterplanten (zoals *Lemna minor* en *Potamogeton natans*) is er al veel bekend (DAWACO, RIZA etc.). Deze soorten hebben daarom geen prioriteit. De 'zeldzame' soorten (zoals *Parnassia palustris*, *Drosera rotundifolia*, *Salicornia europaea*, *Pyrola rotundifolia* en *Vaccaria pyramidata*) zijn met name zeldzaam buiten de natuurgebieden en vallen daarom buiten het kader van de BGW's.

Samenvattend komt het erop neer dat voor het afleiden van normen in half-natuurlijke ecosystemen (wegbermen, recreatiegebieden e.d.) het goed zou zijn als er meer onderzoek wordt gedaan naar fytotoxiciteit voor sleutelsoorten, om de stabiliteit van ecosystemen (en niet alleen van soorten) te garanderen. Verder blijft een interessante mogelijkheid om soorten met een hoge(re) *intrinsieke* waarde te gebruiken voor de restauratie van verontreinigde locaties (Sharples et al., 2001; Mulder en Breure, 2002).

5.3 Literatuursearch

Literatuur op het gebied van fytotoxiciteit is gezocht op de CDROM Toxline Plus (deze databank omvat 1985 tot februari 2001 en bevat o.m. het toxicologie gedeelte van Biosis en Chemical Abstracts). Er is gezocht op CAS-nummer en trefwoorden (als phytotoxicity, plantae, pisum, lolium, trifolium, zea, leguminosae etc). Bij te grote aantallen referenties zijn trefwoorden als algae, bioremediation, biomarker, biomonitoring, biodegradation, etc. uitgesloten. Voor de meest recente literatuur (2001) is gezocht in Current Contents; dit heeft geen extra referenties opgeleverd. De gevonden artikelen zijn gebruikt voor retrospectief literatuur onderzoek. Voor zink is alleen gebruik gemaakt van het meest recente concept van het EU Risk Assessment Report (mei 2001). De meeste literatuur is gevonden voor metalen,

met name voor cadmium, weinig is gevonden voor PAK's en geen referenties voor de drins, DDT, DDE en DDD. Veel van de artikelen over metalen betroffen experimenten uitgevoerd in voedingsoplossingen (en voor sommigen blootstelling via lucht). In Tabel 5.2 staat het aantal gevonden artikelen per metaal en per blootstellingsroute. Opgemerkt dient te worden dat het alleen artikelen betreft die na 1985 zijn verschenen. Zink is in deze tabel niet opgenomen, omdat geen extra literatuur over zink is gezocht naast het genoemde EU Risk Assessment Report.

Tabel 5.2 Aantal gevonden referenties voor metalen en verschillende blootstellingsroutes

metaal	Bodem	oplossing	lucht
arseen	1	1	1
cadmium	13	19	1
chroom	1	5	
Koper	6	20	2
Kwik	1	7	3
Lood	4	9	
Nikkel	3	6	1

Voor cadmium zijn de resultaten van experimenten uitgevoerd in voedingsoplossingen ook geëvalueerd, teneinde te onderzoeken hoe de resultaten van experimenten in grond en in oplossingen zich verhouden (zie paragraaf 5.4).

Na evaluatie van de gevonden literatuur zijn de gegevens verwerkt volgens Traas (2001). Zowel de resultaten van kortdurende experimenten (EC_{50} 's) als die van lang(er)durende experimenten (NOEC's) zijn gebruikt. Indien alleen een LOEC was gerapporteerd, is de LOEC omgerekend naar een NOEC volgens de methode in Traas (2001).

De resultaten van de in de experimenten gebruikte bodems zijn omgerekend naar een standaardbodem (10% humus en 25% lutum) volgens Denneman en Van Gestel (1990); de gangbare methodiek voor omrekenen van toxiciteitsgegevens voor soorten en processen naar standaardbodem (Verbruggen *et al.*, 2001). Voor de metalen is alleen rekening gehouden met toegevoegde metaalconcentraties. Voor organische stoffen is genormaliseerd voor het organisch-stofgehalte.

Het merendeel van de gevonden literatuur voor de fytoxiciteit van metalen bevatte geen gegevens over de eigenschappen van de gebruikte bodems. In een beperkt aantal gevallen was het organisch-stofgehalte én het percentage lutum gegeven, zodat omrekenen van de NOEC/ EC_{50} -waarden naar standaardbodem mogelijk was. In een groot deel van de gevonden literatuur was het percentage lutum niet vermeld en dus omrekening naar standaardbodem niet mogelijk. Uit de gegevens die wel naar standaardbodem kunnen worden omgerekend is gebleken dat het verschil tussen de resultaten in de experimentele bodem en de standaardbodem veelal klein is (zie Tabel 5.4). Besloten is daarom ook dié gegevens op te nemen waarvoor niet alle benodigde eigenschappen van de bodem bekend zijn. Wanneer alleen het percentage organisch materiaal gegeven was en het percentage lutum ontbrak, is alleen voor organisch stof omgerekend naar standaardbodem door uit te gaan van 25% lutum. Om een grote hoeveelheid informatie niet verloren te laten gaan zijn ook de NOEC/ EC_{50} -waarden zonder lutum en organisch stofgehalte bij de berekening van de HC_{50} meegenomen.

5.4 Resultaten bodem versus voedingsoplossing

In Tabel 5.5 staan voor cadmium de resultaten van de experimenten met plantensoorten (n=13) waarvoor zowel gegevens aanwezig waren voor bodemexperimenten als voor experimenten uitgevoerd in voedingsoplossingen. In totaal zijn experimenten met 25 plantensoorten in verschillende bodemsoorten en experimenten met 23 plantensoorten in voedingsoplossingen uitgevoerd. Indien voor één plantensoort verschillende waarden zijn gevonden voor verschillende eindpunten is de laagste waarde gekozen; bij meerdere gegevens voor hetzelfde eindpunt is het geometrisch gemiddelde berekend.

Voor *Pisum sativum* zijn wel experimenten in beide media uitgevoerd, maar de gemeten eindpunten zijn zo uiteenlopend (groei/gewicht voor het experiment in bodem en enzymreductie en stikstoffixatie voor het experiment in voedingsoplossing) dat deze resultaten buiten beschouwing zijn gelaten. Met de bovengenoemde getallen is voor de bodemexperimenten een HC₅₀ van 14,9 mg/kg berekend. De HC₅₀ voor de experimenten uitgevoerd in voedingsoplossingen bedraagt 0,05 mg/l. Gebruikmakend van een logK_p van 3,41 (Verbruggen *et al.*, 2001) kan een partitie-HC₅₀ van 129 mg/kg worden berekend. Deze is dus een factor 8,6 groter dan de HC₅₀ van de bodemexperimenten. Mede gezien het geringe aantal gegevens dat beschikbaar is voor sommige metalen zijn, ter vergelijking met de bodemtoxiciteitsdata, de resultaten van experimenten uitgevoerd in voedingsoplossingen gebruikt voor de afleiding van een partitie HC₅₀. Hiervoor is onder meer gebruik gemaakt van de reeds geëvalueerde gegevens van voedingsoplossingen uit 'Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants' (Efroymson *et al.*, 1997). Er is, in afwijking van het gebruikelijke protocol, niet teruggegaan naar de oorspronkelijke literatuur.

Tabel 5.3 Resultaten van fytotoxiciteitsexperimenten met cadmium, uitgevoerd in bodem en voedingsoplossing

species		bodem (mg/kg)		oplossing (mg/l)
<i>Avena sativa</i>	NOEC	12	NOEC	0.7
<i>Brassica oleracea</i>	NOEC	30	NOEC	1
<i>Daucus carota</i>	NOEC	19	NOEC	0.03
<i>Glycine max</i>	NOEC	5.6	NOEC	0.005
<i>Gossypium hirsutum*</i>	NOEC	30	NOEC	0.37
<i>Lactuca sativa</i>	NOEC	12.6	NOEC	0.1
<i>Lolium perenne*</i>	NOEC	50	NOEC	0.001
<i>Lycopersicon esculentum</i>	NOEC	42	NOEC	0.03
<i>Phaseolus vulgaris*</i>	NOEC	13	NOEC	0.03
<i>Picea glauca</i>	NOEC	1.3	NOEC	0.19
<i>Triticum aestivum</i>	NOEC	12	NOEC	0.03
<i>Zea mays</i>	NOEC	19	NOEC	0.01
HC ₅₀		14.9		0.05
Partitie HC ₅₀		129		

*= voor deze plantensoorten kunnen de gegevens niet naar standaardbodem worden omgerekend en zijn de ongecorrigeerde gegevens opgenomen.

5.5 Fytotoxiciteitsgegevens metalen en PAK

De gegevens zijn geselecteerd voor iedere plantensoort afzonderlijk. Indien voor één bepaalde plantensoort meerdere gegevens aanwezig waren, is de laagste waarde gekozen als het gegevens betroffen die waren gebaseerd op verschillende eindpunten. Het geometrisch

gemiddelde is berekend als er meerdere gegevens voor één plantensoort aanwezig waren gebaseerd op hetzelfde eindpunt. Tabel 5.6 geeft een overzicht van de geselecteerde gegevens voor ieder metaal. De NOEC-waarden zijn eerst geselecteerd, in tweede instantie zijn ook de EC₅₀-waarden vermeld. Onder A zijn de gegevens opgenomen van experimenten die zowel voor het organisch-stof gehalte (H) als het lutumgehalte (L) konden worden omgerekend. Bij B zijn die gegevens vermeld van experimenten waarin het organisch-stof gehalte wel en het lutumgehalte niet was gegeven en waarvoor toch is omgerekend naar de standaardbodem (uitgaande van een lutumgehalte van 25%). De gegevens bij A zijn hier op dezelfde wijze omgerekend gegeven. De resultaten van experimenten uitgevoerd in bodems waarvoor geen bodemeigenschappen (H en L) bekend waren, staan onder C. Ook zijn onder C de ongecorrigeerde gegevens van de experimenten reeds genoemd bij A en B. Bij D. zijn de resultaten voor experimenten uitgevoerd in voedingsoplossingen gegeven.

Voor organische stoffen zijn weinig tot geen fytoxiciteitsgegevens beschikbaar. Voor PAK's zijn enige gegevens gevonden voor totaal (van 4) PAK en voor antraceen afzonderlijk. De resultaten hiervan zijn samengevat in Tabel 5.5. Voor DDT/DDE/DDD en voor drins zijn geen toxiciteitsgegevens gevonden. Voor alle data voor PAK's is het organisch-stofgehalte van de bodem bekend. Voor de gegevens waarbij de NOEC als > (groter dan) is aangegeven is de genoemde waarde gehanteerd. Dit leidt tot een meer conservatieve waarde voor de gemiddelde NOEC per plant.

In bijlage 5-1 zijn alle gegevens opgenomen voor de metalen en PAK's. In Tabel 5.4 is ook informatie over het voorkomen van verschillende plantensoorten aangegeven.

Tabel 5.4 Fytoxiciteitsgegevens voor planten op basis van verschillende selecties (A, B en C) (voor toelichting zie tekst)

ARSEEN	species	verspreiding*	criterium	A (mg/kg)	B (mg/kg)	C (mg/kg)
	<i>Glycine max</i>	adv.	NOEC	72	83	75
	<i>Gossypium hirsutum</i>	cult?	NOEC	55 (gm, n=2)	57 (gm, n=2)	52 (gm, n=2)
	<i>Hordeum vulgare</i>	cult	NOEC	25 (gm, n=6)	24 (gm, n=6)	22 (gm, n=6)
	<i>Lolium perenne</i>	nat.	NOEC	63 (gm, n=11)	46 (gm, n=11)	43 (gm, n=11)
	<i>Zea mays</i>	cult	NOEC			10 (gm, n=3)
				D (mg/l)		
	<i>Cyamopsis tetragonoloba</i>	Am.	NOEC	0.0003		
	<i>Medicago sativa</i>	cult	NOEC	0.1		
	<i>Phaseolus aureus</i>	cult?	NOEC	0.1		
	<i>Raphanus sativus</i>	nat.	NOEC	0.001		
	<i>Sinapis alba</i>	adv.	EC ₅₀	5.5		
CADMIUM	species	verspreiding*	criterium	A (mg/kg)	B (mg/kg)	C (mg/kg)
	<i>Anemone cylindrica</i>	cult?	NOEC		4.1	3.3
	<i>Avena sativa</i>	cult	NOEC		12	13
	<i>Brassica oleracea</i>	adv.	NOEC		30 (gm, n=3)	32 (gm, n=3)
	Cerealia undiff	cult	NOEC	18 (gm, n=6)	15 (gm, n=6)	14 (gm, n=6)
	<i>Daucus carota</i>	nat.	NOEC		19	20
	<i>Glycine max</i>	adv.	NOEC		7.9 (gm, n=4)	6.2 (gm, n=4)
	<i>Gossypium hirsutum</i>	cult?	NOEC			30
	<i>Lactuca sativa</i>	cult	NOEC		12.6 (gm, n=2)	10 (gm, n=2)
	<i>Liatris spicata</i>	cult	NOEC		3.5	3.3
	<i>Lolium perenne</i>	nat.	NOEC			50
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	NOEC		42	32
	<i>Monarda fistulosa</i>	cult	NOEC		4.2	3.3
	<i>Oryza sativa</i>	Azië	NOEC			30
	<i>Phaseolus vulgaris</i>	cult	NOEC			13
	<i>Picea glauca</i>	cult	NOEC			1
	<i>Pinus banksiana</i>	cult	NOEC		4.1 (gm, n=2)	3.2 (gm, n=2)
	<i>Pisum sativum</i>	cult	NOEC		12	13
	<i>Poa pratensis</i>	nat.	NOEC		4.2	3.3
	<i>Quercus rubra</i>	cult	NOEC		6.5	5

	<i>Raphanus sativus</i>	nat.	NOEC	14	13	13.3
	<i>Rhus radicans</i>	cult?	NOEC		13	10
	<i>Rudbeckia hirta</i>	nat.	NOEC		1.3	1
	<i>Schizachyrium scoparius</i>	cult?	NOEC		1.25	1
	<i>Spinacia oleracea</i>	cult	NOEC	2 (gm, n=6)	1.9 (gm, n=6)	1.6 (gm, n=6)
	<i>Triticum aestivum</i>	cult	NOEC		12 (gm, n=3)	10 (gm, n=3)
	<i>Zea mays</i>	cult	NOEC		19	15
	<i>Avena sativa</i>	cult	EC ₅₀		207	159
	<i>Lactuca sativa</i>	cult	EC ₅₀		79 (gm, n=2)	67 (gm, n=2)
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	EC ₅₀		65 (gm, n=2)	52 (gm, n=2)
				D (mg/l)		
	<i>Avena sativa</i>	cult	NOEC	0.7		
	<i>Beta vulgaris</i>	cult	NOEC	0.03		
	<i>Betula pendula</i>	nat.	NOEC	0.022		
	<i>Brassica oleracea</i>	adv.	NOEC	1		
	<i>Brassica rapa</i>	cult	NOEC	0.03		
	<i>Crysanthemum sp.</i>	nat.?	NOEC	0.01		
	<i>Daucus carota</i>	nat.	NOEC	0.003		
	<i>Glycine max</i>	adv.	NOEC	0.005 (gm, n=2)		
	<i>Gossypium hirsutum</i>	cult?	NOEC	0.37		
	<i>Hordeum vulgare</i>	cult	NOEC	1.1		
	<i>Lactuca sativa</i>	cult	NOEC	0.1		
	<i>Lolium perenne</i>	nat.	NOEC	0.02 (gm, n=2)		
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	NOEC	0.03		
	<i>Medicago sativa</i>	cult	NOEC	2.5		
	<i>Phaseolus vulgaris</i>	cult	NOEC	0.03		
	<i>Picea glauca</i>	cult	NOEC	0.19		
	<i>Triticum aestivum</i>	cult	NOEC	0.03		
	<i>Vicia faba</i>	cult	NOEC	4		
	<i>Zea mays</i>	cult	NOEC	0.07 (gm, n=5)		
	<i>Avena sativa</i>	cult	EC ₅₀	6		
	<i>Lactuca sativa</i>	cult	EC ₅₀	0.84		
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	EC ₅₀	3		
	<i>Oryza sativa</i>	Azië	EC ₅₀	1.4		
	<i>Sinapis alba</i>	adv.	EC ₅₀	48		
CHROOM	species	versprei ding*	criterium	A (mg/kg)	B (mg/kg)	C (mg/kg)
	Cerealia undiff.	cult	NOEC	380 (gm, n=5)	289 (gm, n=5)	289 (gm, n=5)
	<i>Avena sativa</i>	cult	NOEC		6.2 (gm, n=2)	6.2 (gm, n=2)
	<i>Glycine max</i>	adv.	NOEC		10	10
	<i>Lactuca sativa</i>	cult	NOEC		2.0 (gm, n=2)	2.0 (gm, n=2)
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	NOEC		5.7 (gm, n=2)	5.7 (gm, n=2)
	<i>Avena sativa</i>	cult	EC ₅₀		15 (gm, n=2)	15 (gm, n=2)
	<i>Lactuca sativa</i>	cult	EC ₅₀		1.8	1.8
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	EC ₅₀		12 (gm, n=2)	12 (gm, n=2)
				D (mg/l)		
	<i>Avena sativa</i>	cult	NOEC	0.12		
	<i>Brassica oleracea</i>	adv.	NOEC	2		
	<i>Chrysanthemum sp.</i>	nat.?	NOEC	0.017		
	<i>Glycine max</i>	adv.	NOEC	0.5		
	<i>Lactuca sativa</i>	cult	NOEC	0.04		
	<i>Lolium perenne</i>	nat.	NOEC	0.25		
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	NOEC	0.11		
	<i>Phaseolus vulgaris</i>	cult	NOEC	0.18		
	<i>Oryza sativa</i>	Azië	EC ₅₀	4.8		
	<i>Sinapis alba</i>	adv.	EC ₅₀	46		
KOPER	species	versprei ding*	criterium	A (mg/kg)	B (mg/kg)	C (mg/kg)
	<i>Avena sativa</i>	cult	NOEC	1515	1150	1000
	<i>Cucumis sativus</i>	cult	NOEC	1515	1150	1000
	<i>Glycine max</i>	adv.	NOEC	1515	1150	1000
	Cerealia undiff.	cult	NOEC	309 (gm, n=5)	227 (mg, n=5)	200 (gm, n=5)
	<i>Phaseolus vulgaris</i>	cult	NOEC		100	100
	<i>Picea glauca</i>	cult	NOEC		12	10
	<i>Pinus banksiana</i>	cult	NOEC		6	5
	<i>Typha latifolia</i>	nat.	NOEC	29	16.3	14
				D (mg/l)		
	<i>Acer rubrum</i>	cult?	NOEC	0.4		
	<i>Betula papyrifera</i>	cult?	NOEC	0.5		
	<i>Chrysanthemum sp.</i>	nat.	NOEC	0.02		
	<i>Cornus stolonifera</i>	adv.	NOEC	0.4		
	<i>Lolium perenne</i>	nat.	NOEC	0.003		
	<i>Lonicera tatarica</i>	cult	NOEC	0.4		
	<i>Picea glauca</i>	cult	NOEC	10		
	<i>Picea mariana</i>	cult	NOEC	1		

	<i>Pinus banksiana</i> <i>Pinus resinosa</i> <i>Pinus strobus</i> <i>Zea mays</i> <i>Oryza sativa</i>	cult cult nat. cult Azië	NOEC NOEC NOEC NOEC EC ₅₀	5 1 50 0.02 0.22		
LOOD	species	versprei ding*	criterium	A (mg/kg)	B (mg/kg)	C (mg/kg)
	<i>Avena sativa</i> <i>Lolium perenne</i> <i>Olea sp.</i> <i>Quercus rubra</i> <i>Raphanus sativus</i> <i>Picea glauca</i> <i>Pinus banksiana</i> <i>Plantago lanceolata</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Triticum aestivum</i> <i>Zea mays</i>	cult nat. Eur. cult nat. cult cult nat. nat. cult cult	NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC	690 (gm, n=7) 1500 120 1500 1500 120	562 (gm, n=7) 1614 22 131 2.2 2.2 1614 1614 131 276	594 (gm, n=7) 1050 80 20 100 2 2 1050 1050 100 250
				D (mg/l)		
	<i>Allium cepa</i> <i>Cyamopsis tetragonoloba</i> <i>Cynodon dactylon</i> <i>Eleusine indica</i> <i>Hordeum vulgare</i> <i>Lolium perenne</i> <i>Medicago sativa</i> <i>Phaseolus aureus</i> <i>Picea glauca</i> <i>Raphanus sativus</i> <i>Zea mays</i>	cult Am. adv? adv? cult nat. cult cult nat. cult	NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC	0.02 0.0003 1 1 0.25 0.01 0.1 0.07 0.1 0.3		
KWIK	species	versprei ding*	criterium	A (mg/kg)	B (mg/kg)	C (mg/kg)
	<i>Hordeum vulgare</i>	cult	NOEC		26	22
				D (mg/l)		
	<i>Cyamopsis tetragonoloba</i> <i>Nicotiana sp.</i> <i>Lolium perenne</i> <i>Medicago sativa</i> <i>Phaseolus aureus</i> <i>Picea glauca</i> <i>Pennisetum sp.</i> <i>Pisum sativum</i> <i>Raphanus sativus</i> <i>Sinapis alba</i> <i>Sorghum sp.</i> <i>Sinapis alba</i>	Am. Am. nat. cult cult cult Afr. cult nat. adv. adv. adv.	NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC EC ₅₀	0.001 0.1 0.0001 0.001 0.01 0.0007 0.001 0.01 0.001 0.001 0.001 0.001 9.3		
NIKKEL	species	versprei ding*	criterium	A (mg/kg)	B (mg/kg)	C (mg/kg)
	<i>Avena sativa</i> <i>Lolium perenne</i> <i>Phaseolus vulgaris</i> <i>Picea glauca</i> <i>Pinus banksiana</i> <i>Quercus rubra</i> <i>Zea mays</i>	cult nat. cult cult cult cult cult	NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC		20 2 2 5 100	20 90 25 2 2 5 100
				D (mg/l)		
	<i>Acer rubrum</i> <i>Betula papyrifera</i> <i>Brassica oleracea</i> <i>Brassica rapa</i> <i>Cornus stolonifera</i> <i>Chrysanthemum sp.</i> <i>Lactuca sativa</i> <i>Lolium perenne</i> <i>Lonicera tatarica</i> <i>Panicum miliaceum</i> <i>Picea mariana</i> <i>Pinus banksiana</i> <i>Pinus resinosa</i> <i>Raphanus sativus</i> <i>Triticum aestivum</i> <i>Vicia faba</i> <i>Oryza sativa</i>	cult? cult? adv. cult adv. nat. cult nat. cult adv. cult cult cult nat. cult cult Azië	NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC NOEC EC ₅₀	2 0.5 1 0.5 2 0.006 0.5 0.04 0.7 6 1 1 0.7 4 4 6 0.85		
ZINK	species	versprei ding*	criterium	A (mg/kg)	B (mg/kg)	C (mg/kg)
	<i>Allium cepa</i>	cult	NOEC	224	219	200

	<i>Avena sativa</i>	cult	NOEC	299 (gm, n=4)	216 (gm, n=4)	200 (gm, n=4)
	<i>Beta vulgaris</i>	cult	NOEC			300
	<i>Hordeum vulgare</i>	cult	NOEC	14	11	10
	<i>Lactuca sativa</i>	cult	NOEC			400
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	NOEC			400
	<i>Medicago sativa</i>	cult	NOEC			300
	<i>Pisum sativum</i>	cult	NOEC			400
	<i>Sorghum bicolor</i>	adv.	NOEC			100
	<i>Spinacea oleracea</i>	cult	NOEC			200
	<i>Trifolium pratense</i>	nat.	NOEC	74 (gm, n=5)	41 (gm, n=5)	40 (gm, n=5)
	<i>Trigonella foenum graecum</i>	adv.	NOEC	224	219	200
	<i>Triticum aestivum</i>	cult	NOEC			200
	<i>Vicia sativa</i>	nat.	NOEC	46	34	32
	<i>Zea mays</i>	cult	NOEC	113	90	83
	<i>Trifolium pratense</i>	nat.	EC ₅₀	99	72	68
	<i>Vicia sativa</i>	nat.	EC ₅₀	158	115	109
				D (mg/l)		
	<i>Crysanthemum sp.</i>	nat?	NOEC	2.17		
	<i>Medicago sativa</i>	cult	NOEC	0.14		
	<i>Medicago truncatula</i>	Afr	NOEC	0.04		
	<i>Phaseolus vulgaris</i>	cult	NOEC	2.2		
	<i>Trifolium subterraneum</i>	nat.	NOEC	0.14		
	<i>Vicia faba</i>	cult	NOEC	8		
	<i>Oryza sativa</i>	Azië	EC ₅₀	26		

*

nat: natuurlijk voorkomende soorten in Nederland

nat?: natuurlijk voorkomende genera (bv *Chrysanthemum*) waarvan de soort niet is aangegeven en waarvan dus niet te bepalen of het een natuurlijk voorkomende soort is.

adv: 'escaped aliens', competitieve verwilderde planten die op wegbermen enz. kunnen voorkomen (bv *Sinapis alba* = witte mosterd)

adv?: planten die in België of Duitsland verwilderd zijn, maar in Nederland nog niet als 'adventieve' planten gesignaleerd zijn

cult: gecultiveerde planten in Nederland (bv graansoorten, spinazie)

cult?: bomen en planten die meestal in Amerika natuurlijk voorkomen, maar ook hier in gecultiveerde vorm kunnen voorkomen (bv *Schizachyrium scoparius*)

Tabel 5.5 Fytotoxiciteitsgegevens voor PAK's voor standaardbodem (H=10%; voor toelichting zie tekst)

stof	species	verspreiding	Criterium	resultaat (mg/kg)
Σ4 PAHs	<i>Avena sativa</i>	cult	NOEC	224 (gm, n=3)
	<i>Helianthus annuus</i>	cult	NOEC	356 (gm, n=3)
	<i>Lycopersicum esculentum</i>	cult	NOEC	16.5 (gm, n=3)
	<i>Phaseolus vulgaris</i>	cult	NOEC	282 (gm, n=3)
	<i>Triticum vulgare</i>	cult	NOEC	224 (gm=3)
	<i>Zea mays</i>	cult	NOEC	356 (gm, n=3)
antracene	<i>Allium porrum</i>	cult	NOEC	19000
	<i>Lolium perenne</i>	nat.	NOEC	128
	<i>Avena sativa</i>	cult	EC ₅₀	150
	<i>Cucumis sativus</i>	cult	EC ₅₀	3600
	<i>Glycine max</i>	adv.	EC ₅₀	150

5.6 Risicogrenzen fytotoxiciteit

Met alle NOEC-waarden uit Tabel 5.4 als invoer zijn met behulp van het ETX 4.1 programma de HC₅'s en HC₅₀'s exclusief achtergrondgehalte berekend voor:

- A: invoergegevens gecorrigeerd voor bodemeigenschappen (L+H);
- B: invoergegevens gecorrigeerd voor alleen het organisch-stof gehalte, uitgaande van 25% lutum;
- C: invoergegevens niet gecorrigeerd voor bodemeigenschappen;
- D: invoergegevens afkomstig uit experimenten uitgevoerd in voedingsoplossingen die kunnen worden omgerekend met behulp van de evenwichtspartitie methode.

Deze HC₅ en HC₅₀ waarden zijn samen met de ondergrens (LL) en bovengrens (UL) van het 90%-betrouwbaarheidsinterval opgenomen in Tabel 5.6.

De waarden voor de organische stoffen (PAK's) uit Tabel 5.5 zijn niet opgenomen in Tabel 5.6. Het geometrisch gemiddelde (=HC₅₀) van de fytoxiciteitsgegevens (NOEC, n=6) voor het totaal van 4 PAK's is 176 mg/kg, maar deze gegevens zijn niet normaal verdeeld.

Het geometrisch gemiddelde voor antraceen (op basis van NOEC (n=2) is 1560 mg/kg, maar is onzeker. Op basis van EC₅₀-waarden (n=3) kan een HC₅₀ worden afgeleid 43 mg/kg, door het geometrisch gemiddelde te nemen van EC₅₀/10. Op basis deze (beperkte) data lijkt fytoxiciteit een minder kritische factor dan toxiciteit van overige organismen.

De HC₅₀-waarden van de experimenten met metalen in voedingsoplossingen zijn met behulp van de evenwichtspartitie methode omgerekend naar een partitie-HC₅₀ (zie Tabel 5.7). Als partitie-coëfficiënt (K_p) zijn de waarden gebruikt uit Verbruggen *et al.* (2001) en Crommentuijn *et al.* (1997).

Tabel 5.6 HC₅ en HC₅₀ voor metalen met 'lower limit' (LL) en 'upper limit' (UL) van 95% betrouwbaarsinterval

metaal	A (mg/kg)	n=	B (mg/kg)	n=	C (mg/kg)	n=	D (mg/l)	n=
HC ₅								
arseen	21.0 (4.3-35)	4	18.5 (3.3-32)	4	7.9 (1.1-17)	5	0.00003 (0.00-0.0007)	4
cadmium	0.77 (0.0008-3.7)	3	1.5 (0.8-2.4)	21	1.1 (0.6-1.9)	26	0.0026 (0.0005-0.007)	19
chromium			0.22 (0.0002-2.4)	4	0.4 (0.004-2.5)	5	0.013 (0.0015-0.04)	8
koper	22.8 (0.34-121)	5	2.0 (0.04-14)	7	2.3 (0.09-12)	8	0.004 (0.0003-0.02)	12
kwik							0.00008 (0.00001-0.00027)	11
lood	64.7 (5.7-192)	6	1.7 (0.08-9.6)	10	2.0 (0.14-9.0)	11	0.0014 (0.00009-0.007)	11
nikkel			0.42 (0.007-2.1)	5	0.78 (0.04-3.0)	7	0.039 (0.008-0.11)	16
zink	14.8 (2.4-36)	7	10.1 (1.5-26)	7	23.3 (9.0-43)	15	0.015 (0.0003-0.09)	6
HC ₅₀								
arseen	50.0 (29-87)	4	47.8 (26-88)	4	32.6	5	0.0074 (0.0002-0.27)	4
cadmium	8.0 (1.0-60)	3	7.7 (5.3-11)	21	7.7 (5.2-11)	26	0.09 (0.004-5.3)	19
chromium			12 (0.9-156)	4	11.5 (1.9-70)	5	0.16 (0.06-0.4)	8
koper	500 (96-2610)	5	122 (21-701)	7	104 (24-462)	8	0.46 (0.1-1.9)	12
kwik							0.0018 (0.0007-0.0049)	11
lood	568 (205-1576)	6	128 (29-559)	10	101 (28-359)	11	0.09 (0.02-0.3)	11
nikkel			8.3 (1.7-41)	5	13.7 (4.1-46)	7	0.81 (0.37-1.8)	16
zink	97.0 (44-215)	7	75.7 (32-178)	7	142 (87-232)	15	0.56 (0.10-3.08)	6

Tabel 5.7 HC₅₀-waarden van experimenten in voedingsoplossingen, K_p's en partitie-HC₅₀'s voor metalen op basis van waarden van Verbruggen *et al.* (1e kolommen, grijs) en Crommentuijn (2^e kolommen)

metaal	HC ₅₀ (mg/l)	logK _p (l/kg)		partitie-HC ₅₀ (mg/kg)		ratio partitie-HC ₅₀ /HC ₅₀ direct (optie C)	
arsen	0.0074	3.26	2.28	13.5	1.4	0.45	0.05
cadmium	0.09	3.41	2.30	231	18	31	2.4
chrom	0.16	3.68	2.04	766	17.5	94	2.1
koper	0.46	3.33	2.99	983	450	9.5	4.3
kwik	0.0018	3.88	2.23	13.7	0.3	n.v.t.	n.v.t.
lood	0.09	4.56	3.28	3268	171	50	2.6
nikkel	0.81	3.30	2.08	1616	97	118	7
zink	0.56	3.41	2.20	1439	89	9	0.55

Met uitzondering van de partitie-HC₅₀ voor arsen liggen alle waarden aanzienlijk hoger (factor 9 tot 118) dan de directe HC₅₀ (op basis van ongecorrigeerde gegevens, kolom C). De voor de partitie-HC₅₀ gebruikte logK_p's (grijze kolom) liggen hoger dan de tot nu toe gehanteerde logK_p's (Crommentuijn *et al.*, 1997; Otte *et al.*, 2001). De logK_p's weergegeven in de tweede kolom, leiden tot partitie-HC₅₀'s die een factor 2 tot 7 hoger liggen dan de directe HC₅₀ voor bodem, alleen voor arsen en zink liggen de partitie-HC₅₀'s lager dan de directe HC₅₀ voor bodem. De keuze van de K_p is dus sterk bepalend en introduceert een aanzienlijke onzekerheid in de afgeleide waarde. Dit komt door de sterke (ruimtelijke) variatie en de aard van de verontreiniging.

5.7 Vergelijk HC₅₀-planten met generieke HC₅₀

5.7.1 Algemeen

Het zoeken naar nieuwe toxiciteitsgegevens voor planten heeft vooral nieuwe NOEC's opgeleverd waarbij wel het organisch stofgehalte, maar geen lutumgehalte was vermeld. In principe gaat de voorkeur uit naar een HC₅₀ gebaseerd op het grootste aantal gegevens (de HC₅₀ niet gecorrigeerd voor het lutum- en humusgehalte, optie C). Reden hiervoor is dat een groter aantal gegevens beschikbaar is (lagere onzekerheid) en er vaak geen grote verschillen zijn tussen genormaliseerde en niet-genormaliseerde concentraties per soort (zie Tabel 5.4). Door voldoende gegevens uit bodemtoetsen hoeft ook niet teruggevallen te worden op een partitie-HC₅₀, die alleen voor een ruwe schatting geschikt wordt gevonden (Van Beelen *et al.*, 2001). Alleen voor kwik is de partitie-HC₅₀ vermeld, aangezien maar 1 NOEC uit bodemexperimenten beschikbaar was.

In Tabel 5.10 zijn de afgeleide HC₅₀-waarden voor planten (voor optie A, B en C) gezet naast de herziene algemene HC₅₀, de huidige algemene HC₅₀ en de fytoxiciteit in de LAC-sigitaalwaarde. Ten opzichte van de LAC-sigitaalwaarde voor fytoxiciteit (mede basis voor de BGW van functie 1) zijn de afgeleide waarden voor arsen, cadmium, koper, nikkel en zink in overeenstemming met de waarden genoemd voor zand en klei bij deze de LAC-sigitaalwaarden (LNV, 1991). Voor chrom en lood ligt deze waarde resp. veel en iets lager dan de LAC-sigitaalwaarde. Voor kwik bestaat geen waarde voor fytoxiciteit binnen LAC-sigitaalwaarden.

Ten opzichte van de huidige HC₅₀-waarden (mede de basis voor de BGW) zijn de hier afgeleide waarden voor arsen, cadmium en kwik in dezelfde orde-grootte. Voor chrom, koper, lood, nikkel en zink liggen de hier afgeleide HC₅₀-waarden voor planten lager dan de huidige HC₅₀ waarden; de HC₅₀-planten voor chrom ligt veel lager dan deze HC₅₀ (factor 29). Dit wordt veroorzaakt door de toevoeging van enkele NOEC-waarden voor 4

plantensoorten die veel lager zijn dan de NOEC-waarden voor 'grain species' die tot nu toe zijn gebruikt voor het afleiden van de HC₅₀. Overigens worden de verschillen kleiner doordat het achtergrondgehalte (C_b) bij de HC₅₀-planten wordt opgeteld.

Ten opzichte van de herziene HC₅₀-waarden zijn de HC₅₀-planten (rekening houdend met het achtergrondgehalte, C_b) voor cadmium, koper en zink in dezelfde orde-grootte. Voor arseen, chroom, kwik, lood en nikkel liggen de hier afgeleide HC₅₀-planten lager dan de huidige HC₅₀-waarden; de HC₅₀-planten voor chroom ligt hier slechts een factor 2 lager, aangezien het achtergrondgehalte is meegenomen.

In bijlage 5-2 is per stof aangegeven wat de oorzaken zijn van de verschillen tussen de hier afgeleide HC₅₀-planten en de herziene HC₅₀-waarden (Verbruggen *et al.*, 2001).

Tabel 5.8 HC₅₀-waarden planten (met LL en UL), herziene HC₅₀-waarden (Verbruggen *et al.*, 2001), huidige HC₅₀ waarden en LAC-signaalwaarde fytotoxiciteit voor metalen (mg/kg)

metaal	HC ₅₀ planten excl. C _b (vet= waarde < HC ₅₀ herzien)			HC ₅₀ herzien excl. C _b (Verbruggen, 2001)	C _b	HC ₅₀ huidig (VROM, 2000)	LAC- signaal- waarde fytotox. zand/ klei	inter- ventie- waarde (VROM, 2000)
	optie A. ¹	optie B. ¹	optie C. ¹					
arseen	50 (29-87)	48 (26-88)	33 (15-68)	56	29	40	30/ 50	55
cadmium	8 (1-60)	7.7 (5-11)	7.7 (5-11)	12	0,8	12	5/10	12
chroom	766 (EqP) (287-1914)	12 (1-156)	12 (2-70)	120	100	230	200/300	380
koper	500 (96-2610)	122 (21-701)	104 (24-462)	60	36	190	50/200	190
kwik	13.7 (EqP) (5.3-37)	13.7 (EqP) (5.3-37)	13.7 (EqP) (5.3-37)	36	0.3	10	-	10
lood	568 (205-1576)	128 (29-559)	101 (28-359)	495	85	290	500/800	530
nikkel	1616(EqP) (738-3591)	8.3 (1,7-41)	14 (4-46)	65	35	210	15/50	210
zink	97 (44-215)	76 (32-178)	142 (87-232)	210	140	720	100/350	720

¹ optie A= alleen toxiciteitsgegevens waarvoor humus- (H) en lutumgehalte (L) bekend; optie B: toxiciteitsgegevens waarvoor minimaal humusgehalte bekend; optie C: toxiciteits-gegevens waarvoor geen bodemeigenschappen zijn vastgelegd of niet voor L en H is gecorrigeerd

5.7.2 Vergelijk fytotoxiciteit met algemeen ecologisch criterium

Om na te gaan of de in Tabel 5.8 opgenomen waarden voor fytotoxiciteit (optie A, B en C) significant verschillen van de gegevens voor de andere bodemorganismen gebruikt voor de afleiding van de herziene HC₅₀ (Verbruggen *et al.*, 2001), is een t-test uitgevoerd tussen beide data sets (zie Tabel 5.9) om na te gaan hoe waarschijnlijk het is dat gegevens uit dezelfde verzameling afkomstig kunnen zijn. Deze t-test kan slechts voor 4 metalen worden uitgevoerd aangezien voor de andere metalen onvoldoende gegevens voor andere soorten (niet-planten) in de dataset zitten om deze test uit te voeren. Kanttekening bij deze test is dat (voor optie B en C) niet genormaliseerde data (van planten) worden vergeleken met genormaliseerde data.

Uit de resultaten van de test blijkt dat, als alle NOEC data (zodanig het geometrisch gemiddelde voor het gevoeligste eindpunt per soort) worden getoetst er voor dataset A alleen een significant verschil is tussen de datasets voor zink (P<0.05). Voor de grotere

databestanden (dataset B of C), waarbij de gegevens gedeeltelijk/niet gecorrigeerd worden voor het bodemtype, blijkt er statistisch onvoldoende verschil om voldoende zeker te kunnen zijn van verschillen in gevoeligheid tussen planten en overige bodemorganismen. Hieruit zou de conclusie getrokken kunnen worden dat het niet zinvol is een afzonderlijke waarde voor fytoxiciteit af te leiden.

Een andere benadering is na te gaan of de range rond de HC₅₀-planten (tussen LL en UL uit Tabel 5.6) al dan niet de herziene HC₅₀ voor alle organismen omvat. Als de puntwaarde van de generieke HC₅₀ niet valt binnen de range kan dat reden zijn een aparte waarde voor fytoxiciteit te hanteren. In optie C is dat het geval voor cadmium, chroom, lood en nikkel. In optie B is dit het geval voor cadmium, lood, nikkel en zink.

Tabel 5.9 Resultaat t-test met dataset NOEC fytoxiciteit (optie A, B en C) en dataset overige organismen voor de metalen

Metaal	t-test dataset A	t-test dataset B	t-test dataset C	Aantal NOEC's in dataset (vet = basis van herziene HC ₅₀)		
	NOEC per soort	NOEC per soort	NOEC per soort	Macro-phyta	Andere soorten	Processen
Arseen	n.v.t.			2	1	20
Cadmium	P=0.13	P=0.38	P=0.31	3	10	70
Chroom	n.v.t.			1	1	37
Koper	P=0.27	P=0.92	P=0.86	4	8	87
Lood	P=0.62	P=0.84	P=0.25	6	7	39
Kwik	n.v.t.			0	1	18
Nikkel	n.v.t.			0	1	2
Zink	P=0.032	P=0.15	P=0.18	4	3	27

5.8 Conclusie

Ingaand op de vraag of de toegepaste *LAC-sigitaalwaarden* gebaseerd op fytoxiciteit bijgesteld moeten worden door nieuwe risicogrenzen voor fytoxiciteit kan geconcludeerd worden dat, uitgaande van de meest complete dataset (C), de waarden voor chroom en lood naar beneden bijgesteld moeten worden en voor kwik een waarde opgenomen kan worden.

Ingaand op de vraag of een aparte waarde voor fytoxiciteit gehandhaafd moet blijven of dat dit afgedekt wordt door het algemene ecologische criterium geldt het volgende. Bij voldoende gegevens voor zowel planten als andere organismen (dit geldt alleen voor cadmium, koper, lood en zink) kunnen de datasets met een t-toets vergeleken worden. Voor de andere 4 metalen zijn te weinig gegevens voor deze toets. Alleen voor *zink* is de HC₅₀-planten (dataset A) significant lager dan de HC₅₀ voor andere organismen. Voor de andere stoffen en andere datasets bestaat geen verschil. Dit zou reden zijn alle toxiciteitsgegevens voor organismen samen te voegen en een nieuwe HC₅₀ te berekenen.

Wanneer echter voor de grootste dataset (optie C uit Tabel 5.8) naar het betrouwbaarheidsinterval rond de HC₅₀-planten wordt gekeken en deze vergeleken wordt met (de puntwaarde van) de herziene HC₅₀, valt voor *cadmium*, *chroom*, *lood* en *nikkel* deze range geheel beneden die waarde en is er aanleiding t.b.v. de fytoxiciteit voor planten voor de afleiding van de BGW deze lagere waarde te hanteren.

De risicogrenzen afgeleid via evenwichtspartitie lijken, gezien de verschillen met de waarden direct voor bodem minder betrouwbaar, doordat de onzekere K_p de risicogrenzen beïnvloedt.

6. Consequenties criterium doorvergiftiging

6.1 Inleiding

Als gebruikseis voor clusters I, II en IV is gesteld dat er geen risico's vanwege doorvergiftiging zouden moeten zijn (Lijzen *et al.*, 1999). Beleidsmatig is voor cluster I als bodemkwaliteitseis gesteld dat geen onacceptabele risico's voor doorvergiftiging (kans op effecten hoger in de voedselketen) bestaan. Deze eis is momenteel niet uitgewerkt voor de afleiding van BGW's. Methodieken gericht op het MTR-niveau zijn hiervoor wel ontwikkeld en beschikbaar (in het project 'Integrale normstelling stoffen'). Dit werd in het BEVER-kader beleidsmatig te streng bevonden. Een uitwerking op HC₅₀-niveau was niet beschikbaar (Lijzen *et al.*, 1999). In dit hoofdstuk wordt aangegeven tot welke bodemkwaliteitscriteria uitwerking hiervan zou leiden (op basis van 'beschikbare' gegevens zonder aanvullend literatuuronderzoek). Dit moet tot de conclusie leiden of het meenemen van een criterium voor doorvergiftiging tot aanpassing van de BGW moet leiden.

Met doorvergiftiging wordt het accumuleren van toxische stoffen via de voedselketen, oftewel bioaccumulatie bedoeld. Het kan echter ook zo zijn dat er geen bioaccumulatie van een contaminant optreedt binnen een voedselketen, waardoor dieren uit hogere trofische niveaus een lagere concentratie bevatten dan dieren uit lagere niveaus. Als de dieren uit de hogere trofische niveaus echter gevoeliger zijn voor die bepaalde stof dan hun prooi, dan kan deze lagere concentratie alsnog toxisch zijn voor deze dieren, en is er toch sprake van doorvergiftiging.

6.2 Andere kaders van normstelling en doorvergiftiging

Bij de afleiding van interventiewaarden wordt de SRC_{eco} (Serious Risk Concentration) als ecotoxicologisch criterium gebruikt (Verbruggen *et al.*, 2001). De SRC_{eco} is gelijk aan het geometrisch gemiddelde van de chronische NOEC. Afhankelijk van de hoeveelheid gegevens, wordt een vergelijk met acute toxiciteitsdata en de evenwichtspartitie methode gemaakt. Omdat zware metalen ook van nature voorkomen in de bodem wordt voor deze groep in eerste instantie een SRA_{eco} (Serious Risk Addition) bepaald. Deze parameter staat voor de maximale concentratie die op dit beschermingsniveau mag worden toegevoegd aan de achtergrondconcentratie (C_b). Hierbij wordt dan de achtergrondconcentratie (C_b) opgeteld, hetgeen resulteert in de SRC_{eco}.

In het kader van het project 'Integrale Normstelling Stoffen' wordt het maximaal toelaatbaar risico (MTR) afgeleid. Dit gebeurt met behulp van extrapolatiefactoren (toegepast op de laagste NOEC of L(E)C₅₀) of door middel van een statistische extrapolatiemethode (Aldenberg en Jaworska, 2000), afhankelijk van de hoeveelheid gegevens. Via laatstgenoemde statistische methode wordt een zogenaamde HC₅ bepaald. Hierbij wordt aangenomen dat alle dieren in een ecosysteem beschermd worden door het 5-percentiel van de verdeling van alle NOEC waarden te gebruiken. Voor de metalen wordt in eerste instantie een MTT (Maximaal Toelaatbare Toevoeging) uitgerekend, in analogie met de SRA_{eco}. Sommering van C_b en MTT geeft dan de MTR.

Het verschil per kader van normstelling of er rekening wordt gehouden met de eventuele risico's van doorvergiftiging. Bij de afleiding van interventiewaarden worden eventuele consequenties van doorvergiftiging niet meegenomen. Indien relevant kan een geval overigens wel als ernstig worden bestempeld op basis van deze risico's. Deze overweging is gebaseerd op het feit dat het oppervlak van de ernstig verontreinigde locaties vaak beperkt in omvang is, en de hogere predatoren veelal over een groter gebied dan alleen het vervuilde

gebied foerageren (Lijzen *et al.*, 2001). Lagere predatoren met een kleine actieradius, zoals muizen en weidevogels, kunnen het grootste gedeelte van hun dieet wel uit een sterk verontreinigd gebied verkrijgen. Bij deze dieren kan doorvergiftiging wel een rol spelen (dit geldt vooral voor gebieden als de uiterwaarden).

Binnen andere kaders van normstelling wordt er wel rekening gehouden met doorvergiftiging via de voedselketen. In 2000 zijn de MTR-waarden voor doorvergiftiging voor de zware metalen cadmium, koper en kwik geëvalueerd (Smit *et al.*, 2000). Hierbij is rekening gehouden met de achtergrondwaarden van deze metalen in het milieu en er zijn alleen BSAF's afkomstig uit veldexperimenten gebruikt. In 1994 is bij het afleiden van Maximale Toelaatbare Risico's (MTR's) binnen het programma 'Integrale Normstelling Stoffen' voor onder andere aldrin, dieldrin, endrin, cadmium, koper, DDT/DDE/DDD en kwik een $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ berekend (Van der Plassche, 1994). Hierbij is voor het terrestrische milieu uitgegaan van de route:

Bodem → *regenworm* → *wormetende vogel of zoogdier*

Om bij berekening van de MTR rekening te houden met doorvergiftiging wordt de volgende formule gebruikt om de studies om te rekenen naar een concentratie in bodem ($NOEC_{\text{bodem}}$) (Smit *et al.*, 2000):

$$NOEC_{\text{bodem}} (\text{mg/kg drooggewicht}) = \frac{NOEC_{\text{vogel, zoogdier}} (\text{mg / kg voedsel})}{BSAF_{\text{worm}}} * \text{calorische correctie}$$

- De $NOEC_{\text{vogel, zoogdier}}$ (concentratie in mg/kg voedsel) zijn de individuele toxiciteitsgegevens van vogels en zoogdieren. Hierbij moet opgemerkt worden dat de soorten die in toxiciteitstoetsen gebruikt worden zelden of nooit wormetende vogels zijn.
- De calorische correctie wordt toegepast om voor de verschillen in calorische waarde tussen laboratoriumvoedsel en voedsel in het veld te corrigeren, aangezien het laboratoriumvoedsel in het algemeen van een betere kwaliteit is dan het voedsel in het veld. Deze correctiewaarden zijn echter over het algemeen niet goed onderbouwd. Voor de terrestrische voedselketen geldt een correctiefactor van 0,23 (Smit *et al.*, 2000).
- De $BSAF_{\text{worm}}$ (Biota to Soil Accumulation Factor, in kg drooggewicht bodem/kg natgewicht worm), geeft de verhouding weer tussen de concentratie van de betreffende stof in de worm en die in de bodem. Deze parameter kan bepaald worden uit laboratoriumexperimenten of veldgegevens. Alhoewel de kwaliteit en de betrouwbaarheid van laboratoriumexperimenten over het algemeen groter zijn dan voor veldexperimenten, wordt toch de voorkeur gegeven aan BSAF-waarden die bepaald zijn in het veld. Hiervoor zijn verschillende redenen. De belangrijkste reden is dat laboratoriumtesten over het algemeen relatief kort duren. In deze tijdsduur is vaak nog geen evenwicht opgetreden tussen verdeling van de stof in het medium (grond) en in het organisme. Dit kan een onderschatting van de BSAF tot gevolg hebben. Tevens blijken veel bodemorganismen in staat te zijn de concentratie van sommige zware metalen, zoals koper en zink, in hun lichaam te reguleren. Bij een toenemende concentratie aan zware metalen in de bodem blijft de concentratie in het organisme dan vrijwel gelijk. Omdat in laboratoriumexperimenten vaak hogere concentraties gebruikt worden, dan in het veld aanwezig zijn, kan dit tot gevolg hebben dat de BSAF wordt onderschat (Smit *et al.*, 2000). Tevens kan het zo zijn dat de beschikbaarheid van contaminanten in een laboratoriumexperiment hoger is dan in het veld. Dit kan weer een overschatting van de BSAF geven. Voor organische contaminanten blijkt de $BSAF_{\text{worm}}$ vooral afhankelijk te

zijn van het type grond en het vetgehalte van het organisme, en niet zozeer van de fysisch-chemische eigenschappen (K_{ow}) van de stof (Romijn *et al.*, 1994; Ma *et al.*, 1998).

6.3 Materiaal en methoden

Afhankelijk van het beschermingsniveau dat men kiest kan er bij doorvergiftiging voor 2 verschillende sporen gekozen worden. Spoor 1 is het bepalen van de $SRC_{doorvergiftiging}$. De $HC_{50}(NOEC_{vogel, zoogdier})$ (mg/kg voedsel) is gelijk aan het geometrisch gemiddelde van alle NOEC-waarden voor vogels en zoogdieren, die beschikbaar zijn. Deze methode is analoog aan de berekening van de HC_{50} bepaald bij de afleiding van de interventiewaarden (Verbruggen *et al.*, 2001). De $SRC_{doorvergiftiging}$ geeft in theorie het beschermingsniveau aan, waarbij 50% van de vogels en zoogdieren in een ecosysteem beschermd zijn. Acute toxiciteitsdata worden bij deze berekening buiten beschouwing gelaten. Spoor 2 is om analoog aan Smit *et al.* (2000) de $MTR_{doorvergiftiging}$ te berekenen.

Nieuwe methoden als het probabilistisch modelleren van doorvergiftiging via Monte-Carlo simulaties, zoals is gedaan voor onder andere PCB's en methyl-kwik (Moore *et al.*, 1999; Van Wezel *et al.*, 2000) zijn hier buiten beschouwing gelaten.

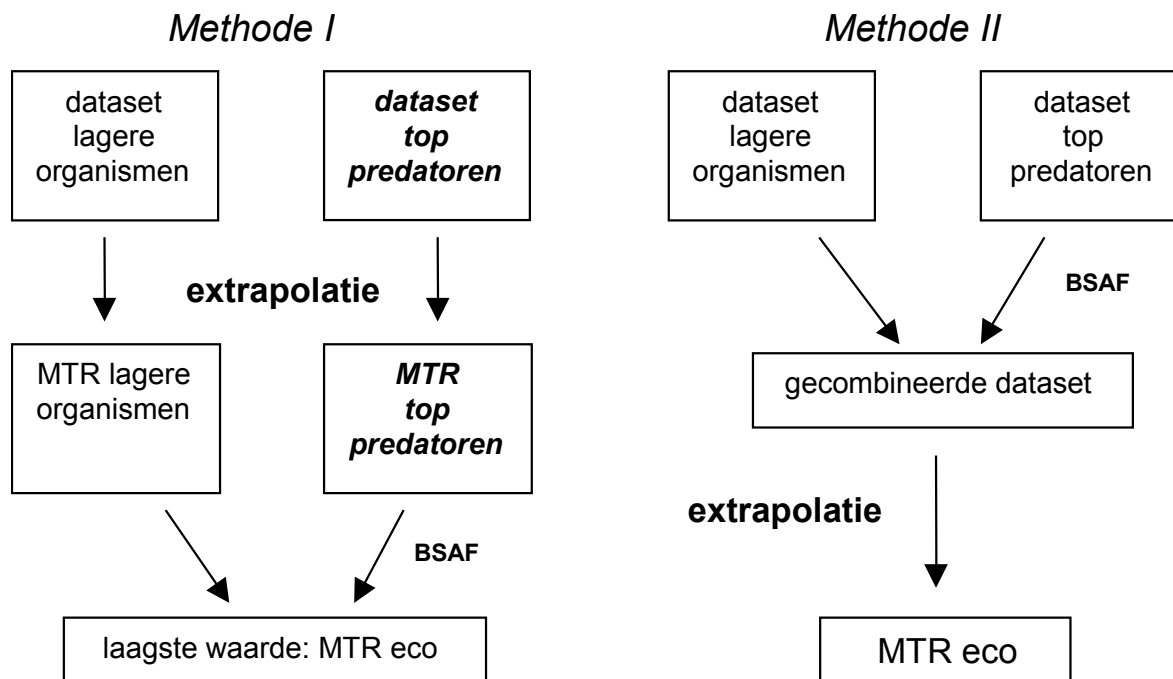
Voor de groep van zware metalen wordt de $MTT_{doorvergiftiging}$ en de $SRA_{doorvergiftiging}$ uitgerekend. Na optellen van de achtergrondgehalten (volgens Crommentuijn *et al.* (1997)) bij deze waarde resulteert dit in respectievelijk de $MTR_{doorvergiftiging}$ en de $SRC_{doorvergiftiging}$.

Er zijn op dit moment 2 gangbare methoden om het concept doorvergiftiging in normaflleiding op te nemen. In figuur 6.1 zijn beide methoden uitgewerkt. In de eerste methode wordt eerst zowel een norm voor lagere organismen als een norm voor predatoren afgeleid. De laagste waarde wordt dan als doorslaggevend beschouwd. In de tweede methode worden de dataset voor lagere organismen en predatoren samengevoegd en wordt er slechts één norm afgeleid. Omdat het in het kader van 'Integrale Normstelling Stoffen' is geadviseerd om slechts één norm af te leiden, wordt deze methode in dit rapport gebruikt. Daar beide methoden een generieke benadering hebben, zijn er ook enkele kanttekeningen bij te plaatsen:

- In beide methoden wordt geen rekening gehouden met de specifieke voedselkeuze van de predatoren uit de dataset, maar wordt er vanuit gegaan dat het grootste deel van hun dieet uit worm bestaat. Voor sommige soorten uit de dataset hoeft dit niet het geval te zijn.
- Tevens zijn eventueel overgevoelige soorten of rassen meegenomen in de berekeningen. Van bepaalde schaperassen is bijvoorbeeld bekend dat zij overgevoelig zijn voor koper, hetgeen de relatief lage NOEC-waarden voor deze schapen in onze dataset zou kunnen verklaren.

In de volgende paragrafen wordt per stof de berekening van de bijbehorende $SRC_{doorvergiftiging}$ -waarden behandeld en vergeleken met de recent herziene SRC_{eco} -waarden uit Verbruggen *et al.* (2001), die gelden voor directe toxiciteit. Op deze wijze kan bepaald worden of doorvergiftiging een extra risico betekent voor de betreffende stoffen. Per stof is ook aangegeven of er significante verschillen zijn in de naar standaardbodem omgerekende NOEC's voor directe toxiciteit enerzijds en doorvergiftiging anderzijds.

Tevens is ook de $MTR_{doorvergiftiging}$ voor iedere afzonderlijke stof bepaald. In een later stadium zal bepaald worden welke van de 2 parameters gebruikt zal worden voor een verdere invulling van het concept 'doorvergiftiging' bij BGW's. Tabel 6.1 geeft een overzicht van de berekende waarden.



Figuur 6.1 Methoden om doorvergiftiging op te nemen in de normafleiding (in dit geval MTR). Methode I: directe blootstelling en doorvergiftiging worden apart behandeld. Methode II: gegevens voor directe blootstelling en doorvergiftiging worden gecombineerd.

6.4 Resultaten

Cadmium

Recent is de $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ voor cadmium bepaald (Smit *et al.*, 2000). Voor cadmium bleek de $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ 0,84 mg/kg te bedragen, inclusief de achtergrondwaarde van 0,8 mg/kg. Deze waarde is bepaald met behulp van statistische extrapolatie met alleen de gegevens voor vogels en zoogdieren.

Het meetkundig gemiddelde van de sets voor vogels en zoogdieren (Smit *et al.*, 2000, Tabel 6.2) en voor directe toxiciteit (Verbruggen *et al.*, 2001) is significant verschillend ($P=0,001$; het verschil in variantie is niet significant: $P=0,37$). Wanneer beide sets worden gecombineerd ontstaat een set die echter wel aan een log-normale verdeling voldoet, waarin vogels en zoogdieren de meest gevoelige groepen zijn. De $SRA_{\text{doorvergiftiging}}$ voor cadmium is op basis van deze gecombineerde set berekend volgens Aldenberg en Jaworska (2000). De bijbehorende mediane BSAF is uit het rapport van Smit *et al.* (2000) afkomstig en bedraagt 3,79 ($n=147$). De $SRA_{\text{doorvergiftiging}}$ bedraagt 3,7 mg/kg. Rekening houdend met een achtergrondwaarde van 0,8 mg/kg komt dit neer op een $SR_{\text{C}}_{\text{doorvergiftiging}}$ van 4,5 mg/kg, hetgeen lager is dan de recent afgeleide SR_{Ceco} (13 mg/kg). Op basis van de gecombineerde set is de $MTT_{\text{doorvergiftiging}}$ 0,10 mg/kg, hetgeen op een $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ neerkomt van 0,90 mg/kg. De afgeleide MTT voor cadmium op basis van directe toxiciteitsgegevens was 0,79 mg/kg. Doorvergiftiging zorgt voor een toegevoegd risico voor cadmium. De betreffende gegevens staan vermeld in Tabel 6.2.

Koper

Ook voor koper is de $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ recent bepaald (Smit *et al.*, 2000) met behulp van statistische extrapolatie met alleen de gegevens voor vogels en zoogdieren. Deze waarde viel hoger uit dan de huidige MTR, hetgeen veroorzaakt wordt door het meenemen van effecten op microbiële activiteit bij het huidige MTR.

Het meetkundig gemiddelde van de sets voor vogels en zoogdieren (Smit *et al.*, 2000) en voor directe toxiciteit (Verbruggen *et al.*, 2001) is vrijwel gelijk ($P=0.78$; er is geen statistisch verschil in de variantie van beide sets: $P=0.44$). Wanneer beide sets worden gecombineerd ontstaat een set die aan een log-normale verdeling voldoet. De $SRA_{\text{doorvergiftiging}}$ voor koper op basis van deze gecombineerde set is berekend volgens Aldenberg en Jaworska (2000) met dezelfde BSAF-waarden als gebruikt voor de $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ (zie Tabel 6.3). De mediane BSAF bedroeg 0,09 ($n=170$) (Smit *et al.*, 2000). De resulterende $SRA_{\text{doorvergiftiging}}$ bedraagt 280 mg/kg. Rekening houdend met een achtergrondgehalte van koper van 36 mg/kg, komt dit neer op een $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ van 320 mg/kg, hetgeen hoger is dan de recent herziene SRC_{eco} van 96 mg/kg gebaseerd op processen. De SCR gebaseerd op terrestrische soorten zou echter een vergelijkbaar getal opleveren van 340 mg/kg (Verbruggen *et al.*, 2001). De $MTT_{\text{doorvergiftiging}}$ gebaseerd op de gecombineerde set is 25 mg/kg hetgeen neerkomt op een $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ van 61 mg/kg. Deze waarde is gelijk aan de MTR gebaseerd op terrestrische soorten (Verbruggen *et al.*, 2001). De huidige MTR voor processen van 39,5 mg/kg is veel lager. Doorvergiftiging lijkt voor koper geen extra risico in te houden. Dit houdt ook verband met het feit dat koper een essentieel metaal is en opname gereguleerd wordt.

Kwik en methyl-kwik

Kwik kan in verschillende chemische vormen voorkomen. Methyl-kwik blijkt hiervan de meest toxische vorm te zijn. Alhoewel methylering van kwik voornamelijk plaats vindt in sedimenten, wordt methyl-kwik ook in bodemorganismen aangetroffen. Daarom worden er voor zowel anorganisch kwik als methyl-kwik aparte waarden afgeleid. Voor beide vormen zijn recent $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ -waarden bepaald (Smit *et al.*, 2000) door middel van statistische extrapolatie met alleen de gegevens voor vogels en zoogdieren. Voor anorganisch kwik is de hoeveelheid NOEC gegevens voor vogels en zoogdieren schaars ($n=5$). De $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ -waarden bedragen 0,86 en 0,44 mg/kg, respectievelijk voor anorganisch kwik en methyl-kwik.

Voor anorganisch kwik zijn geen studies met terrestrische organismen beschikbaar, voor methylkwik slechts 1 studie (Verbruggen *et al.*, 2001). Voor doorvergiftiging zijn de gegevens uit Smit *et al.* (2000) gebruikt. Het geometrisch gemiddelde van de sets van alle NOEC's is 4,6 mg/kg voor anorganisch kwik en 0,90 mg/kg voor methylkwik. Voor beide vormen wordt de achtergrondconcentratie op 0,3 mg/kg gezet. Voor anorganisch kwik wordt de $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ 4,9 mg/kg, hetgeen lager is dan de recent herziene SRC_{eco} (36 mg/kg) die op NOEC's voor terrestrische processen is gebaseerd. Voor methylkwik wordt de $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ 1,2 mg/kg. Ook dit is lager dan de herziene SRC_{eco} (4,0 mg/kg) die op 1 NOEC voor een terrestrische soort is gebaseerd.

Gezien het feit dat er in deze gevallen maar 2 (vogels, zoogdieren) of 3 (+ annelida) taxonomische groepen aanwezig zijn, zou statistische extrapolatie niet mogen worden toegepast. Omdat de BSAF voor kwik laag is, is het ook niet bij voorbaat aannemelijk dat vogels en zoogdieren de meest gevoelige taxonomische groepen zouden zijn. Daarom is een extrapolatiefactor van 10 op de laagste NOEC gebruikt voor de MTT. Voor anorganisch kwik is de $MTT_{\text{doorvergiftiging}}$ 0,082 mg/kg en voor methylkwik 0,018 mg/kg. Deze waarden liggen in de buurt van de ondergrens van het 90%-betrouwbaarheidsinterval van de HC_5 , gebaseerd op dezelfde gegevens.

Doorvergiftiging lijkt voor kwik een toegevoegd risico te hebben. Een goede vergelijking is echter niet mogelijk. Het aantal terrestrische directe toxiciteitsgegevens is te klein om dit goed te kunnen beoordelen. Voor anorganische kwik zijn alleen maar gegevens beschikbaar voor terrestrische processen, en voor methylkwik slechts voor 1 terrestrische soort, die in de gecombineerde set op het 90-percentiel uit zou komen. Van een uitbijter in de gecombineerde set is hier dus zeker geen sprake. De betreffende gegevens staan vermeld in Tabel 6.4 en Tabel 6.5.

Lood

De $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ en $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ voor lood zijn berekend volgens Aldenberg en Jaworska (2000) op basis van de gecombineerde dataset met behulp van NOEC-waarden voor vogels en zoogdieren afkomstig uit Spurgeon and Hopkin (1996) (zie Tabel 6.6) en de gegevens voor directe terrestrische toxiciteit uit Verbruggen *et al.* (2001). De gebruikte mediane $BSAF_{\text{worm}}$ voor lood, afkomstig uit Sample *et al.* (1999), is 0,23 (n=15). Er zijn geen significante verschillen in het meetkundig gemiddelde ($P=0,84$) en de variantie ($P=0,16$) van beide sets. De gegevens van de gecombineerde set zijn echter niet log-normaal verdeeld ($P<0,05$). Gezien het bovenstaande kan echter aangenomen dat dit effect berust op een toevallige verdeling van de gegevens. Opvallend hierin is wel het opmerkelijke verschil tussen de gemiddelde waarde voor zoogdieren en vogels ($P=0,018$), wat deels ten grondslag ligt aan de slechte fit.

De $MTT_{\text{doorvergiftiging}}$ bedraagt 50 mg/kg. Rekening houdend met een achtergrondgehalte voor lood van 85 mg/kg komt dit neer op een $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ van 140 mg/kg. De herziene $MTT_{\text{doorvergiftiging}}$ voor terrestrische soorten is 55 mg/kg en is dus vrijwel gelijk aan de $MTT_{\text{doorvergiftiging}}$. De $SRA_{\text{doorvergiftiging}}$ bedraagt 470 mg/kg, de $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ 550 mg/kg. Dit is vrijwel gelijk aan de recent afgeleide SRC_{eco} voor lood (580 mg/kg). Dit duidt er op dat doorvergiftiging waarschijnlijk geen extra risico voor lood met zich meebrengt.

Arseen

Er zijn geen NOEC-waarden beschikbaar voor vogels en zoogdieren voor arseen. Het berekenen van een $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ of $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ is daarom niet mogelijk. De $BSAF_{\text{worm}}$ is afgeleid uit een review, waarin $BSAF$'s voor regenwormen uit veldstudies zijn verzameld en geanalyseerd (Sample *et al.*, 1999). De mediane $BSAF_{\text{worm}}$ voor arseen bedraagt 0,24 (n=36), hetgeen er op duidt dat er waarschijnlijk geen bioaccumulatie plaatsvindt. Dit wordt bevestigd door veldgegevens. Bos- en veldmuizen in een met arseen vervuild gebied bleken een lagere concentratie arseen in hun organen te hebben dan in hun dieet (Erry *et al.*, 2000). Van doorvergiftiging lijkt ook geen sprake, daar roofvogels uit dit gebied in dusdanig lage mate arseen accumuleren, dat toxische effecten uit te sluiten lijken (Erry *et al.*, 1999). Veldmuizen en uilen in de directe nabijheid van een ijzersmelter bevatten wel hogere arseengehalten in hun lever in vergelijking met hun dieet. Deze concentraties waren veel lager dan de effectconcentraties. Verder weg van de ijzersmelter bleek er geen bioaccumulatie meer op te treden (Hörnfeldt en Nyholm, 1996).

Chroom

Er zijn geen NOEC-waarden beschikbaar voor vogels en zoogdieren voor chroom. Het berekenen van een $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ of $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ is daarom niet mogelijk. Ook voor chroom is de mediane $BSAF_{\text{worm}}$ uit de literatuur kleiner dan 1, namelijk 0,16 (n=48) (Sample *et al.*, 1999), er op duidend dat er geen bioaccumulatie optreedt. In een literatuurstudie werd geconcludeerd dat er geen indicatie is voor bioaccumulatie in de terrestrische voedselketen (Kimbrough *et al.*, 1999).

Nikkel

Er zijn geen NOEC-waarden voor vogels en zoogdieren beschikbaar voor nikkel, en er kan daarom geen $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ of $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ berekend worden. De mediane $BSAF_{\text{worm}}$ voor nikkel is kleiner dan 1, namelijk 0,78 (n=17) (Sample *et al.*, 1999). Voor nikkel wordt er dan ook geen risico op bioaccumulatie verondersteld. Dit wordt bevestigd door veldgegevens. Wormen, afkomstig uit de uiterwaarden van de Rijn, bevatten een lagere concentratie aan nikkel dan de grond, waaruit ze afkomstig zijn. Mollen uit hetzelfde gebied bevatten weer een lagere concentratie aan nikkel dan hun voedsel, de worm (Hendriks *et al.*, 1995).

Zink

Slechts weinig gegevens zijn aanwezig voor de toxiciteit van zink voor vogels en zoogdieren (zie Tabel 6.7). De mediane BSAF_{worm} voor zink is 3,78 (n=123) (Sample *et al.*, 1999). Deze gegevens leidden tot een meetkundig gemiddelde NOEC in bodem, die significant lager is dan die van de direct terrestrische gegevens (Verbruggen *et al.*, 2001) (P=0.0030; de variantie in beide sets is vergelijkbaar: P=0,40). Wanneer beide sets echter worden gecombineerd, ontstaat een set die aan een log-normale verdeling voldoet. Met behulp van statistische extrapolatie (Aldenberg en Jaworska, 2000) levert de gezamenlijke dataset een SRA_{doorvergiftiging} op van 230 mg/kg en een MTT_{doorvergiftiging} van 40 mg/kg. Na bijtelling van de achtergrondconcentratie van 140 mg/kg, komt dit neer op een SRC_{doorvergiftiging} van 370 mg/kg, en een MTR_{doorvergiftiging} van 180 mg/kg. De waarde van 370 mg/kg is iets hoger dan de herziene SRC_{eco} (350 mg/kg). Echter, deze waarde is gebaseerd op terrestrische processen. Voor terrestrische soorten zou een veel hogere SRC_{eco} van 530 mg/kg worden afgeleid en een MTR van 280 mg/kg. Als microbiële activiteit en enzym activiteit dus buiten beschouwing worden gelaten, heeft doorvergiftiging voor zink dus zeker een toegevoegd risico.

Som PAK's

Uit de literatuur blijkt dat de BSAF voor regenwormen voor PAK's onafhankelijk blijkt te zijn van de K_{ow} (Ma *et al.*, 1998). Veel hogere organismen, waaronder kleine zoogdieren en vogels, zijn in staat om PAK's te metaboliseren en uit te scheiden. Dit leidt tot een lagere accumulatie. Er zijn geen gegevens beschikbaar van bioaccumulatie van PAK's in de voedselketen. Uit een veldstudie bleek dat regenwormen afkomstig uit PAK's bevattende bagger geen PAK's bevatten (Eijsackers *et al.*, 2001). In de evaluatie van de MTR's van PAK's (Kalf *et al.*, 1997) is er vanwege bovenstaande punten geen rekening gehouden met eventuele doorvergiftiging van PAK's. Het is echter wel bekend dat sommige PAK-metabolieten mutageen of carcinogeen kunnen zijn, en daardoor andere schadelijke effecten kunnen veroorzaken. Hier zijn echter ook weinig gegevens over bekend. Gezien de schaarste aan data en de grote metabolisatiesnelheid is doorvergiftiging voor PAK's waarschijnlijk minder relevant.

Som drins

De groep van drins bestaat uit de bestrijdingsmiddelen aldrin, dieldrin en endrin. Voor de afleiding van de doorvergiftigingsnormen wordt dezelfde procedure gevolgd als voor de afleiding van de SRC_{eco}-waarden voor deze groep (Verbruggen *et al.*, 2001).

In de praktijk wordt aldrin snel omgezet in dieldrin. Er is daarom een gezamenlijke SRC_{doorvergiftiging} en MTR_{doorvergiftiging} voor aldrin en dieldrin berekend met behulp van NOEC-waarden van aldrin en dieldrin voor vogels en zoogdieren, afkomstig uit van der Plassche *et al.* (1994) (zie Tabel 6.8). Voor aldrin is geen BSAF bekend. De BSAF voor dieldrin is afkomstig uit Romijn *et al.* (1994) en heeft een gemiddelde waarde van 2,17 (n=35). De BSAF voor dieldrin wordt ook gebruikt voor aldrin, daar de fysisch-chemische verschillen tussen deze verbindingen niet erg groot zijn. Directe toxiciteitsgegevens zijn alleen voor aldrin beschikbaar (Verbruggen *et al.*, 2001). De het meetkundig gemiddelde van de gegevens voor doorvergiftiging is beduidend lager dan dat voor directe toxiciteit (P=0,00016; de variantie in beide sets is niet significant verschillend: P=0,092). De gecombineerde sets van directe toxiciteit en doorvergiftiging zijn normaal verdeeld. Uit statistische extrapolatie volgt een SRC_{doorvergiftiging} van 0,53 mg/kg en een MTR_{doorvergiftiging} van 0,011 mg/kg. Het meetkundig gemiddelde van de NOEC's voor directe toxiciteit is 19 mg/kg. De herziene SRC_{eco} van 0,22 mg/kg is echter gebaseerd op acute gegevens voor terrestrische soorten. Voor de herziene MTR van 0,050 mg/kg is een factor 10 toegepast op de laagste NOEC voor terrestrische soorten. De MTR_{doorvergiftiging} is dus duidelijk wel lager dan de MTR afgeleid uit

de gegevens voor terrestrische soorten. Concluderend lijkt het er dus op dat doorvergiftiging tot lagere waarden leidt dan directe terrestrische gegevens. Insecten, gerepresenteerd door alle acute toxiciteitsdata en de laagste chronische NOEC, lijken echter even gevoelig.

De $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ en $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ voor endrin zijn berekend met behulp van NOEC-waarden voor vogels en zoogdieren afkomstig uit Van der Plassche *et al.* (1994) (Tabel 6.9). Er is geen BSAF voor wormen beschikbaar voor endrin. Daar de fysisch-chemische eigenschappen van dieldrin en endrin vergelijkbaar zijn (Verbruggen *et al.*, 2001), worden de $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ en $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ berekend met behulp van de BSAF van dieldrin. Directe chronische toxiciteitsdata voor endrin zijn niet aanwezig. De $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ wordt berekend uit het geometrisch gemiddelde van de gegevens voor vogels en zoogdieren en is 0.18 mg/kg. Gezien het feit dat er in deze gevallen maar 2 (vogels, zoogdieren) taxonomische groepen aanwezig zijn, mag statistische extrapolatie niet worden toegepast. Daarom is een extrapolatiefactor van 10 op de laagste NOEC gebruikt voor de MTR. De resulterende $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ is 0,0026 mg/kg. Deze waarde is hoger dan de ondergrens van de HC_5 , gebaseerd op dezelfde gegevens voor alleen zoogdieren en vogels.

Daar er behoefte is aan een som-waarde voor de groep van drins, worden de afzonderlijke waarden, analoog aan Verbruggen *et al.* (2000) bij elkaar opgeteld en gemiddeld. Dit levert een $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ -waarde van 0,31 mg/kg op, en een $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ van 0,0053 mg/kg.

Som DDT/DDE/DDD

Omdat zowel de fysisch/chemische eigenschappen als de toxiciteit van DDT en zijn metabolieten DDE en DDD een groot verschil vertonen, zou het wenselijk zijn om voor alle drie de verbindingen aparte normen af te leiden. Er zijn echter geen BSAF-waarden voor DDE en DDD bekend, hetgeen het afleiden van een $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ en een $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ onmogelijk maakt. Ook zijn er alleen maar toxiciteitswaarden voor vogels voor beide stoffen bekend. Dit levert een eenzijdig beeld van de toxiciteit van deze stoffen op, omdat vogels over het algemeen gevoeliger zijn dan zoogdieren. Omdat DDT veruit de meest toxische van de drie verbindingen is, wordt er alleen voor DDT een norm afgeleid.

De $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$ voor DDT is eerder berekend in van de Plassche *et al.* (1994). Er is toen echter met een 'default' BSAF gerekend. De in dit rapport gebruikte BSAF voor DDT is afkomstig uit Romijn *et al.* (1994) en heeft een waarde van 3,29 (n=23). Er zijn geen directe chronische toxiciteitsstudies beschikbaar (Verbruggen *et al.*, 2001). De nieuwe $MTR_{\text{doorvergiftiging}}$, berekend met NOEC-waarden voor vogels en zoogdieren, afkomstig uit Van der Plassche *et al.* (1994) komt hiermee op 0,0035 mg/kg, na toepassen van een extrapolatiefactor van 10 op de laagste NOEC. Dit is iets lager dan de ondergrens van de HC_5 berekend uit de waarden voor vogels en zoogdieren. De $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ voor DDT, gebruikmakend van dezelfde gegevens is gelijk aan het meetkundig gemiddelde en heeft een waarde van 1,1 mg/kg. Dit is in de buurt van de recent herziene HC_{50} -waarde voor DDT (1,0 mg/kg), berekend uit een acute toxiciteitsstudie met een terrestrisch insect. De betreffende gegevens staan in Tabel 6.10.

6.5 Discussie en conclusie

6.5.1 Vergelijking met de herziene SRC_{eco} waarden

De berekende $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ -waarden zijn voor cadmium, anorganisch kwik, methylkwik, lood en zink lager dan de herziene SRC_{eco} -waarden (Verbruggen *et al.*, 2001). Voor alle andere stoffen is de herziene $SRC_{\text{doorvergiftiging}}$ hoger (zie Tabel 6.1), bij de pesticiden is dit veelal het gevolg van het feit dat met name directe toxiciteitsgegevens aanwezig voor insecten, die een gevoelige taxonomische groep lijken te vormen.

Voor de metalen arseen, chroom en nikkel is geen definitieve conclusie te verbinden aan de gegevens, omdat er geen overzicht van NOEC-waarden van vogels en zoogdieren voor deze drie metalen beschikbaar is. Gezien de resultaten voor de andere metalen (behalve koper) als doorvergiftiging wordt meegenomen, lijkt het zinvol om de dataset voor deze metalen te evalueren.

Voor methyلكwik moet opgemerkt worden dat de SRC_{eco} is afgeleid uit slechts één (directe) toxiciteitswaarde, en daardoor veel onzekerheidsfactoren zijn toegepast. Voor berekening van de $SRC_{doorvergiftiging}$ voor methyلكwik is de dataset met toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren veel groter.

Volgens het Guidance Document (Traas *et al.*, 2001) wordt de voorkeur gegeven aan het samenvoegen van de directe toxiciteitgegevens en de toxiciteitsgegevens voor doorvergiftiging (mits deze statistisch niet verschillen, op basis van t-toets). Beleidsmatig wordt echter ook wel voor de laagste van beide gekozen.

6.5.2 Vergelijking met bestaande BGW

De berekende $SRC_{doorvergiftiging}$ zijn voor zink, DDT en de som van drins lager dan de bestaande BGW-waarden voor *cluster I*. Voor deze stoffen lijkt een herziening van de BGW op zijn plaats.

Worden de $MTR_{doorvergiftiging}$ -waarden met de BGW-waarden voor cluster I vergeleken, dan is in alle gevallen, behalve lood, dit MTR lager dan de BGW. Gezien de andere keuzes ligt een $MTR_{doorvergiftiging}$ echter niet voor de hand.

Een vergelijking tussen de $SRC_{doorvergiftiging}$ -waarden en de BGW's voor *cluster II* toont dat de SRC's voor cadmium, anorganisch kwik, zink, som DDT en som drins lager zijn dan de huidige BGW's.

Worden de $MTR_{doorvergiftiging}$ -waarden met de BGW-waarden voor cluster II vergeleken, dan is in alle gevallen dit MTR lager dan de BGW.

Beleidsmatig is doorvergiftiging momenteel niet van toepassing verklaard voor cluster II van bodemgebruik. Inhoudelijk zijn er niet direct argumenten om dit verschil tussen beide clusters van bodemgebruiksvormen te handhaven.

Tabel 6.1 Risicogrenzen voor stoffen waarvoor BGW's bestaan (in mg/kg d.s.). Voor toelichting zie tekst.

Stofnaam	BGW Cluster I	BGW Cluster II	SRC _{eco} huidig ^b	SRC _{eco} herzien ^b	BSAF	MTT _{incl.} doorvergiftiging	SRA _{incl.} doorvergiftiging	Cb ^e	MTR _{incl.} doorvergiftiging (incl C _b)	SRC _{incl.} doorvergiftiging (incl C _b)	SRC _{vogels} /zoogdieren (incl C _b)
Arseen	40	40	40	85	0,24 ^c	-	-	29	-	-	-
Cadmium ^g	1	12	12	13	2,10 ^a	0,10	3,7	0,8	0,9	4,5	1,6 ^g
Chroom	300	380	230	220	0,16 ^c	-	-	100	-	-	-
Koper	80	190	190	96	0,09 ^a	25	280	36	61	320	280
Kwik	2	10	10	36	0,28 ^a	0,082 ^f	4,6	0,3	0,4	4,9	4,9
Methyl-kwik	-	-	-	4,0	0,28 ^a	0,018 ^f	0,9	0,3	-	1,2	1,1
Lood	85	290	290	580	0,23 ^c	50	470	85	140	550	520
Nikkel	50	210	210	100	0,78 ^c	-	-	35	-	-	-
Zink ^g	350	720	720	350	3,78 ^c	40	230	140	180	270	210 ^g
Som 10-pak	2	40	40	-	-	-	-	-	-	-	-
DDT	2,5	4	4	1,0	3,29 ^d	-	-	-	0,0035 ^f	1,1	1,1
DDD	2,5	4	4	34	-	-	-	-	-	-	-
DDE	2,5	4	4	1,3	-	-	-	-	-	-	-
Aldrin/dieldrin ^g	-	-	-	0,22	2,17 ^d	-	-	-	0,011	0,53	0,2 ^g
Endrin	-	-	-	0,095	2,17 ^d	-	-	-	0,0026 ^f	0,18	0,17
SomDrins	0,2	4	4	0,14	2,17 ^d	-	-	-	0,0053	0,31	0,22

^a Smit *et al.*, 2000^b Verbruggen *et al.*, 2001^c Sample *et al.*, 1999^d Romijn *et al.*, 1994^e Crommentuijn *et al.*, 1997^f MTR_{doorvergiftiging} is berekend als de laagste NOEC gedeeld door 10 vanwege de aanwezigheid van minder dan 4 taxonomische groepen.^g Voor deze stoffen bestaat een significant verschil tussen de gevoeligheid voor doorvergiftiging van vogels en zoogdieren en directe toxiciteit voor bodemorganismen. Voor kwik, endrin en DDT zijn geen directe toxiciteitsgegevens beschikbaar en was een vergelijk niet mogelijk

Tabel 6.2 Toxiciteitsgegevens voor cadmium

Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	20,0
<i>Macaca mulatta</i>	rhesus monkey	3,0
<i>Ovis amon aries</i>	sheep	15,0
<i>Bos primigenius taurus</i>	cow	40,0
<i>Sus scrofa domesticus</i>	pig	44,0
Vogels		
<i>Meleagris galopavo</i>	turkey	0,20
<i>Anas platyrhynchos</i>	duck	1,60
<i>Gallus domesticus</i>	chicken	12,0
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanese quail	38,0
<i>Streptopelia risoria</i>	pigeon	1,90

Tabel 6.3 Toxiciteitsgegevens voor koper

Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	265
<i>Mus musculus</i>	mouse	40
<i>Sus scrofa domesticus</i>	pig	250
<i>Ovis amon aries</i>	sheep	10
Vogels		
<i>Anas platyrhynchos</i>	duck	285

Tabel 6.4 Toxiciteitsgegevens voor kwik

Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Mustela vision</i>	mink	7
<i>Mus musculus</i>	mouse	20
Vogels		
<i>Sturnus vulgaris</i>	European starling	1
<i>Gallus domesticus</i>	chicken	10
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanese quail	4

Tabel 6.5 Toxiciteitgegevens voor methyl-kwik

Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	0,43
<i>Mustela vision</i>	mink	1,14
<i>Mus musculus</i>	mouse	2,25
<i>Macaca spec.</i>	rhesus monkey	0,22
Vogels		
<i>Anas platyrhynchos</i>	duck	0,25
<i>Phasianus colchicus</i>	ring-necked pheasant	0,36
<i>Gallus domesticus</i>	chicken	0,56
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanese quail	1,7
<i>Poephila guttata</i>	zebra finch	2,7
<i>Buteo jamaicensis</i>	red-tailed hawk	2,8
<i>Colinus virginianus</i>	bobwhite quail	4,3

Tabel 6.6 Toxiciteitsgegevens voor lood

Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	1063
<i>Cavia porcellus</i>	cavia	2500
<i>Mus musculus</i>	mouse	3340
Vogels		
<i>Anas platyrhynchos</i>	duck	100
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanese quail	100
<i>Colinus virginianus</i>	bobwhite quail	1500
<i>Falco sparverius</i>	american kestrel	125
<i>Gallus domesticus</i>	chicken	74

Tabel 6.7 Toxiciteitsgegevens voor zink

Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	2236
<i>Felix catus</i>	kat	780
<i>Ovis amon aries</i>	schaap	750

Tabel 6.8 Toxiciteitsgegevens voor dieldrin en aldrin

Dieldrin		
Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Mus musculus</i>	mouse	1
<i>Macaca mulatta</i>	rhesus monkey	1
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	1,25
<i>Blarina brevicauda</i>	short-tailed shrew	5
<i>Canis domesticus</i>	dog	8
<i>Damaliscus dorcas</i>	gazelle	15
Vogels		
	quail	0,5
<i>Anas platyrhynchos</i>	duck	0,8
<i>Numida meleagris</i>	Helmeted Guineafowl	1,5
<i>Phasianus colchicus</i>	ring-necked pheasant	2
<i>Colinus virginianus</i>	bobwhite quail	2,5
<i>Gallus domesticus</i>	chicken	10
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanese quail	10
Aldrin		
Zoogdieren		
<i>Mus musculus</i>	mouse	3
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	1,25
<i>Oryctolagus cuniculis</i>	rabbit	40
<i>Canis domesticus</i>	dog	25
<i>Canis domesticus</i>	dog	3
Vogels		
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanese quail	0,05
<i>Phasianus colchicus</i>	ring-necked pheasant	0,5

Tabel 6.9 Toxiciteitsgegevens voor endrin

Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Mus musculus</i>	mouse	47
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	0,86
<i>Canis domesticus</i>	dog	3
Vogels		
<i>Anas platyrhynchos</i>	duck	3
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanese quail	0,25
<i>Otus asio</i>	screech owl	0,27
<i>Phasianus colchicus</i>	ring-necked pheasant	2

Tabel 6.10 Toxiciteitsgegevens voor DDT

Zoogdieren	Engelse naam	NOEC (mg/kg voedsel)
<i>Rattus norvegicus</i>	rat	20
<i>Mus musculus</i>	mouse	25
<i>Canis domesticus</i>	dog	400
<i>Macaca mulatta</i>	rhesus monkey	200
<i>Saimura sciureus</i>	common squirrel monkey	28
<i>Microtus pennsylvanicus</i>	meadow vole	100
Vogels		
<i>Streptopelia resoria</i>	ringed turtle-dove	0,50
<i>Gallus domesticus</i>	chicken	0,60
<i>Molothrus ater</i>	brown-headed cowbird	3,30
<i>Anas platyrhynchos</i>	duck	3,30
<i>Coturnix c. japonica</i>	japanese quail	10
<i>Colinus virginianus</i>	bobwhite quail	17
<i>Phasianus colchicus</i>	ring-necked pheasant	50

7. Criterium voor hergebruik van groenafval en kwaliteit strooisellaag

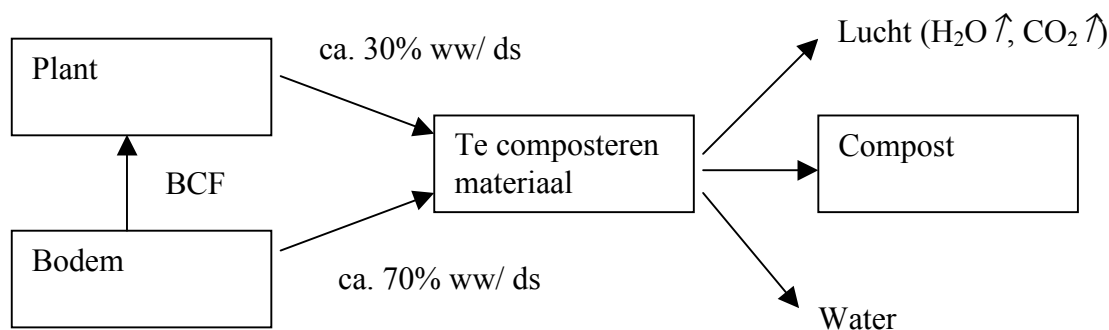
7.1 Inleiding

7.1.1 Achtergrond en doel

In het Besluit kwaliteit en gebruik Overige Organische Meststoffen (BOOM, 1998) zijn samenstellingseisen gesteld aan compost in de relatie tot de maximale concentraties metalen. Bij de afleiding van de BGW in (voor cluster I en II) is als gebruikseis gesteld dat de compost van gewassen afkomstig van de bodem (met BGW-kwaliteit) moet voldoen aan eisen van BOOM. (Lijzen *et al.* 1999). Hierbij gaat het in de eerste plaats om de eis voor ‘zeer schone compost’, d.w.z. compost die vrij is te verspreiden. Als de compost is geproduceerd van een bodem die aan de BGW-kwaliteit voldoet dient de compost vrij te verspreidbaar te zijn volgens BOOM. In de tweede plaats kan er volgens BOOM ook ‘compost’ (schone compost) worden toegepast met restricties voor de maximaal per jaar toepasbare hoeveelheid. Bij de hierna volgende afleidingen worden vergelijkingen gemaakt met de eisen voor ‘zeer schone compost’ en ‘schone compost’. In figuur 7.1 geeft schematisch de te beschouwen keten. Er is geen rekening gehouden met het feit dat plantenmateriaal van schone grond en verontreinigde grond samen in de composteringsketen terecht kunnen komen en verdunning op kan treden.

Doel van dit hoofdstuk is de consequentie van de BOOM-eis voor de gewenste bodemkwaliteit af te leiden, zo mogelijk als functie van het type bodem. Een eerste inschatting (Lijzen *et al.*, 1999) was dat deze eis in relatie tot compost niet beperkend zou zijn. Een nevenvraag is of er een accumulatie van metalen in de strooisellaag verwacht kan worden op basis van de te verwachten gehalten in het plantenmateriaal. Dit wordt in een aparte paragraaf behandeld (zie 7.5).

De compost bestaat voor een groot deel uit plantenmateriaal. Met de gegevens van het rapport ‘Accumulatie van metalen in planten als functie van bodemtype’ (Versluijs en Otte, 2001) zijn BCF-waarden en daarmee gehalten in de plant te berekenen als functie van bodemtype en totaalgehalte in de bodem. Samen met het plantmateriaal komt ook verontreinigd bodemmateriaal in de compost. Dit draagt ook bij aan de verontreiniging van de compost.



Figuur 7.1 Het te beschouwen proces van de productie van compost (zie paragraaf 3 voor verdere discussie van de vermelde fracties bodem- en plantenmateriaal)

7.1.2 Analyse vraagstelling

De oorspronkelijke vragen waren:

- A. *Als een locatie voldoet aan de BGW, voldoet dan de compost aan de eisen van BOOM voor schone compost of moet de voorgestelde BGW hiervoor aangepast worden?*
- B. *Is er accumulatie van metalen in de strooisellaag?*

Bij vraag A is het probleem dat compost wisselende hoeveelheden bodemdeeltjes (minerale deeltjes) kan bevatten. Er is sprake van variaties van 10 - 70% (zie paragraaf 7.3.1). Als men er vanuit gaat dat het bodemmateriaal dat in de compost terechtkomt net zo verontreinigd is als de bodem van de locatie, wordt het gehalte in de compost *sterk* beïnvloed door het bodemmateriaal. Er schijnt echter ook een praktijk te bestaan om een deels schone grond bij te mengen. Omdat de vraagstelling in de eerste plaats gericht was op de kwaliteit van het gecomposteerde plantenmateriaal is de volgende volgorde in de vraagstelling aangehouden:

- A1. *Als een locatie voldoet aan de BGW, voldoet dan het gecomposteerde plantenmateriaal aan de eisen van BOOM voor zeer schone compost of moet de voorgestelde BGW hiervoor aangepast worden? (zie 7.2)*
- A2. *Als een locatie voldoet aan de BGW, voldoet dan compost (met een te verwachten fractie bodemmateriaal) aan de eisen van BOOM voor zeer schone compost of moet de voorgestelde BGW hiervoor aangepast worden? (zie 7.3)*

Voor de vraag A1 wordt ingegaan op de opname in het plantenmateriaal. Voor de vraag A2 is aanvullend van belang hoeveel verontreinigde bodem met de compost meekomt. Hierna zal blijken dat de voorgestelde eis wel beperkend is voor de BGW-normering. Voor een consistente normering mag verwacht worden dat plantenmateriaal van een bodem met gehalten op streefwaarde niveau tenminste voldoet aan de eisen van BOOM voor zeer schone compost. Om dit te toetsen is ook de volgende vraag gesteld:

- A3. *Voldoet het plantenmateriaal aan de eisen van BOOM voor 'zeer schone compost' bij productie op een locatie met gehalten op streefwaarden niveau? (zie 7.4)*

Vraag B. wordt behandeld in paragraaf 7.5. Accumulatie in de strooisellaag treedt op als het plantenmateriaal hogere concentraties (droge stof) bevat dan de bodem. Per type gewas kan de accumulatie in het plantenmateriaal sterk variëren. Hier wordt uitsluitend een inschatting gemaakt met beschikbare gegevens voor gemiddelde BCF-waarden (over gewassen). Ook wordt ingegaan op de modellering van de invloed van het bodemtype.

7.1.3 Normen voor compost

Uitgangspunt voor de berekening zijn de normen uit het 'Besluit Kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen' (BOOM, 1998). De berekeningen zijn gemaakt met de 2 uitersten van de BOOM-normering. Dit is ten eerste de meest strenge eis, verder aan te duiden met '**zeer schone compost**' (vrij toepasbaar) en ten tweede de meest soepele eis voor toepassing van zuiveringsslib (een bodemanalyse is vereist en op basis hiervan beperkingen in de dosering). Deze laatste eis wordt verder aangeduid als '**schone compost**' ter onderscheid van compost die niet aan de eisen voldoet. Het BOOM bevat ook eisen voor compost die tussen deze 2 eisen in liggen. Bij de berekeningen en vergelijkingen zijn ook van belang: de streef- en interventiewaarden (zie Leidraad Bodembescherming) en de huidige BGW (IPO/VNG/DGM, 1999) De genoemde normen zijn vermeld in Tabel 7.1.

De normering van BOOM is gebaseerd op de streefwaarden (Olde Venterik en Linders, 1994), rekening houdend met de balans van aanvoer en afvoer van metalen op landbouwgrond bij een schema voor jaarlijks opbrengen van een gestandaardiseerde / maximale hoeveelheid compost. Toegestane doseringsschema's zijn afhankelijk van de

kwaliteit van de compost. De BOOM-normering is dus gebaseerd op (strak gehanteerde) veiligheidseisen bij de toepassing van compost. Er is geen rekening gehouden met een kringloop van metalen waarbij ook de productie van compost een rol kan spelen. Voor de hiernavolgende analyse voor de BGW-normering speelt juist de productie van de compost de hoofdrol.

Het TCB-advies over BOOM van 1994 (TCB,1994) wijst er overigens op dat per gewastype de balans sterk kan verschillen en dat met een gedifferentieerde normstelling de ruimte voor hogere doseringen zou kunnen worden gegeven.

Tabel 7.1 Uitgangspunt van normen voor compost en bodem (mg / kg ds)

	M _{BOOM} (BOOM, 1998)		Wbb (VROM, 2000)		BGW (IPO/VNG/VROM, 1999)	
	zeer schone compost	schone compost (*)	streef- waarde	Interventie- waarde	cluster I, intensief gebruik	cluster II, extensief gebruik
As	5	15 (15)	29	55	40	40
Cd	0,7	1,25 (1)	0,8	12	1	12
Cr	50	75 (50)	100	380	300	380
Cu	25	75 (60)	36	190	80	190
Ni	10	30 (20)	35	210	50	210
Pb	65	100 (100)	85	530	85	290
Zn	75	300 (200)	140	720	350	720
Hg	0,2	0,75 (0,3)	0,3	10	2	10

(*) tussen haakjes bij 'schone compost' de tussenliggende BOOM-eisen voor 'compost' (zie bovenstaande toelichting)

7.1.4 De bioaccumulatiefactor (BCF)

Centraal in het berekenen van de relatie tussen bodem en compost is de overdracht van metalen van bodem naar de plant. Om inzicht te verschaffen in de beschikbare gegevens hierover worden in deze paragraaf de hiervoor beschikbare datasets toegelicht, gemiddelde waarden ten behoeve van berekeningen afgeleid en ingegaan op de variatie in de data sets.

Datasets

Er treedt accumulatie van metalen op in de compost en de strooisellaag als het plantenmateriaal hogere concentraties bevat dan de bodem, door bioaccumulatie in het gewas. De bioaccumulatie factor is gedefinieerd als:

$$BCF = M_{\text{plant}} / M_{\text{bodem}}$$

M_{plant} = gehalte metaal in plant [mg metaal /kg ds plant]

M_{bodem} = totaalgehalte metaal in bodem [mg metaal /kg ds bodem]

Het plantenmateriaal wordt verrijkt met metalen uit de verontreinigde bodem als de BCF-waarden groter dan één zijn, BCF > 1. Bij de vraag in welke gevallen dit op treedt spelen variaties in o.m. bodemtypen en gewastypen, maar ook variaties in de metingen die zijn opgenomen in de dataset.

De BCF-waarden zijn afhankelijk van het type gewas, het bodemtype, het totaalgehalte in de bodem. Daarnaast zijn er variaties mogelijk door seizoensinvloeden, mestdosering, standplaatsverschillen en verontreinigingsmatrices. Voor deze laatstgenoemde variaties zijn in het algemeen geen verklarende parameters verzameld en daarmee kunnen ze niet anders dan als ruis op de metingen worden beschouwd.

Er is hier gebruik gemaakt van 3 afzonderlijke sets van BCF-waarden die *niet* zijn geïntegreerd en door de auteurs op verschillende manier zijn bewerkt. De datasets verschillen

in type gewassen, verontreinigingsmatrices, bodemtypen (ranges in bodemeigenschappen) en ranges van gehalten van metalen in de bodem. Het gaat om:

- De RIVM dataset (Versluijs en Otte, 2001). Dit betreft moestuingewassen. Er is een modellering beschikbaar voor de consumptiegemiddelde BCF van de afhankelijkheid van bodemeigenschappen (pH, het lutumgehalte, %L, en het organisch koolstofgehalte, %OC) en het totaal metaalgehalte in bodem (Q).
- De IB dataset van Maasoevergronden (Driel *et al.*, 1988). Ook moestuingewassen en met modellering op dezelfde manier voor de consumptiegemiddelde BCF.
- de DoE dataset (Bechtel-Jacobs, DoE, 1999). Deze dataset is qua gewastypen meer uitgebreid en bevat naast moestuingewassen ook grassen, granen, kruidgewassen. De modellering van de BCF is echter beperkt tot afhankelijkheid van totaalgehalte in de bodem en de pH. Er is geen consumptiegemiddelde genomen maar bij de modellering zijn alle meetpunten ongeacht het gewas even sterk meegenomen. Van deze dataset zijn de individuele meetpunten niet bij ons beschikbaar (wel voor RIVM en IB datasets).

De datasets verschillen vooral in aantallen meetpunten (variabel per metaal), typen gewassen, range bodemtypen en in wijze van modelleren (dit laatste met name RIVM en IB vs DoE). Tabel 7.2 geeft hiervan een overzicht. De 3 datasets bevatten de gegevens voor alle acht metalen, met uitzondering van Cr en Ni bij de IB dataset. Tabel 7.3 geeft de aantallen meetpunten per metaal in de 3 datasets.

Tabel 7.2 Meta-informatie datasets gewasopname metalen

Dataset	Totaal aantal meetpunten	Set met meeste meetpunten voor	Gewastypen	Bodemtypen	Modellering
RIVM (Versluijs & Otte, 2001)	2270	As, Cd, Pb, Hg	Groenten, aardappelen	Moestuinen	pH, lutum, humus, metaalgehalte bodem <i>consumptiegemiddelden van gewas</i>
IB (Driel et al, 1988).	1240	Cu	Groenten, aardappelen	Uiterwaarden	pH, lutum, humus, metaalgehalte bodem (*) <i>consumptiegemiddelden van gewas</i>
DoE (Bechtel-Jacobs, DoE, 1999)	1200	Cr, Ni, Zn	Groenten, granen, grassen, kruidgewassen	Landbouw, natuur	pH, metaalgehalte bodem <i>zonder onderscheid typen gewassen</i>

(*) door RIVM

Tabel 7.3 Aantal meetpunten in datasets plantenopname metalen uit verontreinigde bodems

	RIVM	Maasoever	DoE
As	270	205	122
Cd	747	207	207
Cr	9 (*)	-	28
Cu	46	205	180
Ni	39	-	111
Pb	835	207	189
Zn	51	207	220
Hg	271	207	145

(*) Cr uit bijlage 7 Versluijs en Otte (2001)

In principe zijn alle 3 de datasets even geschikt voor de inschatting van gehalten in het plantenmateriaal van een locatie in relatie tot compost van (openbaar) groen en willekeurige gewassen. De uitkomsten van de datasets lopen echter voor sommige metalen sterk uiteen.

Hierna wordt voor de BCF-waarde in principe gebruik gemaakt van een gewogen gemiddelde over de datasets.

De gemiddelde BCF-waarden

De BCF-waarden zijn afhankelijk van bodemtype en van totaalgehalte in de bodem. In eerste instantie wordt hier gerekend met de berekende BCF bij een bodemgehalte op interventiewaarde-niveau en bij standaardbodem. Voor deze berekeningen is niet geëxtrapolerd, maar afgekapt op 5- en 95- percentielwaarden van de bodemeigenschappen en totaalgehalten uit de dataset (zie Versluijs en Otte (2001) voor de specificatie van de trajecten). Omdat de BCF afneemt bij hogere metaalgehalten in de bodem, zal dit meestal een (lichte) overschatting van de BCF betekenen.

De vermelde BCF-waarden in Tabel 7.4 geven een consumptiegemiddelde berekend uit BCF-relaties voor afzonderlijke gewassen (zie Versluijs en Otte, 2001).

Tabel 7.4 BCF waarden (op interventiewaarde niveau en bij standaardbodem) uit RIVM, IB en DoE datasets (gemiddeld over gewassen); BCF in (mg metaal/ kg ds plant)/ (mg metaal/ kg ds bodem)

	BCF(IW, stb)					
	RIVM	IB	DoE	Gew gemid	Standaard-afwijking gemid	Standaard-afwijking steekproef
As	0,009	0,002	0,024	0,010	0,008	0,011
Cd	0,31	0,17	0,2	0,27	0,05	0,07
Cr	0,011 (*)	-	0,25 (**)	0,19	0,12	0,17
Cu	0,2	0,19	0,06	0,14	0,06	0,08
Ni	0,03	-	0,08	0,07	0,03	0,04
Pb	0,017	0,006	0,012	0,014	0,004	0,006
Zn	0,18	0,16	0,29	0,22	0,05	0,07
Hg	0,15	0,03	0,08	0,09	0,04	0,06

BCF(IW, stb): bij RIVM en IB datasets berekend op basis van consumptiegemiddelden, bij DoE dataset op basis van gemiddelde over alle meetpunten

gew. gemid: gemiddelde gewogen met aantal meetpunten van dataset (uit Tabel 7.3)

(*) Cr uit bijlage 7 Versluijs en Otte (2001) voorstel op basis van lit. onderzoek

(**) Cr afgeleid uit modellering met data DoE door Versluijs en Otte (2001) (niet uitgewerkt door DoE vanwege geringe aantal gegevens, n=28; de BCF(IW, stb) wijkt als gevolg van de extrapolatie sterk af van de mediaan van BCF-waarden uit de DoE dataset, te weten: 0,041)

Voor Cd en Zn komen de resultaten van de verschillende datasets goed overeen. Met name voor As en Cr zijn de afwijkingen tussen de datasets groot. Geen van de gemiddelde BCF-waarden is groter dan 1, wat betekent dat gemiddeld geen hogere concentraties in het plantenmateriaal worden verwacht dan er in de bodem voorkomen. Dit zou wel voor verschillende bodemtypen kunnen gelden.

Variatie BCF met bodemtype

Tabel 7.5 geeft een reeks in Nederland voorkomende bodemtypen gekarakteriseerd door combinaties van bodemparameters.

De relaties die uit de RIVM dataset zijn afgeleid (Versluijs en Otte, 2001) zijn gebruikt voor een berekening van de BCF-waarden bij deze bodemtypen. Tabel 7.6 geeft per metaal de minima en maxima van deze BCF. Een BCF > 1 komt niet voor.

Ter vergelijking zijn in Tabel 7.6 ook de minima en maxima van de datasets gegeven. De variaties veroorzaakt door verschillen tussen datasets zijn van dezelfde orde van grootte of groter dan de verschillen door bodemtype. De verschillen tussen de datasets zijn waarschijnlijk grotendeels veroorzaakt door verschillen in gewassen en variaties in

meetresultaten. Al eerder was de conclusie getrokken dat voor deze vraagstelling alle drie de databases even goed zijn. Een correctie voor bodemtype is alleen zinvol als tenminste de range van variaties in de BCF over de bodemtypen duidelijk groter is dan de range van variaties over de datasets (de laatste is een maat voor de onzekerheid). Aan deze voorwaarde wordt voor geen van de metalen voldaan (zie Tabel 7.8). Dit leidt tot de conclusie dat voor de berekening aan compost een verdere verfijning naar bodemtype niet zinvol is.

Tabel 7.5 Gebruikte kenmerken van enkele bodemtypen, Versluijs en Otte (2001)

Bodemtypen	bodem pH	bodem OC%	bodem L%
Arm zand	5	1	1
Zand	5,5	3	3
Löss	6	3	10
Voorgestelde standaardbodem	5	2,9	15
Leem	6	4	16
Klei	6,4	5	24
Huidige standaardbodem	6	5,8	25
Dalgrond	5	10	4
Kleilig veen	5,4	15	35
Veen	5	30	30

Tabel 7.6 Variatie in BCF-waarden met bodemtypen volgens Versluijs en Otte(2001) vergeleken met variatie in BCF-waarden met datasets bij standaardbodem; BCF in (mg metaal/ kg ds plant)/ (mg metaal/ kg ds bodem)

	M _{BOOM}	BCF Min	BCF Max	BCF min	BCF max
Variatie over:		bodemtypen		datasets	
Dataset		RIVM		RIVM/IB/DoE	
As	5	0,009	-	0,002	0,024
Cd	0,7	0,31	0,36	0,17	0,31
Cr	50	0,011	-	0,01	0,04
Cu	25	0,20	0,33	0,06	0,20
Ni	10	0,028	0,030	0,03	0,08
Pb	65	0,015	0,024	0,006	0,017
Zn	75	0,18	0,33	0,16	0,29
Hg	0,2	0,15	-	0,03	0,15

7.2 Bodemgehalte waarbij het geproduceerde plantenmateriaal voldoet aan BOOM

7.2.1 Berekening bodemgehalte

In deze paragraaf wordt het gehalte in het plantenmateriaal behandeld. In paragraaf 7.3 wordt gekeken naar de invloed van de verontreinigde bodemdeeltjes die zijn opgenomen in de compost (plantenmateriaal en bodem).

De BOOM-eisen voor compost zijn altijd lager dan de interventiewaarden voor bodem. Om het gecomposteerde plantenmateriaal aan de BOOM-eisen te kunnen laten voldoen, is dus de eis van $BCF < 1$ niet voldoende. Het bodemgehalte waarbij het plantenmateriaal nog net voldoet aan de BOOM- kwaliteitseisen is:

$$E_{\text{plantenmateriaal}} = E_p = M_{\text{BOOM}} / BCF$$

In tabel 7.7 is de eis (E_p) voor bodem berekend waarbij het plantenmateriaal nog net voldoet aan de BOOM-kwaliteitseisen voor vrij toepasbare zeer schone compost. Hierbij zijn de

BCF-waarden gebruikt (bij standaardbodem en interventiewaarden) uit de 3 verschillende datasets (zie 7.1.4).

Tabel 7.7 Bodemgehalte (E_p in mg /kg ds) waarbij het plantenmateriaal nog net voldoet aan de BOOM-kwaliteitseisen voor zeer schone compost op basis BCF (IW, stb)

	M_{BOOM}	BCF				Ep			
	ZSC	RIVM	IB	DoE	gew. gemid	RIVM	IB	DoE	gew gemid (*)
As	5	0,009	0,002	0,024	0,010	556	2500	208	518
Cd	0,7	0,31	0,17	0,2	0,27	2,3	4,1	3,5	2,6
Cr	50	0,011	-	0,25	0,19	4545	-	198	258
Cu	25	0,2	0,19	0,06	0,14	125	132	417	183
Ni	10	0,03	-	0,08	0,07	357	-	125	150
Pb	65	0,017	0,006	0,012	0,014	3824	10833	5417	4519
Zn	75	0,18	0,16	0,29	0,22	417	469	259	338
Hg	0,2	0,15	0,03	0,08	0,09	1,3	6,7	2,5	2,1

BCF: bij RIVM en IB datasets berekend op basis van consumptiegemiddelden, bij DoE dataset op basis van gemiddelde over alle meetpunten

(*) berekent met gewogen gemiddelde van BCF (gewogen op aantal meetpunten)

De laatste kolom van Tabel 7.7 geeft het gemiddelde op basis van de 3 datasets voor de eis op basis van plantenmateriaal. De eis ligt altijd boven de streefwaarde ($E_p > SW$), wat betekent dat plantenmateriaal van bodems boven de streefwaarden nog aan de BOOM-norm voor 'zeer schone compost' voldoet. Dit geldt *niet* voor plantenmateriaal van bodems van interventiewaarde kwaliteit, behalve bij As en Pb. In paragraaf 7.2.3 wordt de vergelijking met de BGW-normering gemaakt.

De eisen voor *schone* compost kunnen met dezelfde BCF-waarden analoog worden afgeleid (zie Tabel 7.8). Hierbij dient wel bedacht te worden dat schone compost een minder strenge BOOM-eis is, maar het betreft dan ook compost met beperkte toepasbaarheid.

Tabel 7.8 Bodemgehalte (E_p in mg /kg ds) waarbij het plantenmateriaal nog net voldoet aan de BOOM-kwaliteitseisen voor *schone* compost op basis BCF (IW, stb)

	M_{BOOM}	BCF				Ep			
	SC	RIVM	IB	DoE	gew. gemid	RIVM	IB	DoE	gew gemid (*)
As	15	0,009	0,002	0,024	0,010	1667	7500	625	1553
Cd	1,25	0,31	0,17	0,2	0,27	4,0	7,4	6,3	4,7
Cr	75	0,011	-	0,25	0,19	6818	-	300	391
Cu	75	0,2	0,19	0,06	0,14	375	395	1250	548
Ni	30	0,03	-	0,08	0,07	1000	-	375	448
Pb	100	0,017	0,006	0,012	0,014	5882	16667	8333	6953
Zn	300	0,18	0,16	0,29	0,22	1667	1875	1034	1352
Hg	0,75	0,15	0,03	0,08	0,09	5,0	25,0	9,4	8,0

BCF: bij RIVM en IB datasets berekend op basis van consumptiegemiddelden, bij DoE dataset op basis van gemiddelde over alle meetpunten

(*) d.w.z. berekent met gewogen gemiddelde van BCF (gewogen op aantal meetpunten)

De eisen aan de bodem voor de productie van plantenmateriaal dat voldoet aan de eisen van *schone* compost zijn soepeler dan die voor *zeer schone* compost (hogere E_p bij *schone* compost). Ook hier ligt de eis altijd boven de streefwaarden ($E_p > SW$) en, behalve voor Cd en Hg, zelfs boven de interventiewaarden. Dus plantenmateriaal van bodems op interventiewaardeniveau voldoet, behalve voor Cd en Hg, meestal ook aan de BOOM-eisen voor 'schone compost'.

7.2.2 Gewenste aanpassing BGW zodat het plantenmateriaal voldoet aan BOOM

Uitgangspunt gemiddelde BCF

In sommige gevallen ligt de Ep onder de BGW voor cluster I of II. In die gevallen is aanpassing van de BGW gewenst om te zorgen dat het plantenmateriaal van een bodem op BGW niveau voldoet aan de eisen voor zeer schone resp. schone compost (zie Tabel 7.9).

Tabel 7.9 Bodemkwaliteitseisen, voorstel aanpassing BGW op basis van gemiddelde BCF(IW, stdb), gemiddeld over datasets en huidige BGW (in mg/kg d.s.) –basisberekening uitgaand van plantenmateriaal

	Zeer schone compost			Schone compost			BGW I	BGW II
	Ep gemid (op basis van gem. BCF)	Aanpassing BGW I	Aanpassing BGW II	Ep gemid (op basis van gem. BCF)	Aanpassing BGW I	Aanpassing BGW II		
As	518	-	-	1553	-	-	40	40
Cd	2,6	-	2,6	4,7	-	4,7	1	12
Cr	258	258	258	391	-	-	300	380
Cu	183	-	185	548	-	-	80	190
Ni	150	-	150	448	-	-	50	210
Pb	4520	-	-	6953	-	-	85	290
Zn	338	340	340	1352	-	-	350	720
Hg	2,1	-	2	8,0	-	8	2	10

Ep = bodemeis waarbij plantenmateriaal voldoet aan de voorwaarden voor zeer schone, resp schone compost

Het voldoen aan de eis van ‘zeer schone compost’ heeft grote invloed op de BGW-waarden.. Bij de eis van ‘schone compost’ wordt met name de BGW II voor Cd strenger. Gezien de onzekerheid van de gegevens zijn de consequenties en de robuustheid van de conclusies nogmaals bekeken bij enkele alternatieve benaderingen. Met name kunnen er vraagtekens gezet worden bij het voorstel voor Cr.

Alternatieve benaderingen

Alternatief 1:

Een alternatief is om de (onder- en) bovengrens van de range van Ep-waarden over de datasets te gebruiken (uit Tabel 7.7). In Tabel 7.10 is dit uitgewerkt met de aanpassingen die tenminste nodig zijn (de meest soepele interpretatie) gezien de gevonden bovengrenzen. De aanpassingen zijn dan bij zeer schone compost beperkt tot de BGW II van Cd, Zn, Hg en bij schone compost tot de BGW II van Cd. ***Dit zijn de minimale eisen die tenminste zouden moeten volgen uit de voorwaarde van compost volgens BOOM-normering, zonder nog rekening te hebben gehouden met de bijmenging van grond uit de bodem waarop de compost is geproduceerd.***

In Tabel 7.10 is er meer differentiatie tussen de BGW I en de BGW II dan de basis benadering van Tabel 7.9.

Tabel 7.10 Huidige BGW, ranges van kwaliteitseisen en voorstel aanpassing BGW op basis van ranges van BCF(IW, stdb), (in mg/kg d.s.) – **alternatief 1** uitgaand van plantenmateriaal

	BGW I	BGW II	Zeer schone compost			Schone compost		
			Ep (op basis van ranges BCF)	Minimale aanpassing BGW I	Minimale aanpassing BGW II	Ep (op basis van ranges BCF)	Minimale aanpassing BGW I	Minimale aanpassing BGW II
As	40	40	200-2500	-	-	600-7500	-	-
Cd	1	12	2,3-4,1	-	4,1	4,0-7,4	-	7,4
Cr	300	380	200-9000	-	-	300-6800	-	-
Cu	80	190	125-420	-	-	375-1250	-	-
Ni	50	210	125-360	-	-	375-1000	-	-
Pb	85	290	3800-11000	-	-	5900-17000	-	-
Zn	350	720	260-470	-	470	1000-1900	-	-
Hg	2	10	1,3-6,7	-	6,7	5-25	-	-

Ep = bodemeis waarbij plantenmateriaal voldoet aan de voorwaarden voor zeer schone compost

Alternatief 2:

Verschillende planten hebben verschillende BCF-waarden. Voor bodems op streefwaarde niveau voldoet waarschijnlijk het grootste deel van het plantenmateriaal met de eisen van Tabel 7.10 aan de eisen van zeer schone compost. Om inzicht te krijgen in de mate waarmee aan de eisen wordt voldaan is in Tabel 7.11 een berekening gemaakt met de 75-percentiel van alle BCF uit de datasets van RIVM en IB (+ data Cr van DoE). Op basis van de beschikbare data in deze datasets zou dus 75% van het plantenmateriaal hiermee aan de BOOM-eis voldoen.

Voor een aantal metalen betekent dit een aanzienlijke verzwaring van de eisen. Voor Cd en Zn tot onder de streefwaarden (resp. 0,8 en 140 mg/kg ds). Het karakter van deze laatste benadering is anders dan van de vorige twee. Bij de basisbenadering en alternatief 1 is nl. uitgegaan van de uitkomsten per dataset met correctie voor standaardbodem en interventiewaarde-niveau. Hier is binnen de dataset de 75-percentiel waarde van de BCF bepaald (ongeacht bodemtype, gewas of concentratieniveau in de bodem).

Tabel 7.11 BGW's, BCF, kwaliteitseisen en voorstel aanpassing BGW op basis van 75 percentiel van de BCF-waarden; gewogen gemiddelde (op aantal meetpunten) van datasets RIVM en IB (in mg/kg d.s.) – **alternatief 2** uitgaand van plantenmateriaal

	BGW I	BGW II	BCF 75 perc	Zeer schone compost			Schone compost		
				Ep (op basis 75 perc. BCF)	Aanpassing BGW I	Aanpassing BGW II	Ep (op basis 75 perc. BCF)	Aanpassing BGW I	Aanpassing BGW II
As	40	40	0,04	122	-	-	375	-	-
Cd	1	12	1,22	0,58	0,6	0,6	1,02	-	1,0
Cr	300	380	0,07	757	-	-	1071	-	-
Cu	80	190	0,42	59	60	60	179	-	180
Ni	50	210	0,04	263	-	-	750	-	-
Pb	85	290	0,03	1877	-	-	3333	-	-
Zn	350	720	0,64	117	120	120	469	-	470
Hg	2	10	0,39	0,51	0,5	0,5	1,92	-	2

(*) in een meer definitieve versie zou samenvoeging van datasets beter zijn, voor Cr gegevens DoE i.p.v. IB

De conclusies van alternatief 2 zouden beter onderbouwd kunnen worden door:

- de datasets van gegevens samen te voegen;
- de BCF per gewas te berekenen en hiervan een gewogen gemiddelde te nemen (zoals bij tabellen 9, 10; want BCF van gewassen verschillen, in Tabel 7.11 is de BCF afhankelijk van toevallige verhoudingen van aantallen meetpunten per gewas);
- de onzekerheidsanalyse van de modellering verder uit te werken;
- bij voorkeur wel te corrigeren voor het concentratieniveau, omdat in de huidige berekening voor alternatief 2 de uitkomst wordt gedomineerd door de hoge BCF-waarden bij lage metaalconcentraties in de bodem; terwijl de uitkomst bedoeld was voor een concentraties in de bodem op BGW-niveau.

Conclusies uitgaand van plantenmateriaal

- Bij de meest soepele interpretatie (Tabel 7.10 – alternatief 1) zijn geen aanpassingen nodig voor de BGW I maar wel voor de BGW II bij **Cd, Zn, Hg** (uitgaand van de voorwaarde zeer schone compost) of bij **Cd** (voorwaarde schone compost).
- Op basis van de gemiddelde BCF-waarden (Tabel 7.9 - basisberekening) zijn aanpassingen nodig voor de BGW II voor **Cd, Zn, Hg, Cr, Cu, Ni** (voorwaarde zeer schone compost) en **Cd, Hg** (voorwaarde schone compost). Om te voldoen aan de voorwaarde van zeer schone compost zijn ook aanpassingen nodig van de BGW I voor Cr en Zn.
- Als tenminste 75% van het plantenmateriaal moet voldoen (op basis van de steekproef van verzamelde gegevens, Tabel 7.11- alternatief 2) leidt de BOOM-normering
 - bij de voorwaarde van **zeer schone compost** tot een aanzienlijke verscherping van de BGW-waarden voor Cd, Cu, Zn, Hg en het wegvallen van de differentiatie tussen BGW I en BGW II en;
 - bij de voorwaarde van **schone compost** alleen tot wijziging van BGW II en wel een aanzienlijke verscherping voor Cd en Hg en een matige verzwaring voor Cu en Zn.

Op basis hiervan wordt aanbevolen om de BGW aan te passen aan de voorstellen volgens de basisberekening (Tabel 7.9), maar tenminste aan de meest soepele interpretatie van de eisen die uit BOOM volgen (Tabel 7.10). In paragraaf 7.3 zal blijken dat de invloed van de verontreinigde bodem, die meekomt met de compost, deze minimale eisen zal verzwaren. De vraag of plantenmateriaal van een bodem met BGW-kwaliteit voldoet aan de BOOM-eisen is in Tabel 7.12 samengevat.

Tabel 7.12 Metalen waarvoor het gemiddelde plantenmateriaal van een bodem met BGW I- resp. BGW II kwaliteit voldoet aan de BOOM-eisen voor compost?

Gemiddelde BCF Bodem: BGW I –kwaliteit	BOOM-eis zeer schone compost	BOOM-eis Schone compost
Voldoet niet	-	-
Twijfelachtig	Cr, Zn, Hg	-
Voldoet wel	As, Cd,Cu, Ni, Pb	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg

Gemiddelde BCF Bodem: BGW II kwaliteit	BOOM-eis zeer schone compost	BOOM-eis Schone compost
Voldoet niet	Cd, Zn, Hg	Cd, Hg
Twijfelachtig	Cr, Cu, Ni	Cr
Voldoet wel	As, Pb	As, Cu, Ni, Pb, Zn

7.3 Bodemgehalte waarbij de geproduceerde compost voldoet aan BOOM

7.3.1 De fractie bodemdeeltjes in de compost

De uitkomsten zijn in paragraaf 7.2 zijn voor plantenmateriaal. In de praktijk komt echter tenminste een minimale hoeveelheid verontreinigde bodemdeeltjes in de compost terecht (zie Figuur 7.2). In deze paragraaf zijn berekeningen analoog aan 7.2 gedaan, maar inclusief het effect van deze minimale hoeveelheid bodemdeeltjes.

De fractie verontreinigde grond in de compost is een cruciale factor in de berekeningen van het gehalte metaalverontreiniging in de compost. Hoe groot is de fractie bodemdeeltjes in de compost? In het BOOM wordt voor zeer schone compost de eis gesteld dat gerede compost tenminste 20% organisch materiaal (OM%, op droge stof basis) bevat. Naar inschatting op basis van Duitse en Zwitserse gegevens kan dit in de praktijk variëren tussen 20% en 50% (Barth, 1994; Fuchs *et al.*, 2000), afhankelijk van het type compost. De fractie minerale deeltjes in gerede compost is dus 50-80% w/w ds (% w/w: percentages op gewichtsbasis).

GFT-compost

Van Lune en Smilde (1991) vermelden voor GFT-compost van de VAM een organisch stof gehalte van 28 % (ds, met standaarddeviatie van 8,3; aantal meetpunten niet bekend). Voor Nederland zou op basis hiervan een fractie minerale deeltjes in gerede gft-compost van 60-80% w/w ds kunnen worden aangenomen. Aalbers *et al.* (1992) gebruiken in modelberekeningen aan gerede compost fracties van 30% organisch stof en 70% minerale deeltjes (w/w ds)(het gaat hier om GFT-compost VAM Wijster/ Mierlo en Amsterdam/ Purmerend en VAM huisvuil-scheiding). Ook Smit en Hopman (1994) gaan uit van GFT-compost met 30% organisch stof en 70% 'grond' deeltjes (w/w ds).

Overigens kan men zich afvragen in hoeverre compost van plantenmateriaal van een verontreinigde bodem qua eigenschappen overeenkomt met GFT-compost (dat ook groenten en fruit afval uit huishoudens kan bevatten). Compost van tuinafval is misschien beter vergelijkingsmateriaal.

Al deze gehalten aan bodemdeeltjes in de compost liggen vrij hoog. Het gehalte in de bodem beïnvloedt daardoor direct het gehalte in de compost. De compost kan worden opgevat als verontreinigde bodem verdund met wat plantenmateriaal. Bij verwaarlozing van de bijdrage van het plantenmateriaal is de bovengrens voor de BGW te berekenen voor bodem waarvan de compost moet voldoen aan de BOOM-eis. Met f de fractie (w/w) aan bodem in gerede compost is de bovengrens gelijk aan M_{boom}/f . (Het is een bovengrens, want als het plantenmateriaal ook verontreinigd is wordt het gehalte in de compost hoger en dus moet de eis voor de bodem dan nog lager liggen.)

Bij $f = ca. 0,7$ zou dit een zeer streng criterium voor de BGW's opleveren (zie Tabel 7.13).

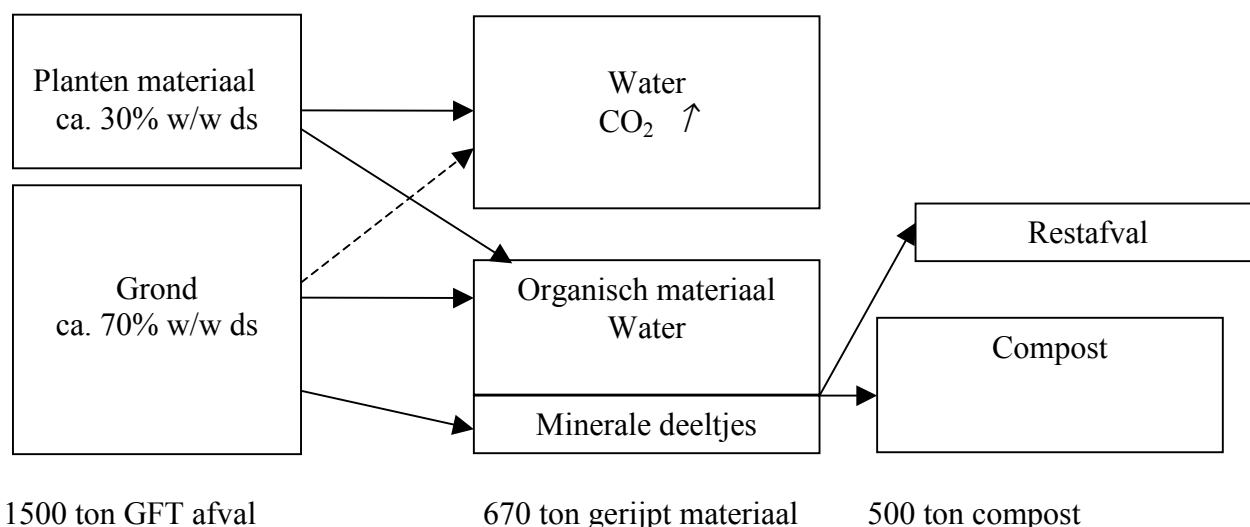
Als aan deze cijfers wordt vastgehouden is de consequentie dat slechts enkele BGW kunnen worden gehandhaafd. In de praktijk zijn er grote verschillen in de fractie minerale deeltjes in GFT-compost. Evers en Vermolen (2001) vermelden experimentele variaties van 10-70% (10% bij GFT-afval van binnenshuis ingezameld materiaal).

Tabel 7.13 Ruw berekende bovengrens bodemgehalte bij compost met 70% verontreinigde bodemdeeltjes en 30% schoon plantenmateriaal (BGW cluster I en cluster II)

	$M_{BOOM}/0,7$ (bovengrens compost eis voor compost met 70% grond; mg/kg)		Huidige BGW (mg/kg)	
	Zeer Schone compost	Schone compost	cluster I	cluster II
As	7	21	40	40
Cd	1,0	1,8	1	12
Cr	71	107	300	380
Cu	36	107	80	190
Ni	14	43	50	210
Pb	93	143	85	290
Zn	107	429	350	720
Hg	0,3	1,1	2	10

We kunnen de volgende inschatting doen: Dael *et al.* (1996) vermelden dat landelijk ca. 1500 ton GFT-afval wordt ingezameld. Dit vermindert bij rijping/ composteren naar 670 ton, waarop een scheiding plaats vindt van 500 ton compost en 170 ton restafval. Bij rijping vermindert het volume, door verdamping en uitlekken van vocht (en CO₂ vorming). Dit proces is weergegeven in Figuur 7.2.

De CO₂ vorming is niet verrekend. Dit zou een concentrering van de metalen in het plantenmateriaal ten gevolge hebben, met als gevolg verdere verzwaring van de eisen.



Figuur 7.2 Stofstromen bij vorming van GFT-afval en rijping tot compost

Uit de massabalans kunnen we een inschatting voor de fractie bodemdeeltjes berekenen van ca. 40-65% (w/w ds), als aangenomen wordt dat:

- vermindering massa alleen door verdamping plaatsvindt (geen verlies van verontreiniging of van organisch stof; bij compostvorming op de bodem is er ook een waterstroom, incl. opgeloste mineralen en mobiel organisch stof naar de bodem; hier is uitgegaan van een gesloten systeem van compostvorming);
- verontreinigingsgraad van compost en restafval gelijk is;
- plantenmateriaal ca. 85% vocht bevat en ca. 15% organisch materiaal;
- bodemmateriaal ca. 20-30% vocht bevat en verder minerale deeltjes en organisch stof.

Conclusies

- De fractie van bodemdeeltjes afkomstig van de bodem waarop de compost is geproduceerd varieert waarschijnlijk tussen 40% en 70% maar maximaal tussen de 10% en 80%. Voor berekeningen wordt door diverse auteurs 70% aangehouden. Ook de TCB rekent met een bodemfractie van 70% (TCB, 1991).
- Als de compost 70% bodemdeeltjes bevat die afkomstig zijn van de bodem waarop de compost is geproduceerd dan leidt de compost-eis tot een sterke beperking in de BGW's.
- Mogelijk wordt in partijen compost schone grond bijgemengd. Als eis zou tenminste 10% moeten worden aangehouden voor het gewichtspercentage bodemdeeltjes afkomstig van de verontreinigde bodem (waarvan ook de compost afkomstig is). Daarom wordt aanbevolen voor de beoordeling van de compost te kiezen voor plantenmateriaal met 10% verontreinigde bodem. Zelfs dit zou al enkele beperkingen in de BGW's tot gevolg hebben (zie Tabel 7.14, berekend analoog aan Tabel 7.13)
- Alleen al uit het meekomen in de compost van minimaal 10% bodemdeeltjes van de bodem waarop de compost is geproduceerd, volgt een restrictie voor de BGW ook als het overige materiaal schoon zou zijn.
- Bij aanhouden van de eis van zeer schone compost zijn tenminste aanpassingen nodig voor Cd, Ni, Hg in cluster II. Bij het aanhouden van de eis van schone compost is alleen een aanpassing voor Hg nodig.

Tabel 7.14 Ruw berekende bovengrens bodemeis voor BGW bij compost met 10% verontreinigde bodemdeeltjes en 90% schoon planten- en bodemmateriaal (in mg/kg d.s.)

	$M_{BOOM}/0,1$ (bovengrens compost eis voor compost met 10% verontr. grond)		Consequenties op huidige BGW Zeer schone compost		Consequenties op huidige BGW Schone compost	
	zeer schone compost	schone compost	cluster I	cluster II	cluster I	cluster II
As	50	150	40	40	40	40
Cd	7	12,5	1	7	1	12
Cr	500	750	300	380	300	380
Cu	250	750	80	190	80	190
Ni	100	300	50	100	50	210
Pb	650	1000	85	290	85	290
Zn	750	3000	350	720	350	720
Hg	2	7,5	2	2	2	7,5

7.3.2 Maximaal toelaatbare fractie grond in compost bij bodem op BGW-niveau

In plaats van uit te gaan van een bepaald percentage grond en een kwaliteits eis voor de bodem af te leiden kan ook een maximale fractie (verontreinigde) grond (minerale deeltjes) in de compost worden afgeleid op basis van de BOOM-norm en de huidige BGW.

Berekening voor zeer schone compost

Als een fractie f verontreinigde bodem bij het plantenmateriaal is gemengd, dan is het te verwachten gehalte van de compost:

$$M_{\text{compost}} = \{f + (1-f) \cdot BCF\} \cdot M_{\text{bodem}}$$

In paragraaf 7.2 is berekend bij welk bodemgehalte (Ep) het plantenmateriaal voldoet aan de BOOM-kwaliteitseisen (nl. $E_p = M_{\text{boom}} / \text{BCF}$). Voor compost, met een fractie verontreinigde bodem, is dit analoog:

$$E_c = M_{\text{BOOM}} / \{f + (1-f) \text{BCF}\}$$

met $E_c =$ maximaal gehalte in bodem waarbij *compost* met fractie f verontreinigde grond voldoet aan BOOM eis voor compost [mg /kg ds]
(E_c van compost vs. E_p bij alleen plantenmateriaal)

De vraag is hoe groot de maximale fractie bijgemengde verontreinigde bodem kan zijn, waarbij de compost nog net aan de BOOM-eisen voldoet bij de huidige BGW.

Als $E_c = \text{BGW} \Rightarrow$

$$f = \{(M_{\text{BOOM}}/\text{BGW}) - \text{BCF}\} / \{1 - \text{BCF}\}$$

In Tabel 7.15 zijn de berekende fracties voor de BGW I (f I) en BGW II (f II) gegeven uitgaand van ‘zeer schone compost’ en met de gemiddelde BCF van de 3 datasets (en de hoogste en laagste van de drie datasets).

Tabel 7.15 BCF's, BGW's en fractie bodem waarbij compost voldoet aan BOOM-eis voor zeer schone compost, op basis van BCF (IW, stb)

	BCF Gemid.	BCF range	BGW I	BGW II	f I; gemid BCF (marges BCF)	f II; gemid BCF (marges BCF)
			mg/kg ds	mg/kg ds	% w/w ds	% w/w ds
As	0,010	0,002-0,024	40	40	12 (10-12)	12 (10-12)
Cd	0,27	0,17-0,31	1	12	59 (57-64)	0 (0-0)
Cr	0,19	0,011-0,25	300	380	0 (0-16)	0 (0-12)
Cu	0,14	0,06-0,2	80	190	20 (14-27)	0 (0-8)
Ni	0,07	0,03-0,08	50	210	14 (13-18)	0 (0-2)
Pb	0,014	0,006-0,017	85	290	76 (76)	21 (21-22)
Zn	0,22	0,16-0,29	350	720	0 (0-6)	0 (0-0)
Hg	0,09	0,03-0,15	2	10	1 (0-7)	0 (0-0)

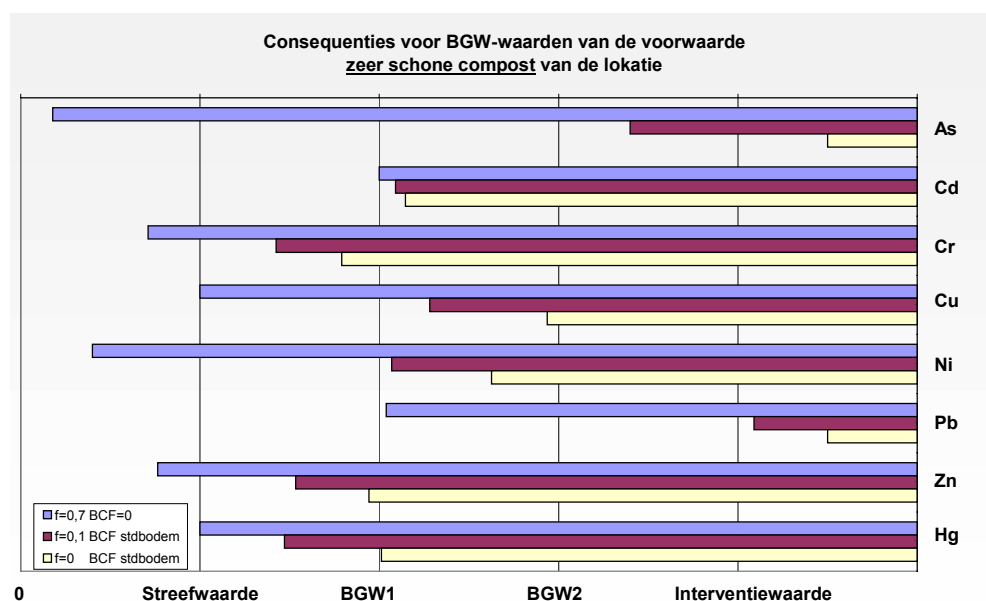
Negatieve uitkomsten voor F zijn op nul gesteld (gearceerde cellen).

Conclusies:

- *Compost van bodem met BGW kwaliteit voldoet niet aan de eisen van BOOM voor zeer schone compost als de fracties (verontreinigde) bodem hoger zijn dan aangegeven in Tabel 7.15*
- *Als een fractie van minimaal 10% bodem in compost wordt aangehouden zijn aanpassingen nodig van BGW I voor Cr, Zn, Hg en van BGW II ook voor Cd, Cu, Ni.*

In figuur 7.3 is de invloed van de fractie bodem in relatie tot de normering op basis van ‘zeer schone compost’ samenvattend in beeld gebracht. Bij $f=0,7$ is (voor As, Cr, Ni, Zn, Hg) zelfs de streefwaarde niet schoon genoeg om de compost aan de BOOM-eisen te kunnen laten voldoen. Bij $f=0,1$ zijn nog enkele aanpassingen van de BGW I nodig (voor Cr, Zn, Hg). Op basis van alleen het plantenmateriaal zou tenminste de BGW II in enkele gevallen aangepast moeten worden (voor Cd, Cr, Ni, Zn, Hg).

Gezien dit resultaat kan men zich afvragen of de BOOM-eis misschien te streng is, dan wel niet afgestemd op de systematiek en niveua's van streef- en interventiewaarden. Hierop wordt verder ingegaan in paragraaf 7.4.



Figuur 7.3 Bodemkwaliteitseisen (op basis van zeer schone compost) t.o.v. de streefwaarden, BGW I, BGW II en interventiewaarden, bij grondfracties in de compost van resp. 0, 10% en 70%

Berekening voor schone compost

Ter vergelijking is ook een berekening gedaan voor de voorwaarde van *schone compost* van een BGW-locatie (zie Tabel 7.16).

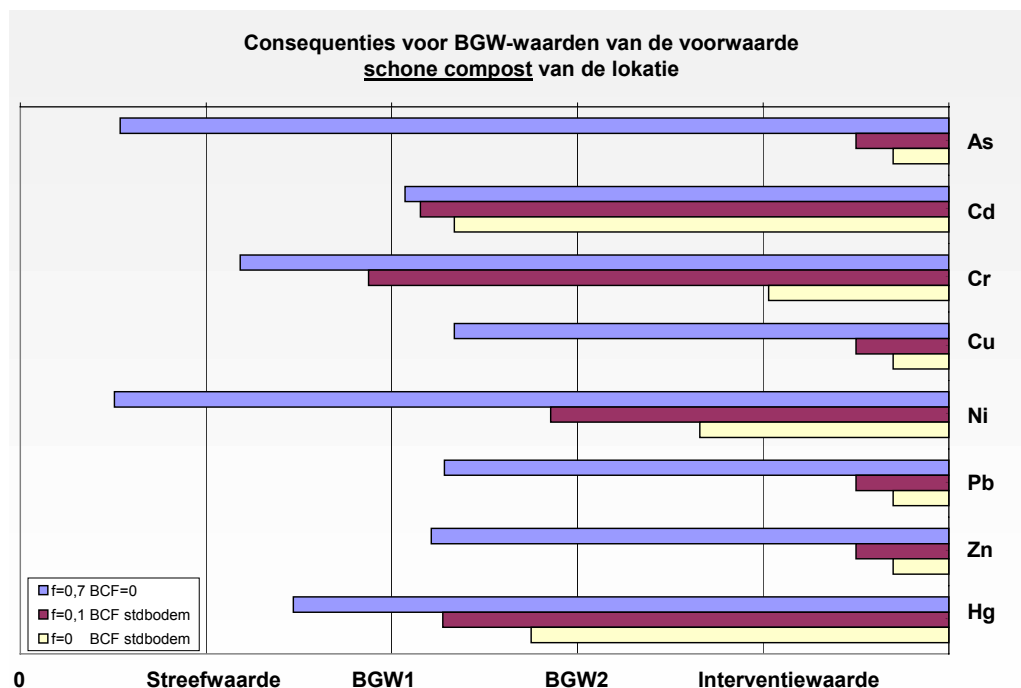
Voor Cd en Pb komen f-waarden van 100% voor. Dit is te verklaren doordat de BGW I voor Cd en Pb resp. 1 en 85 mg/kg ds zijn en de BOOM eis voor schone compost resp. 1,25 en 100. Opmerkelijk is de omslag voor Cd bij de hoge BGW II van 100% naar 0%. (De compost norm blijft even streng maar het toegelaten gehalte in de bodem is veel hoger.)

Tabel 7.16 BCF's, BGW's en fractie bodem waarbij compost voldoet aan BOOM-eis voor schone compost, op basis van BCF(IW, stb) analoog aan tabel 7.14

	BCF gemid.	BCF range	BGW I	BGW II	f I; gemid BCF (marges BCF)	f II; gemid BCF (marges BCF)
			mg/kg ds	mg/kg ds	% w/w ds	% w/w ds
As	0,010	0,002-0,024	40	40	37 (36-37)	37 (36-37)
Cd	0,27	0,17-0,31	1	12	100	0
Cr	0,19	0,011-0,25	300	380	7 (0-24)	1 (0-19)
Cu	0,14	0,06-0,2	80	190	93 (92-93)	30 (24-36)
Ni	0,07	0,03-0,08	50	210	57 (57-59)	8 (7-12)
Pb	0,014	0,006-0,017	85	290	100	34
Zn	0,22	0,16-0,29	350	720	82 (80-86)	25 (18-32)
Hg	0,09	0,03-0,15	2	10	31 (26-36)	0 (0-5)

Negatieve uitkomsten voor F zijn op nul gesteld.

In figuur 7.4 is de invloed van de fractie bodem in relatie tot de normering op basis van 'schone compost' samenvattend in beeld gebracht. Bij f=0,7 is (voor As, Ni) zelfs de streefwaarde niet schoon genoeg om de compost aan de BOOM-eisen te kunnen laten voldoen. Bij f=0,1 is nog een aanpassing van de BGW I nodig (voor Cr). Op basis van alleen het plantenmateriaal zou tenminste de BGW II in enkele gevallen aangepast moeten worden (voor Cd, Hg).



Figuur 7.4 Bodemkwaliteitseisen (op basis van schone compost) t.o.v. streefwaarden, BGW I, BGW II en interventiewaarden, bij grondfracties in de compost van resp. 0, 10% en 70%

7.3.3 Gewenste aanpassing BGW zodat compost (plantenmateriaal en bodemdeeltjes) voldoet aan BOOM

In 7.2 waren bodemkwaliteitseisen berekend op basis van een compost-eis toegepast op alleen plantenmateriaal. Wij stellen voor als basis voor de beoordeling compost te nemen waarin 10% minerale bodemdeeltjes is opgenomen (uitgaande van de inschatting dat dit de minimale fractie is die met het plantenmateriaal meekomt). Voor compost met een minimale fractie bodemdeeltjes geldt Tabel 7.17 (analoog aan Tabel 7.9).

Tabel 7.17 BGW en voorstel aanpassing BGW op basis van gemiddelde BCF(IW, stdb) van 3 datasets en compost met 10% bodem (gemiddeld over datasets)(in mg/kg)

	BGW I	BGW II	Zeer schone compost			Schone compost		
			Ec (f=0,1) op basis BCF gem.	aanpas- sing BGW I	aanpas- sing BGW II	Ec (f=0,1) op basis BCF gem.	aanpas- sing BGW I	aanpas- sing BGW II
As	40	40	46	-	-	138	-	-
Cd	1	12	2,0	-	2,0	3,7	-	3,7
Cr	300	380	185	185	185	275	275	275
Cu	80	190	111	-	111	336	-	-
Ni	50	210	61	-	61	187	-	190
Pb	85	290	577	-	-	885	-	-
Zn	350	720	252	252	252	1001	-	-
Hg	2	10	1,1	1,1	1,1	4,1	-	4

Ec(f=0,1) = bodemeis waarbij compost met f=0,1 voldoet aan de eis van (zeer) schone compost

Analoog aan Tabel 7.10 (paragraaf 7.2.2, alternatief 1) voor alleen plantenmateriaal is in Tabel 7.18 voor compost met een minimale fractie bodemdeeltjes ook een meer soepele interpretatie voorgesteld (op basis van de bovengrens van de afgeleide norm, Ec).

Tabel 7.18 Huidige BGW en voorstel aanpassing BGW op basis van ranges (ondergrens) van BCF(IW, stdb) en compost met 10% bodem (ranges BCF over de datasets) (in mg/kg)

	BGW I	BGW II	Zeer schone compost			Schone compost		
			Ec (f=0,1) (ranges BCF)	Soepele aanpas- sing BGW I	soepele aanpas- sing BGW II	Ec (f=0,1) (ranges BCF)	soepele aanpas- sing BGW I	soepele aanpas- sing BGW II
As	40	40	41-49	-	-	120-150	-	-
Cd	1	12	1,8-2,8	-	2,8	3,3-4,9	-	4,9
Cr	300	380	154-455	-	-	230-680	-	-
Cu	80	190	89-162	-	162	270-490	-	-
Ni	50	210	58-79	-	-	170-240	-	-
Pb	85	290	587-617	-	-	870-950	-	-
Zn	350	720	208-307	307	307	830-1230	-	-
Hg	2	10	0,9-1,6	1,6	1,6	3,2-5,9	-	5,9

In Tabel 7.19 (analoog aan Tabel 7.12 voor plantenmateriaal) is samenvattend aangegeven wat de noodzaak is tot aanpassing van de BGW uitgaande van BOOM en compost met een minimale fractie bodemdeeltjes van 10%.

Tabel 7.19 Metalen waarvoor de compost met minimale fractie bodemdeeltjes (f=0,1) van een bodem met BGW I resp. BGW II kwaliteit voldoet aan de BOOM-eisen voor compost

Gemiddelde BCF Bodem: BGW I kwaliteit	BOOM-eis zeer schone compost	BOOM-eis Schone compost
Voldoet niet	Zn, Hg	-
Twijfelachtig	Cr	Cr
Voldoet wel	As, Cd, Cu, Ni, Pb	As, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg

Gemiddelde BCF Bodem: BGW II kwaliteit	BOOM-eis zeer schone compost	BOOM-eis Schone compost
Voldoet niet	Cd, Cu, Ni, Zn, Hg	Cd, Hg
Twijfelachtig	Cr	Cr, Ni
Voldoet wel	As, Pb	As, Cu, Pb, Zn

Een fractie van 10% bodemdeeltjes is te beschouwen als het minimum gehalte in compost, dat mee komt als bodem aanhangend aan de plant. Onze aanbeveling is om dit materiaal te gebruiken als basis voor de berekening. Bij een hoger gehalte minerale deeltjes kan er opzettelijk grond zijn bijgemengd in de compost. Als dit schone grond is zou gerekend kunnen worden met een verdunning van de gehalten.

Aanbevolen wordt om de compost die (op basis van deze tabel) zal voldoen zonder keuring vrij te geven, voor gevallen met twijfel een keuring op de compost uit te voeren en voor de overige gevallen de BGW-waarden aan te passen.

7.4 Normering van BOOM in perspectief

7.4.1 Productie compost van een schone bodem (streefwaarde-niveau)

Uit de figuren 7.3 en 7.4 bleek dat de eisen van BOOM soms te streng zijn om goede compost te verkrijgen van bodems op streefwaarde niveau. De berekeningswijze kan echter ook omgekeerd worden, er van uitgaand dat compost van een bodem op streefwaarde niveau aan de eisen zou moeten voldoen. De eisen voor compost zouden dan daaraan aangepast kunnen worden.

We zagen bij Tabel 7.8 in paragraaf 7.2 over plantenmateriaal dat op basis van BCF(IW, stb) altijd geldt dat $E_p > SW$. Dit betekent dat het gemiddelde plantenmateriaal zal voldoen aan de BOOM-eisen voor zeer schone compost. Men kan zich afvragen of dit ook geldt op basis van de 75-percentiel van de BCF (vergelijk paragraaf 7.2.2 alternatief 2 en Tabel 7.11). Met de BCF kan de concentratie in het plantenmateriaal worden berekend. Op basis hiervan kan berekend worden aan welke eis minimaal 75% van het plantenmateriaal van een bodem op SW-niveau zou voldoen (Tabel 7.20). Men kan dit ook als eis voor een compostnorm opvatten.

Ter toelichting: het gaat hierbij om een norm gebaseerd op de productie van compost en niet zoals bij het uitgangspunt van BOOM om een norm voor de toepassing van compost (zie paragraaf 7.1.3). Er blijkt een spanning te zijn tussen de eisen vanuit de toepassing en vanuit de productie van compost (zie paragraaf 7.4.3)

In de laatste kolom van Tabel 7.22 is een voorstel opgenomen om de BOOM-norm voor zeer schone compost aan te passen, gezien de haalbaarheid van de productie op een bodem op streefwaarde-niveau (voor schone compost zou op deze basis geen aanpassing nodig zijn).

Tabel 7.20 Inschatting 75-percentiel van gehalten in plantenmateriaal van bodem met streefwaarde kwaliteit (Min en max op basis van datasets RIVM en IB)

	SW	BCF (75- perc) min	BCF (75- perc) max	M_{compost} min	M_{compost} max	Mboom (zeer schone compost)	voorstel
	mg/kg ds			mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds
As	29	0,015	0,061	0,44	1,8	5	-
Cd	0,8	1,11	1,57	0,89	1,26	0,7	1,3
Cr	100	-	0,067	6,7	6,7	50	-
Cu	36	0,42	0,43	15,1	15,5	25	-
Ni	35	-	0,038	1,3	1,3	10	-
Pb	85	0,02	0,038	1,7	3,2	65	-
Zn	140	0,57	0,66	80	92	75	95
Hg	0,3	0,21	0,53	0,06	0,16	0,2	-

Bij de gebruikelijke gehalten van diverse compost soorten (Tabel 7.26, paragraaf 7.4.3) zou het voorstel voor de meeste soorten compost nog steeds tot overschrijding leiden voor Cd en Zn. Bovenstaand voorstel stemt niet overeen met het (concept) voorstel van het Nutriënten Management Instituut (NMI; Tabel 7.25, paragraaf 7.4.4) op basis van de toepassing van compost. Het NMI stelt voor Cd geen verandering voor en voor Zn een ruimere verhoging.

Bij een vergelijking met de internationale normering (paragraaf 7.4.2) zien we dat als het voorstel gevolgd wordt de normering voor Zn nog steeds de strengste internationale norm vormt. De Europese compostnormering voor Zn (excl. Nederland, Spanje, zie tabellen 22 en 23) ligt in het traject 200-800 mg /kg ds.

Voor Cd ligt dit anders. De Europese compostnormering voor Cd (excl. Spanje) ligt in het traject 0,4 - 3 mg /kg ds. De huidige normering voor Cd stemt overeen met de EC normering voor 'Organic farming'⁵ en 'klasse I'⁶. Het voorstel komt meer in de buurt van 'klasse II'⁵ compost.

Op basis van deze vergelijkingen concluderen we dat het gewenst is om de normering van Zn voor zeer schone compost te verhogen tot 100 mg/kg ds (of 125 mg/kg volgens het voorstel van het NMI). De Nederlandse normen zijn vergeleken met buitenlandse compostnormen relatief streng, maar hebben zo wel geleid tot inspanningen voor de productie van zeer schone compost.

Het TCB-advies van 1994 (TCB, 1994) tot differentiatie naar gewastypen biedt misschien een oplossing in het spanningsveld van de productie en de normering voor toepassing van compost. Voor de realisatie hiervan zouden echter meer gegevens beschikbaar moeten zijn.

7.4.2 Internationaal perspectief normering van compost

Het rapport van Evers en Molenaar (2001) (via Vereniging van Afvalverwerkers, VVAV) geeft:

- een overzicht van recente internationale regelgeving (zie de Tabel 7.21 Tabel 7.22);
- een overzicht van gebruikelijke metaalgehalten in diverse Nederlandse en Duitse compostsoorten (zie Tabel 7.23 en Tabel 7.24);
- een nieuw normeringsvoorstel voor zeer schone compost (zie Tabel 7.25).

Er is geen regelgeving bekend voor Frankrijk, Groot-Brittannië, Ierland, Griekenland en Portugal. Na de Nederlandse normen zijn de Duitse in het algemeen de strengste. Voor Cu ligt de Duitse norm tussen schone en zeer schone compost; voor Cd en Pb is de Duitse norm gelijk aan schone compost; en voor Cr, Ni, Zn, Hg is de Duitse norm soepeler dan schone compost.

De Nederlandse normen zijn i.h.a. strenger dan die van de EC-richtlijn voor de biologische landbouw en de EU-richtlijn voor klasse I compost. Zeer schone compost zou voor de biologische landbouw gebruikt kunnen worden. Bij schone compost zouden het Eco-label verkregen kunnen worden, maar voor 'Organic farming' kunnen Cd en Pb in schone compost nog problemen geven. Buiten Europa is de regelgeving aanzienlijk minder streng.

Tabel 7.21 Huidige internationale regelgeving compost m.b.t. normering metalen in enkele Europese landen (in mg/kg d.s.)

	Neder-land	Neder-land	Duits-land	België	Luxem-burg	Dene-marken	Zwe-den	Noor-wegen	Italië	Spanje
	zeer schoon	schoon	bij max. 30 ton ds/ha							
As	5	15	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd	0,7	1	1	1,5	1,5	0,4	1	2	1,5	10
Cr	50	50	70	70	100	-	100	100	-	400 (III)
Cu	25	60	35	90	100	-	100	650	150	450
Ni	10	20	35	20	50	30	50	50	50	120
Pb	65	100	100	120	150	120	100	80	140	300
Zn	75	200	300	300	400	-	300	800	500	1100
Hg	0,2	0,3	0,7	1	1,0	0,8	1	3	1,5	7

(III) Cr(III), overige landen Cr-totaal

⁵ volgens EC richtlijn 1488/97/EC, volledig van kracht sinds 31-3-2002

⁶ uit EU landfill directive, 1999, klasse I max. dosering 10 ton ds /ha, klasse II max. dosering 5 ton ds /ha

Tabel 7.22 Huidige internationale regelgeving compost m.b.t. normering metalen bijzondere toepassingen en buiten Europa (in mg/kg d.s.)

	Neder-land zeer schoon	Neder-land schoon	Eco- label (*)	Organic farming (*)	EU klasse I (**)	EU klasse II (**)	EU klasse III (**)	USA	Canada	Nieuw Zeeland
As	5	15	10	-	-	-	-	-	-	-
Cd	0,7	1	1	0,7	0,7	1,5	3	85	20	15
Cr	50	50	100	70 (III)	100	150	300	3000	-	1000
Cu	25	60	100	70	100	150	300	4300	-	1000
Ni	10	20	50	25	50	75	100	200	180	200
Pb	65	100	100	45	100	150	250	600	500	600
Zn	75	200	300	200	200	400	600	2000	1850	1000
Hg	0,2	0,3	1	0,4	0,5	1	2	10	5,0	10

(*) van huishoudelijk afval voor gebruik in biologische landbouw EC richtlijn 1488/97/EC volledig van kracht per 31-3-2002

(**) normering compost uit EU landfill directive 1999/31/EC (max dosering I: 10 ton ds/.ha en II: 5 ton ds/ha)

(III) Cr(III), en Cr(VI) = 0 mg / kg ds

7.4.3 Gegevens uit de praktijk van de productie van compost in Nederland en Duitsland

De gegevens in Tabel 7.23 bevestigen dat de normen vaak niet gehaald zullen worden.

Kritische metalen zijn in de eerste plaats Cu en Zn en in mindere mate Cd en Ni.

Vergeleken met de Duitse normen zou schorscompost afgekeurd worden op Cd en compost van tuinbouwafval op Cu. De overige compost soorten zouden voldoen aan de Duitse normen.

Barth (2001) (Tabel 7.24) geeft een overzicht van vroegere en momenteel gebruikelijke waarden voor metaalgehalten in Duitsland (regio Zuidwest)

Uit Tabel 7.24 blijkt dat Duitse tuincompost de Nederlandse normen zou overschrijden voor Cu, Ni, Pb, Zn en Duitse GFT-compost (BIO-kompost) tenminste voor Cu en Zn en op basis van gemiddelden van het vermelde traject ook voor Cu, Ni en Hg.

Tabel 7.23 Gebruikelijke gehalten van diverse Nederlandse compost soorten (alles in mg /kg ds, overschrijdingen BOOM-norm zeer schone compost in grijs)

	normering BOOM	Producten				
	zeer schone compost	GFT- compost	groen- compost	Compost tuinbouw- afval	heide- compost	schors- compost
As	5	5	4	3	2	1
Cd	0,7	0,4	0,5	0,5	0,4	1,7
Cr	50	14	19	25	5	4
Cu	25	28	28	39	8	12
Ni	10	8	9	11	7	6
Pb	65	57	49	39	42	19
Zn	75	157	134	204	27	111
Hg	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1

(excl. compost van kippenmest en champost)

Tabel 7.24 Gebruikelijke metaalgehalten in Duitse compost (Barth 2001)

	M _{BOOM}	Tuin-compost	GFT-compost (<i>huidig</i>)	Huisvuil-compost (<i>vroeger</i>)
	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds
As	5	-	-	-
Cd	0,7	0,5	0,1-1,0	4,0
Cr	50	40	25-60	70
Cu	25	30	30-50	270
Ni	10	20	10-30	50
Pb	65	100	50-100	400
Zn	75	250	150-350	1300
Hg	0,2	0,2	0,1-0,5	2,5

7.4.4 NMI-voorstel nieuwe normering van compost op basis van toepassing

Evers en Molenaar (2001) stellen een nieuwe concept-normering voor zeer schone compost voor op basis van afvoer van zware metalen en arseen via het gewas en op basis van fosfaatgehalte (met Minas-systematiek) en een vrachtbenadering.

Dit voorstel is voor zeer schone compost soepeler m.b.t. As, Zn, Hg en iets strenger m.b.t. Cu, Pb en voor schone compost niet soepeler maar iets strenger m.b.t. Cd, Cu, Pb, Zn, Hg. Ook op basis van dit voorstel voor een norm voor zeer schone compost zouden dezelfde compostsoorten worden afgekeurd, waarbij Cu en Zn (nog steeds) voor 3 van de 5 soorten kritisch zijn.

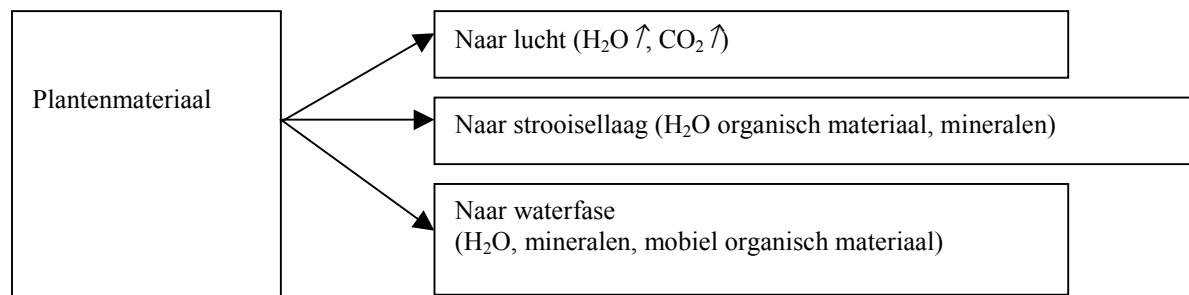
Tabel 7.25 Voorstel nieuwe normering van compost van het NMI, Nutriënten Management Instituut, Wageningen (Evers en Molenaar, 2001)

	Neder-land	Neder-land	Voorstel	Voorstel
	Zeer schoon	schoon	zeer schoon	schoon
As	5	15	15	15
Cd	0,7	1	0,7	0,9
Cr	50	50	50	50
Cu	25	60	23	50
Ni	10	20	10	17
Pb	65	100	58	85
Zn	75	200	125	170
Hg	0,2	0,3	0,26	0,26

7.5 Accumulatie in de strooisellaag

7.5.1 Inschatting met gemiddelde BCF

Bij afsterven van het plantmateriaal en vorming van de strooisellaag treedt er voor het organisch materiaal een verdeling op over 3 stofstromen. Voor de metalen/mineralen over 2 stofstromen (Tabel 7.5). Om de verrijking aan metalen van de strooisellaag te berekenen zou er naast de BCF-waarden ook kennis nodig zijn over de verdeling van het materiaal over deze stromen. Hiervoor zou een aanvullende studie nodig zijn. Ook het TCB-advies van over het ontwerp-besluit van BOOM in 1994 wees in dit verband al op de wenselijkheid van een onderzoeksprogramma voor de dynamiek van organisch stof in het veld (TCB, 1994).



Figuur 7.5 Stofstromen bij vorming strooisellaag

Om een ruwe inschatting te maken kunnen we grofweg stellen (op basis w/w ds):

- organisch materiaal: 20% naar lucht, 20% naar waterfase, 60% naar strooisellaag (zie 5.3 Opbouw van de strooisellaag);
- metalen/mineralen: 40% naar waterfase, 60% naar strooisellaag;
- verhouding mineralen/organisch materiaal ca. 0,05 (w/w).

In principe is de verdeling per metaal verschillend. De strooisellaag heeft ook een dynamiek van aanvulling en afbraak van organisch stof, waarbij op lange termijn het grootste deel van het organische stof wordt afgebroken. Dit zou ruwweg de dynamiek van een jaarcyclus moeten zijn.

Bij deze verhoudingen is de BCF direct bepalend voor de gehalten in de strooisellaag (bepalend was dat er evenveel metalen als organisch stof naar de strooisellaag gaat). Voor de gemiddelde BCF bij standaardbodem komt geen overschrijding $BCF > 1$ voor. In de dataset komen echter wel meetpunten met $BCF > 1$ voor (zie Tabel 7.26). Dit hangt samen met de grote variatie in BCF tussen de verschillende gewassen.

Tabel 7.26 Percentielen van BCF-waarden uit RIVM en IB datasets.

	50 perc dataset (*)		75 perc dataset (*)		95 perc dataset (*)	
	RIVM	IB	RIVM	IB	RIVM	IB
As	0,025	0,009	0,061	0,015	0,15	0,03
Cd	0,55	0,53	1,11	1,6	4,6	3,9
Cr	0,020	0,041 (**)	0,063	0,067 (**)	0,23	0,13 (**)
Cu	0,29	0,29	0,43	0,42	0,8	0,73
Ni	0,025	-	0,038	-	0,15	-
Pb	0,016	0,012	0,038	0,021	0,083	0,05
Zn	0,30	0,31	0,57	0,66	1,3	1,43
Hg	0,33	0,07	0,53	0,21	3	0,53

(*) N.B. De BCF- xx percentiel is niet bij standaardbodem en IW, maar afhankelijk van de verdeling van totaalgehalten en bodemtypen over de dataset

(**) Bij IB voor Cr schatting uit gegevens DoE

Het blijkt dat met name voor Cd, Zn en Hg accumulatie in de strooisellaag voor kan komen. Het gevaar bij de benadering met percentielen is dat een relatief hoge BCF mogelijk alleen voor is gekomen bij een laag gehalte aan zware metalen in de bodem (de BCF neemt exponentieel af met het bodemgehalte). Deze hoge BCF wordt zo abusievelijk gekoppeld een hoger bodemgehalte. Het is waarschijnlijker dat de verrijking alleen plaatsvindt bij lage bodemgehalten, waarbij het geen risico oplevert. Om dit beter te kunnen inschatten is een modellering van de variaties in BCF nodig (zie 7.5.2).

7.5.2 Invloed van bodemtype: modellering variaties BCF-waarden

Invloed van pH van de bodem i.r.t berekeningen compost

Op basis van een modellering kan voor Cd en Zn onderzocht worden in welke traject van totaalgehalten en bodemparameters zal gelden dat $BCF > 1$. De modellering van Bechtel-Jacobs/DoE (1998) is hier geschikt voor, omdat men zich hierbij heeft beperkt tot pH en totaalgehalte in de bodem en extrapolaties niet beperkt zijn⁷. De geldigheidstrajecten van de relaties zijn echter niet gegeven. Bechtel-Jacobs/DoE hebben de coëfficiënten van een empirisch model bepaald:

$$\ln(M\text{-plant}) = b_0 + b_1 \ln(M\text{-bodem}) + b_2 \cdot \text{pH}$$

De BCF neemt in het algemeen af met het totaalgehalte in de bodem (M-plant neemt wel toe, want $b_1 > 0$).

Op basis van de volgende rekenmethode is het gehalte in de bodem (x) berekend waarbij de $BCF = 1$ (zie Tabel 7.27)

$$BCF = 1 = \exp(b_0 + b_1 \ln x + b_2 \cdot \text{pH}) / x \Rightarrow$$

$$\ln x = b_0 + b_1 \ln x + b_2 \cdot \text{pH} \Rightarrow$$

$$\ln x = (b_0 + b_2 \cdot \text{pH}) / (1 - b_1)$$

Tabel 7.27 Concentratie in de bodem waarbij $BCF = 1$ bij diverse pH uit modellering DoE.

pH=	M-bodem [mg / kg ds]					
	3	4	5	6	7	8
As	0*	0*	0*	0*	0*	0*
Cd	1,9	1,0	0,6	0,3	0,2	0,1
Cr	-	-	-	-	-	-
Cu	2,3	2,3	2,4	2,4	2,4	2,5
Ni	0,1	0,2	0,3	0,6	1,3	2,5
Pb	0*	0*	0*	0*	0*	0*
Zn	136,5	76,2	42,5	23,7	13,2	7,4
Hg	0*	0*	0*	0*	0*	0,1

* 0 betekent $< 0,05$; verrijking komt wel voor, maar bij zulke lage bodemgehalten dat het niet van belang is

Dit resultaat dit bevestigt het resultaat van de andere 2 datasets dat alleen bij Cd en Zn $BCF > 1$ zal voorkomen (zie Tabel 7.28). De waarden voor de totaalgehalten waarbij $BCF > 1$ blijken bijna steeds onder de SW te liggen zijn daarom niet van belang (de BCF neemt af met de concentratie). Alleen voor Cd bij $\text{pH} \leq 4,5$ (en Zn bij $\text{pH} < 3$) worden waarden groter dan streefwaarden gevonden, maar nog ruim onder de interventiewaarden.

De conclusie is dat een verrijking van de strooisellaag op basis van gemiddeld gewastypen niet van belang lijkt (onder het voorbehoud van de invloed van stofstromen bij mineralisatie, zoals toegelicht bij Figuur 7.5).

Bij het overheersen van een bepaald gewastype is een verrijking van de strooisellaag echter niet volledig uitgesloten (hierop berust fyto-remediatie van metalen).

7.5.3 Opbouw van de strooisellaag

Voor het beoordelen van de kans op accumulatie van metalen in de strooisellaag is van belang een idee te hebben van de hoeveelheid organisch materiaal die jaarlijks in de strooisellaag terecht komt.

⁷ Hetzelfde zou kunnen met de relaties van Versluijs en Otte (2001), met OC% en L% op vaste waarden (bijv. van standaardbodem). Bij de relaties van Bechtel-Jacobs zijn de OC% en L% waarden onbepaald en dus in principe bepaald door het gemiddelde van de dataset.

De totale hoeveelheid vrijkomend *bovengronds* plantenmateriaal (litter/strooisel) in de gematigde zone bij bos ecosysteem en land- en tuinbouw wordt ingeschat op ca. 200-600 g_{ds}/m² per jaar (Kögel-Knabner, 2002).

In het boscysteem vindt een netto vastlegging van koolstof uit atmosferisch CO₂ plaats. Op een landbouwareaal is een koolstof input van 100-360 g C /m² per jaar nodig bij een oogst van 600 g graan /m². (Kögel-Knabner, 2002). De toegestane hoeveelheid compost is volgens artikel 20 van het BOOM (Leidraad Bodembescherming, 1998) max. 6 ton ds /ha per jaar (= 0,6 kg ds /m²) op bouwland of braakland en de helft hiervan op grasland. Voor een metaalbalans zouden beide stromen beschouwd moeten worden.

De netto productie (vastlegging) van organisch materiaal in een **bos-ecosysteem** in de USA voor de bossen van de *zuidelijke staten* is gemiddeld 1400- 1700 g /m² per jaar volgens Mickler *et al.*(2002). Op droge stof basis (20-30%) is dit gemiddelde 300-500 g ds /m² per jaar. Voor de *gematigde zone* kan uit bijgaande kaarten van Mickler *et al.* (2002) een waarde geschat worden. De variaties in de gematigde zone in het oosten van de USA lopen van 600-2000 g/m² met een geschat gemiddelde van 1000-1200 g/m², dit komt overeen met 200-350 g ds /m² per jaar. Uitgaande van een strooisellaag van 10 cm bevat 0,1 m³ grond /m² met een sg. 250 kg ds /m³ (Korevaar *et al.*, 1983) 25 kg ds. wanneer hier jaarlijks 200-600 g ds /m² bij komt, gaat het om een toename van 1-2% (w/w).

Veen en moerasgebieden staan ook bekend als belangrijke 'sink' voor organisch koolstof (Morris, 1991) door vastlegging van koolstof vanuit de atmosfeer. Voor de koolstofbalans is naast de vastlegging en decompositie ook uitspoeling van belang. Er zal aërobe decompositie (CO₂-vorming) plaatsvinden en anaërobe decompositie (CH₄-vorming). Metingen van Clair *et al.* (2002) aan een Canadees moeras geven een voorbeeld van het belang van uitspoeling. In een jaarcyclus is een verlies van ca. 210 g C /m² naar de lucht (aërobe decompositie plus plantrespiratie) en 36 g C /m² naar het water (in de vorm van dissolved organic carbon, DOC) gemeten. Dit blijkt samen ongeveer gelijk te zijn aan de totale jaarproductie van organisch materiaal en er treedt in dit gebied geen productie van veen op. Dit geeft aan dat de afvoer met water ook belangrijk kan zijn, sterk afhankelijk van de hydrologie van het gebied. Als de decompositie langzamer zou lopen treedt veenvorming op (Clair *et al.*, 2002).

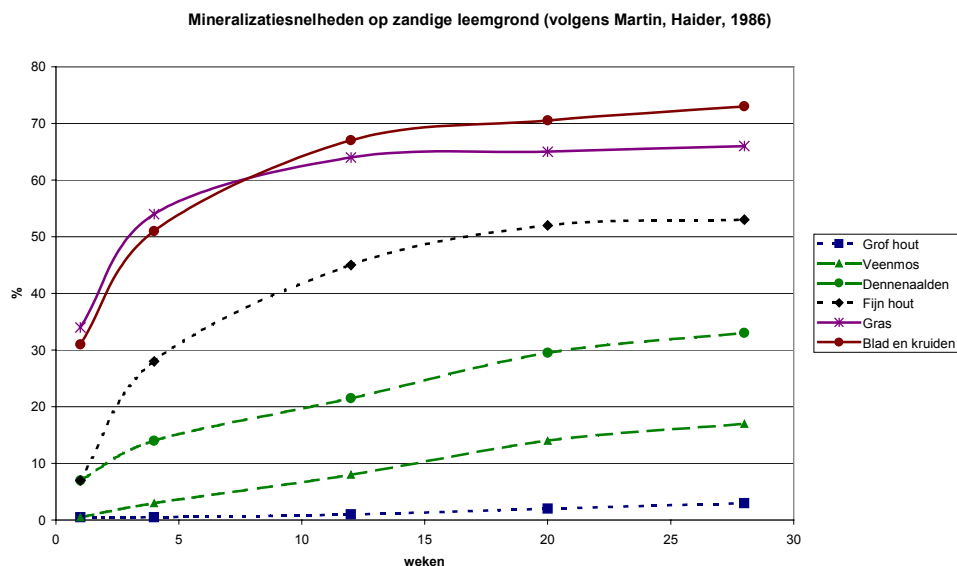
Ondergronds bevindt zich 20-50% van het organische materiaal (waarvan 75% in bovenste 40 cm), bestaande uit wortelsysteem en daaraan gerelateerde mycorrhiza-schimmels. Hiervan sterft in een natuurlijk ecosysteem (fijne wortels in bos, grasland en veengebied) jaarlijks een hoeveelheid in de orde van 55% af. Ook dit heeft ook invloed op de toename van organisch materiaal in de strooisellaag (afkomstig van de wortels), nl. ca. 30-50 g C/m² per jaar (Kögel-Knabner, 2002). Het metaalgehalte in het schimmel mycelium kan behoorlijk hoger zijn dan in de omringende bodem (Mulder en Breure, 2002) en leidt tot een lager metaalgehalte in het strooisel. Voor de strooisellaag als geheel kunnen we echter aannemen dat de metaalgehalten waarschijnlijk ongeveer gelijk blijven.

Conclusie: Men moet concluderen dat de mineralisatie en afvoer van het organische materiaal sterk afhangt van klimaat, hydrologie en materiaalbeheer (door de mens). Ook ondergronds is er een aanzienlijke productie van organisch materiaal. Zonder verstoring kan de jaarlijkse netto koolstofstroom naar de atmosfeer ruwweg van dezelfde orde van grootte zijn als in de productie van organisch materiaal dat in de strooisellaag terechtkomt. Afgezien van plaatselijke verschillen kan voor een gemiddeld bos-ecosysteem van de gematigde zone worden aangenomen dat het geproduceerde organische materiaal in de strooisellaag wordt

vastgelegd en leidt tot een toename van het materiaal van de strooisellaag met enkele procenten per jaar.

7.5.4 Mineralisatie in de strooisellaag

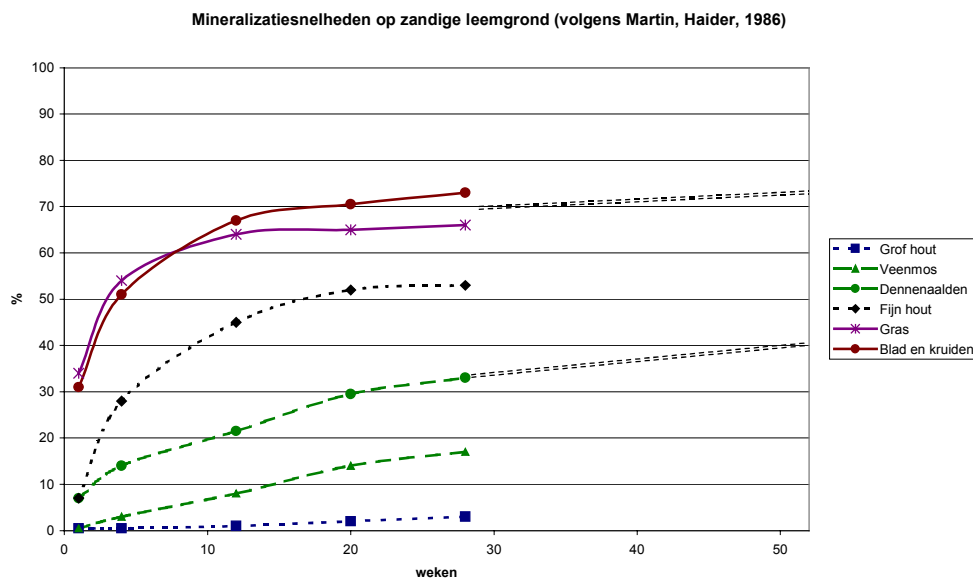
In de gematigde zone zijn mineralisatiesnelheden (op basis van koolstof) van diverse soorten plantenmateriaal bekend (Martin en Haider, 1986; zie Figuur 7.6)



Figuur 7.6 Mineralisatiesnelheden van diverse strooiseltypen

De resultaten geven de aan dat voor de vorming van de strooisellaag bij een jaarcyclus op basis van extrapolatie van de curven voor blad/kruiden/gras en dennenaalden (zie Figuur 7.7) gedacht moet worden aan een mineralisatie van 40-75%. Dit zou een jaarlijkse vastlegging van 25-60% van het organische materiaal betekenen.

Wanneer de resultaten worden doorgetrokken naar het composteringsproces kan geconcludeerd worden dat van het te composteren bovengronds plantenmateriaal (excl. grof hout) na ca. 5 weken kan 15 –55% van het organische materiaal gemineraliseerd is. Voor het te composteren materiaal zou dit een indikking kunnen betekenen als geen metalen/mineralen zouden uitlogen naar de bodem. Aangezien de uitloging moeilijk gekwantificeerd kan worden is hiervoor momenteel geen correctie uitgevoerd.



Figuur 7.7 Extrapolatie van mineralisatiesnelheden voor diverse strooiseltypen

7.5.5 Inschatting accumulatie van metalen in de strooisellaag

Er kan ook een ruwe inschatting van de accumulatie van metalen in de strooisellaag gemaakt worden uitsluitend op basis van de hoeveelheid organisch materiaal die er jaarlijks bijkomt en onder verwaarlozing van uitloogverliezen (mineralen en metalen), uitspoeling (DOC), depositie en verder gedrag van het materiaal.

Aannamen zijn dat de strooisellaag ondanks toevoeging plantenmateriaal gelijk blijft (de berekende toename was 1-2%, zie 7.5.3) en de ondergrond niet noemenswaardig in concentratie verandert. (Er is een verschil in dichtheid van onder- en bovengrond. Voor de berekening concentratie in de ondergrond zou in principe weer een inschatting van de dichtheid hiervan nodig zijn). De BCF is gelijk verondersteld in boven- en ondergrond, wat gezien de verschillende samenstelling eigenlijk niet zou mogen (maar in de praktijk wordt er altijd een effectieve BCF per gewas bepaald; het verschil in BCF als functie van organisch stof is overigens gedeeltelijk ook een dichtheidseffect).

Het verwaarlozen van het uitloogverlies en invloed van onttrekking door gewas in de ondergrond leidt tot een overschatting van de concentratie in de strooisellaag. Het verwaarlozen van de mineralisatie zou daarentegen leiden tot een onderschatting. De invloed van organische stof percentages op de BCF is variabel per metaal, hieronder gaan we uit van een effectieve BCF.

Uitgangspunten van de berekening:

- Productie organisch materiaal $P = 0,2 - 0,6 \text{ kg ds / m}^2$ per jaar;
- Strooisellaag 10 cm sg 250 kg ds / m^3 (Korevaar et al 1983);
- dus per m^2 weegt de strooisellaag 25 kg ds;
- Beworteling in strooisellaag 30%, dus 30% opname uit strooisellaag en 70% uit ondergrond.

Beginconcentratie in bodem (strooisellaag en onderlaag) $Q_0 = 1 \text{ mg metaal / m}^3$, dan na 1 jaar:

Concentratie in strooisellaag na 1 jaar: $Q_{1s} = (25 \cdot Q_0 + P \cdot Q_0 \cdot BCF) / (25 + P)$

Concentratie in ondergrond wijzigt niet en blijft gelijk aan Q_0 .

$$\text{Na 2 jaar: } Q_{2s} = (25 \cdot Q_{1s} + 0,3 \cdot P \cdot Q_{1s} \cdot BCF + 0,7 \cdot P \cdot Q_0 \cdot BCF) / (25 + P)$$

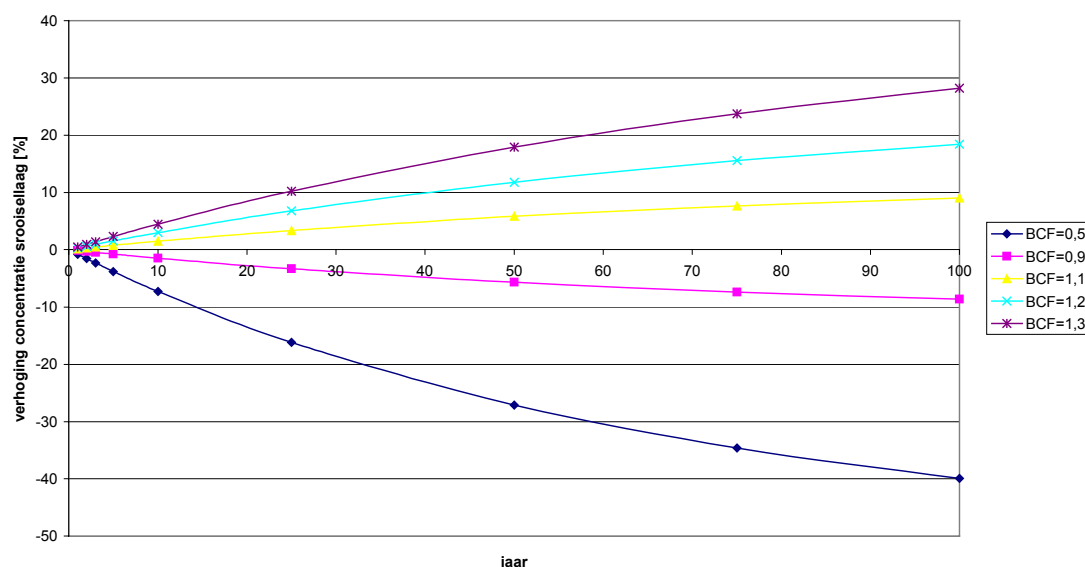
$$\text{Na 3 jaar: } Q_{3s} = (25 \cdot Q_{2s} + 0,3 \cdot P \cdot Q_{2s} \cdot BCF + 0,7 \cdot P \cdot Q_0 \cdot BCF) / (25 + P), \text{ etc.}$$

Als de accumulatie in jaar x wordt gedefinieerd als $(Q_{xs} - 1) \cdot 100$, dan wordt met $P = 0,2 - 0,6 \text{ kg ds / m}^2$ per jaar de accumulatie, afhankelijk van de BCF, berekend zoals in Tabel 7.28 en Figuur 7.8.

Tabel 7.28 Accumulatie van metalen in de strooisellaag als functie van een gegeven effectieve gemiddelde BCF van de begroeiing

Verrijking strooisellaag [%]	5 jaar	10 jaar	50 jaar	100 jaar
BCF= 0,5	-2 - -6	-4 - -11	-7 - -37	-39 - -51
BCF= 1	0	0	0	0
BCF= 1,5	2 - 6	4 - 11	18 - 43	32 - 66
BCF= 2	4 - 12	8 - 22	37 - 94	68 - 153

Maximale verrijking strooisellaag bij productie organisch materiaal van 0,4 kg ds /m² per jaar



Figuur 7.8 Maximale accumulatie van metalen in de strooisellaag in 100 jaar bij een productie van organisch materiaal van 0,4 kg ds /m² per jaar, voor diverse gemiddelde BCF-waarden.

Gezien de lage gevonden gemiddelde BCF-waarden (zie paragraaf 7.5.1 Tabel 7.29) is ook volgens deze inschatting door de toevoeging van gemiddeld plantenmateriaal in het algemeen een verarming van de strooisellaag aan metalen waarschijnlijker dan een verrijking. Daarmee bevestigt deze beschouwing de eerdere conclusies van paragraaf 7.5.1 en 7.5.2. Gezien de eerste inschatting van het belang van mineralisatie van organische stof (zie 7.5.4) kan geconcludeerd worden dat voor cadmium en zink (afhankelijk van o.m. pH en type gewas) mogelijk accumulatie in de strooisellaag kan optreden.

Deze conclusie geldt voor de gemiddelde BCF-waarden. Bij monocultures van bepaalde gewassen kan in principe wel accumulatie van metalen in de strooisellaag kan voorkomen. In deze studie is geen uitwerking per gewas type gemaakt. Tabel 7.29 geeft (vooruitlopend op

een eventuele vervolgstudie) een indruk bij welke type gewassen hoge BCF zijn gemeten. Dit geeft een indicatie van voor welke gewastypen accumulatie in de strooisellaag kan voorkomen. Meer dan 50% BCF-waarden >1 komen vooral voor bij Cd met name bij bomen, groenten, overige landbouwgewassen (bijv. voeder- en suikerbieten) en inheemse wilde kruiden. Onder bomen kan accumulatie verwacht worden van Cd (voornamelijk bij naaldbomen, minder bij loofbomen), Cu (loof- en naaldbomen) en Hg (voornamelijk bij loofbomen, voor Hg zijn er weinig metingen aan naaldbomen). Bij inheemse wilde kruiden (bijv. brandnetels, alsem, jakobskruid, varens, salomonszegel, bosbessen) kan naast accumulatie van Cd ook accumulatie van As in de strooisellaag verwacht worden. Het aantal metingen is op dit punt echter te beperkt voor vergaande conclusies in relatie tot gewastypen (behalve voor groenten/moestuingewassen). Hiervoor wordt een vervolgonderzoek aanbevolen.

Tabel 7.29 Voorkomen van BCF >1 per metaal en gewastype (Bechtel-Jacobs, DoE, 1999)

Metaal Gewas- typen	% meetpunten met BCF>1										
	0-9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
As	9	6	0	5	0	0	0	-	0	-	73
Cd	40	10	62	22	0	49	53	-	50	33	67
Cr	0	-	-	0	-	-	-	-	-	0	0
Cu	7	0	70	2	-	0	0	-	0	10	9
Ni	12	31	0	24	-	8	0	-	15	50	0
Pb	4	0	0	9	0	2	0	-	13	20	0
Zn	21	26	42	5	44	48	18	-	17	26	16
Hg	30	11	57	24	-	43	16	-	32	8	41

Hierbij is de onderstaande indeling van gewastypen aangehouden (0-9 = alle gewassen) :

0 = onbekend

1 = bomen

2= grassen

3= overige weideplanten (zie ook 9)

4= granen

5= groenten

6= fruit

7= overige landbouwgewassen

8= tuinplanten en exoten

9= inheemse wilde kruiden (zie ook 3)

7.6 Conclusies

7.6.1 Conclusies van berekeningen

Compost

Vergelijking van verwachte gehalten in het *plantenmateriaal* met de eisen van BOOM voor zeer schone compost leidt tot een voorstel voor aanpassing van de BGW voor tenminste de BGW bij cluster II voor Cd, Zn en Hg, resp. tot 4, 470 en 6,7 mg /kg ds.

Bij compost speelt echter niet alleen het plantenmateriaal, maar ook de hoeveelheid verontreinigde bodem die met de compost meekomt. Dit kan al gauw bepalend zijn voor de concentraties aan metalen in de compost. In de praktijk wordt echter bij de compost ook schone grond bijgemengd. Het is dan van belang hoeveel schone en hoeveel verontreinigde grond in de compost terecht komt.

Bij *compost* zouden vervolgens ook eisen gesteld moeten worden aan de maximale hoeveelheid bodemdeeltjes (aangenomen dat het verontreinigde bodem betreft). Deze eisen verschillen per metaal en zijn opgenomen in tabel 7.17 (voorwaarde: zeer schone compost, kolommen 'f1 gemid' en 'f2 gemid') en Tabel 7.18 (schone compost).

Een alternatief is om bij het stellen van de eisen uit te gaan van een vaste minimale hoeveelheid verontreinigde bodemdeeltjes in de compost. In de praktijk varieert de fractie bodemdeeltjes in compost tussen 10-70%. Onze aanbeveling is om als basismateriaal voor de beoordeling plantenmateriaal met 10% aanhangende verontreinigde bodem te nemen. Bij de minimale fractie van 10% grond resulteert dit in strengere eisen als hierboven vermeld voor plantenmateriaal, nl. voor de BGW van cluster II voor Cd, Zn en Hg, resp. tot 2,8, 307 en 1,6 mg /kg ds. Voor Cu in cluster II zou een eis van 162 mg/kg ds moeten gelden. Voor Hg en Zn zouden de genoemde waarden dan ook moeten gelden voor de BGW van cluster I.

Overigens moet opgemerkt worden in de praktijk in Nederland door weinig partijen compost wordt voldaan aan de eis van zeer schone compost (Meijer, 2001). Vergelijk ook 4.3 en verdere analyse in Evers en Molenaar (2001). De eis van BOOM voor zeer schone compost wordt ook bij productie op een bodem op streefwaarde niveau niet altijd gehaald. Dit laatste zou aanleiding kunnen zijn voor aanpassing van de BOOM-eis voor zeer schone compost voor Cd en Zn naar resp. 1,3 en 95 mg /kg ds. Hierbij kunnen echter ook andere

overwegingen een rol spelen (zie paragraaf 4.1 en 4.4) Aanpassing van de BOOM-eis zou op zijn beurt echter ook weer consequenties hebben voor de voorgestelde wijzigingen van de BGW.

Strooisellaag

Accumulatie van de beschouwde metalen in de strooisellaag (als geen afvoer van organisch materiaal) lijkt op basis van gemiddeld gewastype niet van belang (zie paragraaf 7.5). BCF-waarden gemiddeld over gewassen zijn in het algemeen kleiner dan één. Uitzonderingen kunnen wel voorkomen, met name voor Cd, Zn en Hg maar dit gaat dan meestal om lage concentraties en lage pH. Een hoge mineralisatie van organisch stof vergroot kan voor deze stoffen wel de kans tot accumulatie net als voor specifieke gewassen accumulatie. Dit verdient nadere aandacht.

7.6.2 Beleidsmatige beslissingen

Het bovenstaande levert aanknopingspunten voor de beleidsmatige beslissingen:

- of de eis voor zeer schone compost onderdeel moet blijven van de BGW voorwaarden;
- zo ja, of hierbij moet worden uitgegaan van plantenmateriaal of van compost met een fractie verontreinigde bodem;
- of er aanvullende eisen worden gesteld aan de hoeveelheden bodemmateriaal in de compost, of het raadzaam is om de BOOM-eis voor zeer schone compost af te stemmen op de streefwaarden.

Aanbevolen wordt:

- als maatgevend materiaal voor ‘compost’ plantenmateriaal te nemen met minimaal 10% aanhangende (verontreinigde) bodemdeeltjes;
- de BOOM-eisen tenminste zo aan te passen dat ‘compost’ van een bodem op streefwaardenniveau volgens bovenstaande berekeningen aan de BOOM-eisen voldoet (zie 7.4.1);
- de BGW-waarden aan te passen, minimaal overeenkomstig Tabel 7.18;
- bij Cr verontreiniging van de bodem de compost op dit punt te keuren, omdat een uitspraak op basis van de beschikbare gegevens niet goed mogelijk is (zie Tabel 7.19);
- verder onderzoek te doen naar mogelijkheden van differentiatie per gewastype, conform het TCB-voorstel.

8. Conclusie en aanbevelingen

8.1 Inleiding

De Bodemgebruikswaarden zijn in 1999 afgeleid op basis van de beschikbare kennis en risicobeoordelingsmethodieken en beleidsmatige keuzes. Aanleiding voor de evaluatie van de onderbouwing van de bodemgebruikswaarden waren:

- beschikbaar komen van nieuwe gegevens en methodieken vanuit het project evaluatie interventiewaarden (het beleidsmatige traject van dit project loopt nog tot medio 2003);
- vrijwel ontbreken van toxiciteitsgegevens specifiek voor planten en ontbreken van algemene ecologische risicogrenzen voor doorvergiftiging;
- ontbreken van een methodiek om vanuit de kwaliteitseisen voor compost kritische gehalten voor de bodem af te leiden
- onduidelijkheid over wat de mogelijke ecologische consequenties zijn van het hanteren van de HC₅₀ als algemeen ecologische criterium, waardoor bij dit concentratieniveau mogelijk ongewenste effecten op ecosystemen kunnen optreden.

In de hoofdstukken 2 t/m 7 is met name steeds gekeken naar de gevolgen van een aangepaste uitwerking van de betreffende gebruik voor de bestaande getalsmatige uitwerking van dat criterium. In dit hoofdstuk worden alle criteria voor de bodemgebruikseisen in samenhang bekeken. Eerst wordt ingegaan op de resultaten en conclusies van de 3 typen van gebruikseisen waarvoor kwantitatieve criteria nodig zijn (9.2 t/m 9.4), in 9.5 worden de getalsmatige consequenties in twee voorbeeld uitwerkingen gegeven.

In de verschillende hoofdstukken is op uiteenlopende wijze de onderbouwing van de huidige bodemgebruikswaarden voor de clusters I en II van bodemgebruik geëvalueerd. Het gaat hierbij om:

- nieuwe beschikbaar gekomen data die in de reeds bestaande methodiek zijn ingebracht
- aanvullende uitwerkingen van gebruikseisen in een getalsmatig criterium, welke beleidsmatig al van belang waren;
- alternatieve uitwerkingen die tot aanpassing van de gemaakte keuzes kan leiden.

De getalsmatige consequenties van deze drie onderdelen zijn opgenomen in Tabel 8.1 (punten 1 en 2) en in Tabel 8.2 (punt 3). In bijlage 8-1 zijn de gebruikte kwantitatieve criteria per stof opgenomen, die in de tabellen 8.1 en 8.2 zijn gebruikt.

8.2 Humane bodemgebruikseisen

Beschikbaar gekomen gegevens en modelaanpassingen vanuit de Evaluatie van de interventiewaarden bodemsanering (Lijzen *et al.*, 2001) leiden tot een aanpassing van de humane risicogrenzen ter onderbouwing van de BGW. Voor veel stoffen leidt dit tot vrijwel gelijke of een lichte verhoging van de risicogrens, alleen voor koper, kwik, zink, 1 PAK, DDT/DDE en aldrin leidt dit tot een (kleine) *verlaging* van de risicogrens. Alleen voor DDT/DDE en aldrin leiden nieuwe toxicologische fysisch –chemische gegevens tot meer dan een factor 10 lagere risicogrenzen. De geleverde uitwerking van de BGW komt hierdoor geheel overeen met de uitwerking t.b.v. de interventiewaarden, afgezien van effecten van de blootstellingsscenario's ten behoeve van de functiegerichte aanpak.

Het stof-specifiek kunnen invullen van achtergrondblootstelling (AB)(m.n. voeding, drinkwater en lucht) leidt in het algemeen tot minder strenge risicogrenzen doordat alleen voor lood en zink de geschatte achtergrondblootstelling groter is dan de bestaande

(veiligheidshalve gekozen) waarde van 50% bijdrage uit andere bronnen dan bodemverontreiniging. Voorgesteld wordt deze invulling van stofspecifieke achtergrondblootstelling toe te passen. Beleidsmatig zou dit echter ook 50% achtergrondblootstelling gehandhaafd kunnen worden, behalve voor lood en zink waar de bijdrage vanuit andere bronnen groter dan 50% kan zijn.

De vergelijking tussen gemeten en berekende PAK-gehalten in wortelgewassen geeft aan dat de modelberekening een bovengrens is van de gehalten die bij de (relatief beperkte) metingen worden aangetroffen en een structurele overschatting wanneer de gewassen van hun schil zijn ontdaan. Ten behoeve van locatiespecifieke risicobeoordeling en bodemgebruikswaarden in geval van moestuinen, wordt geadviseerd deze relatie met meer metingen te staven en op basis daarvan de generieke berekeningsmethode en risicobeoordeling zonodig aan te passen.

Op basis van de beschikbare PAK-profielen is volgens de eerder toegepaste methode een risicogrens voor som-PAK afgeleid van 3,5 mg/kg voor cluster I en 140 mg/kg voor cluster II. Aangezien deze waarde gericht is op 12 carcinogene PAK's (van de 17 PAK: 16 'EPA PAK' en benzo(a)pyreen) en een groot aantal in de profielen ontbreken wordt geadviseerd op basis van meer gegevens over profielen een som-waarde voor PAK's af te leiden. Voor DDT en DDE wordt ook een som-waarde voorgesteld (4 mg/kg voor cluster I). Voor drins is een som-waarde gezien de verschillen in stofgedrag en toxiciteit niet mogelijk.

Ten opzichte van de bestaande BGW is alleen voor cluster I de humane risicogrens voor aldrin lager. De herziene fysisch-chemische stofgegevens (met name de K_{oc}) verhoging van de geschatte opname in wortelgewassen is hiervan de oorzaak.

8.3 Ecologische gebruikseisen

Alleen nieuwe gegevens

Uitgaande van handhaving van het *algemene ecologisch criterium (hoofdstuk 3)* op het HC₅₀-niveau, leiden nieuwe gegevens en aanpassing van de methodiek voor afleiding van een HC₅₀ voor bodem, zoals beschikbaar gekomen bij de Evaluatie interventiewaarden (Verbruggen *et al.*, 2001), tot een aantal wijzigingen. Voor koper, nikkel en zink is de herziene HC₅₀-waarde circa een factor 2 lager dan de huidige HC₅₀. Voort DDT is de herziene HC₅₀ een factor 4 lager en voor dieldrin een factor 18 lager dan de bestaande HC₅₀. Voor de overige stoffen is de herziene HC₅₀ hoger of vrijwel gelijk aan de huidige HC₅₀.

Aanvullende uitwerking

De uitwerking van een apart *criterium voor fytoxiciteit (hoofdstuk 5)* is mogelijk voor alle metalen behalve kwik, met name wanneer ook fytoxiciteitsgegevens gebruikt worden waarvoor gegevens over het bijbehorend lutumgehalte van de bodem ontbreken. Aanbevolen is deze gegevens te gebruiken aangezien dit de onzekerheid (betrouwbaarheidsinterval) fors doet afnemen. Voor PAK's zijn weinig gegevens beschikbaar en voor DDT/DDE/DDD en drins ontbreken gegevens. Om consistent te zijn met het huidige gebruik van de HC₅₀ als algemeen ecologisch criterium is de HC₅₀-planten bepaald (en de HC₅-planten). De momenteel gebruikte waarde voor fytoxiciteit voor klei vanuit de LAC komt voor de meeste metalen goed overeen met de voorgestelde HC₅₀-planten, alleen voor chroom en lood ligt de afgeleide waarde lager (lood 186 vs. 800; chroom 112 vs. 300).

Wat betreft de noodzaak tot een apart fytoxiciteitscriterium zijn twee conclusies mogelijk, afhankelijk van de gestelde voorwaarden:

1. Wanneer bij de statistische vergelijking van de datasets voor planten en overige soorten (bodemfauna) (met een t-test) de spreiding van beide datasets wordt betrokken in de

toetsing (zijn datasets significant verschillend?), leidt dit, behalve voor zink, niet tot significante verschillen tussen de datasets

2. Wanneer de herziene HC₅₀ (punt-waarde) hoger is dan de bovengrens van het 90%-betrouwbaarheidsinterval van de HC₅₀-planten (voor de grootste dataset, inclusief NOEC zonder lutum- en humusgehalten), kan worden geconcludeerd dat een aparte (lagere) waarden voor fytoxiciteit gewenst is voor cadmium, chroom, lood en nikkel. In die gevallen is de HC₅₀-planten in Tabel 8.1 opgenomen.

Aanbevolen wordt de dataset met toxiciteitsgegevens voor planten uit te breiden en dit vooral te richten op de toxiciteit voor sleutelsoorten.

Een kwantitatieve invulling van het ***criterium doorvergiftiging (hoofdstuk 6)*** is mogelijk voor alle metalen, (behalve arseen, chroom en nikkel), DDT en de drins. Voor PAK's en DDE/DDD lukt dit niet. Vooralsnog wordt voor arseen, chroom, nikkel op basis van beperkte gegevens geen risico op doorvergiftiging verondersteld, maar geadviseerd wordt alsnog gegevens te verzamelen om een MTR/HC₅₀ hiervoor af te leiden.

Voor PAK's is het risico van doorvergiftiging klein. Voor DDE/DDD zijn geen gegevens beschikbaar, maar gezien de hogere toxiciteit van DDT, is beneden die waarde ook geen risico voor deze stoffen aanwezig.

Geconcludeerd is dat het meenemen van doorvergiftiging (op HC₅₀-niveau) tot lagere risicogrenzen leidt voor cadmium, kwik, methyl-kwik, lood en zink, ten opzicht van de herziene risicogrenzen (HC₅₀). Voor cadmium en zink zijn de toxiciteitsgegevens voor doorvergiftiging en directe toxiciteit ook significant verschillend. Wanneer beleidsmatig uitgegaan zou worden van een bodemkwaliteit op MTR-niveau (HC₅+achtergrond) bestaat voor alle stoffen (excl. arseen, chroom, nikkel, PAK's en DDE/DDD) een extra risico voor doorvergiftiging ten opzichte van directe toxiciteit (HC₅₀).

Ecologische relevantie en alternatieve uitwerking ecologisch criterium

De verkenning van de mogelijkheden voor een alternatieve uitwerking van ***het algemeen ecologisch criterium (hoofdstuk 3)*** en de ***relatie tussen laboratorium studies en semi-veldstudies (hoofdstuk 4)*** levert het volgende beeld.

Om een eerste indruk te krijgen van de ecologische betekenis van de HC₅₀ op basis van laboratorium toxiciteitsgegevens (NOEC_{lab}) zijn in deze toxiciteitsgegevens naast toxiciteitsgegevens uit het veld geplaatst. De NOEC_{semi-veld} voor individuele soorten (of een deel van het ecosysteem) blijkt in ordegrrootte overeen te komen, maar ligt iets hoger dan de NOEC_{lab} (hoofdstuk 4). Een aantal aangevoerde bezwaren tegen het gebruik van SSD gebaseerd op NOEC_{lab} als representatie van te verwachten of waargenomen effecten in (semi)veld situaties kunnen daarmee (deels) worden weggenomen. Een aantal andere bezwaren wordt met dit materiaal niet weggenomen; daarvoor zouden de bestudeerde ecosystemen onderzocht moeten worden op andere eindpunten en interactie tussen de soorten en zouden er daadwerkelijke veldgegevens moeten worden geïnterpreteerd. In het relatief beperkte aantal referenties ontbreken deze gegevens veelal. Vergelijkbare studies met aquatische gegevens suggereren dat de NOEC voor het ecosysteem ligt in het traject van HC₅ en HC₅₀ en is mede afhankelijk van de ernst van de beschouwde effecten (Van den Brink *et al.*, 2000; Traas *et al.*, in prep). Om meer inzicht te krijgen in de ecologische relevantie van HC_x-waarden wordt aanbevolen na te gaan of meer literatuur bestaat over effecten van deze stoffen in het veld om zo tot een betere vergelijking met laboratoriumgegevens te komen.

Een algemeen ecologisch criterium moet zorgdragen voor het functioneren van processen en de aanwezigheid van soorten. Aangezien het huidige criterium (HC₅₀) een onbelemmerd functioneren van een ecosysteem niet kan waarborgen, is nagegaan welke alternatieven er

zijn. Gezien de relevantie en de beschikbaarheid van de benodigde gegevens, zijn voor de huidige HC₅₀ als het *algemeen ecologische criterium (hoofdstuk 3)* enkele alternatieven direct haalbaar en enkele andere opties mogelijk voor de langere termijn.

Direct haalbaar zijn de volgende:

1. Het zonder meer afleiden van een extra HC_x tussen de HC₅ en HC₅₀ is technisch wel mogelijk (voor een deel van de stoffen), maar wordt niet zinvol bevonden zolang de ecologische relevantie van een HC_x ontbreekt. Wanneer aan andere HC_x-waarden (dan de HC₅) een ecologische relevantie kan worden gegeven, en beleidsmatige keuzes hiervoor gemaakt worden, moet deze benadering verder uitgewerkt worden.
2. Het hanteren van het MTR als algemeen ecologisch criterium heeft een ecologische betekenis en kan een onbelemmerd functioneren van processen en aanwezigheid van soorten in voldoende mate garanderen. Het leidt wel tot relatief lage toelaatbare bodemgehalten.
3. Op basis van de onzekerheid rond de gevoeligheidsverdeling van de NOEC's kan een marge rond de HC₅₀ (en HC₅) worden aangegeven, waardoor met een bepaalde zekerheid een kwaliteit (beschermingsniveau) gewaarborgd kan worden. Een goede mogelijkheid om de onzekerheid in een getal uit te drukken is de LLHC₅₀ (lower limit van het 90%-betrouwbaarheidsinterval van de HC₅₀). Dit kan voor een groot aantal stoffen uitgewerkt worden. Ook wanneer minder dan vier NOEC-waarden voor een stof aanwezig zijn (minimaal 2) kan een LLHC₅₀ worden berekend; door de grote onzekerheid is deze dan echter zeer laag. Geadviseerd wordt dit criterium toe te passen voor het afleiden van een ecologisch criterium voor een BGW. Bij een tekort aan gegevens is voorgesteld voorlopig het MTR te hanteren. Een belangrijke aanbeveling is tegelijkertijd energie te steken in het vergroten van de dataset, waardoor deze benadering voor alle stoffen mogelijk wordt en te zorgen dat de waarden niet onnodig laag blijven in de toekomst.

Voor de langere termijn zien wij de volgende mogelijkheden:

1. Het is wenselijk de sleutelsoorten binnen een ecosysteem te beschermen en met name voor die soorten de toxiciteitsgegevens te gebruiken. Door de beoordeling (ook) te richten op deze soorten kan ook rekening gehouden met de interacties tussen de soorten. Uitwerking van dit principe is nog niet mogelijk. Aanbevolen wordt sleutelsoorten vast te stellen (flora en fauna) en voor deze soorten toxiciteitsgegevens te verzamelen.
2. Het gebruik van datasets voor acute toxiciteit is genoemd om de beperkte datasets voor chronische toxiciteit te vervangen of aan te vullen. Het aantal beschikbare acute gegevens is niet groter dan chronische gegevens, omdat hiernaar niet is gezocht als het aantal chronische gegevens voldoende was. Zoals verwacht is een HC₅₀ gebaseerd op acute gegevens vaak hoger dan een HC₅₀ gebaseerd op chronische (NOEC) gegevens. Doordat nog veel energie gestoken zou moeten worden in het verzamelen van acute gegevens (die waarschijnlijk wel aanwezig zijn in de literatuur) en chronische data de voorkeur hebben, wordt geadviseerd deze optie niet verder uit te werken.
3. Het gebruik van EC_x-gegevens kan wel een alternatief zijn voor het gebruik van NOEC gegevens voor het afleiden van een HC₅₀. Een aantal nadelen van de NOEC heeft de EC_x niet. Deze methodiek is momenteel niet haalbaar door het ontbreken van gegevens. Aanbevolen wordt na te gaan in welke mate chronische EC₅₀-waarden in de literatuur aanwezig zijn.
4. Door toxiciteitsdata niet meer strikt op het organisch stofgehalte en lutumgehalte te selecteren, kan tot een aanzienlijk grotere dataset leiden en de onzekerheid verkleinen. De verzamelde gegevens over fytoxiciteit geven dit aan.

Gesteld moet worden dat het gaat om een generieke ecologische doelstelling die zonder verder locatiespecifiek onderzoek toegepast kan worden. Vanuit deze optiek is rekening houden met de onzekerheid in de toxicologische gegevens gewenst. Onafhankelijk van het

gekozen ecologische criterium blijft van groot belang meer inzicht te ontwikkelen in de ecologische relevantie de genoemde ecologische criteria.

Het uitvoeren van een locatie-specifieke ecologische risicobeoordeling, welke naast toetsing van gehalten ook gebruikt maakt van bio-assays en ecologische veldwaarnemingen bij de beoordeling betreft heeft aanzienlijke meerwaarde. Dergelijk onderzoek is echter niet overal mogelijk.

8.4 Overige gebruikseisen

Aanvullende uitwerking

Uitwerking van een *criterium ter voorkoming van overschrijding van compostnormen (hoofdstuk 7)*, zoals gesteld in BOOM is complex. Sturend in het afleiden van een toelaatbaar gehalte in de bodem is het gehalte bodemdeeltjes dat in de compost terecht komt vanaf de verontreinigde locatie. Wanneer dit gehalte op 0% wordt gesteld kan (op basis van een gemiddelde opname in gewassen) een toelaatbaar gehalte in de bodem worden afgeleid. Voor de BGW cluster II betekent dit een aanpassing ten opzichte van de huidige BGW voor Cd, Zn en Hg (tot resp. 4, 470 en 6,7 mg/kg).

Reëler is het een minimale fractie grond van 10% in de compost te veronderstellen. Op basis van die aanname betekent dit een aanpassing ten opzichte van de huidige BGW II voor Cd, Zn, Hg en Cu (tot resp. 2,8, 307, 1,6 en 162 mg/kg). Voor BGW cluster I zouden deze waarden een verlaging betekenen voor Zn en Hg.

Een belangrijke kanttekening bij het afleiden van een toelaatbaar gehalte in compost is dat in de praktijk door weinig partijen compost aan de eis van zeer schone compost wordt voldaan. Dit komt overeen met de berekening dat ook bij een bodem op streefwaarde niveau de genoemde eis overschreden wordt.

Voordat ten behoeve van BGW een toelaatbare bodemconcentratie kan worden afgeleid, zal beleidsmatig besloten moeten worden:

- of de eis van (zeer) schone compost gehanteerd moet worden;
- of alleen van plantenmateriaal of van compost met een fractie verontreinigde bodem moet worden uitgegaan;
- of er aanvullende eisen worden gesteld aan de hoeveelheid bodemmateriaal in compost van verontreinigde grond;
- of het raadzaam is de BOOM-eis voor zeer schone compost voor cadmium en zink af te stemmen op de streefwaarden.

8.5 Integratie

In bijlage 8-1 zijn voor elke bodemgebruikseis de kwantitatieve criteria opgenomen die bij de afleiding van een BGW gebruikt kunnen worden. Vanuit deze bijlage zijn op drie manieren de consequenties van voor de BGW aangegeven:

1. In Tabel 8.1 zijn herziene bodemgebruikswaarden gebaseerd op **nieuwe gegevens** en op **bestaande** beleidsmatige keuzes. Dit betekent dat alleen de nieuwe humaan- en ecotoxicologische gegevens zijn verwerkt en is dus de invloed te zien van de kennis die bij de Evaluatie interventiewaarden is gegenereerd.
2. In twee andere kolommen van Tabel 8.1 zijn ook herziene bodemgebruikswaarden gebaseerd op **nieuwe gegevens en aanvullende uitwerkingen** op basis van **bestaande** beleidsmatige keuzes. Dit betekent dat, naast nieuwe humaan- en ecotoxicologische gegevens, voor cluster I een HC₅₀-planten (criterium voor fytoxiciteit) is meegenomen in plaats van de LAC-fytoxiciteit en een HC₅₀ doorvergiftiging is verwerkt.
3. In 8.2 zijn herziene bodemgebruikswaarden opgenomen gebaseerd op **nieuwe gegevens, aanvullende en verkennende uitwerkingen** en op **aangepaste/mogelijke** beleidsmatige

keuzes. Dit is een indicatieve uitwerking. Hierbij is dus tevens het gebruik van een LLHC₅₀ in plaats van een HC₅₀, en de verkennende berekening van een criterium voor compost op basis van BOOM verwerkt.

In tabel 8.3 is aangegeven wat het doorslaggevende criterium is in deze drie gevallen.

1. Op basis van **alleen nieuwe gegevens** (zie Tabel 8.1) gaat voor cluster I van bodemgebruik voor chroom, DDT/DDE en alle drins (geen som-waarde) de waarde met **>25% omlaag**. Voor cluster II gaat voor cadmium, chroom, koper, nikkel, zink, kwik, DDT/DDE en som drins de afgeleide BGW met **>25% omlaag**. Voor som-PAK is geen waarde afgeleid, maar het geometrisch gemiddelde van de individuele waarden is wel lager (15 mg/kg). Deze bijstelling wordt vooral veroorzaakt door nieuwe ecotoxicologische risicogrenzen (HC₅₀). Alleen op basis van nieuwe gegevens gaat voor cluster I van bodemgebruik voor arseen en som 10 PAK de waarde met **>25% omhoog**. Dit wordt veroorzaakt door nieuwe ecotoxicologische gegevens (arseen) en humaan-toxicologische gegevens (PAK). Voor cluster II gaat voor arseen, lood en kwik de afgeleide BGW met **>25% omhoog**. Deze bijstelling wordt vooral veroorzaakt door herziene ecotoxicologische risicogrenzen (HC₅₀).

2. Op basis van **nieuwe gegevens en aanvullende uitwerkingen** (zie laatste 2 kolommen Tabel 8.1) gaat voor cluster I van bodemgebruik voor chroom, DDT/DDE en alle drins (geen som-waarde) de waarde met **>25% omlaag**. Voor cluster II gaat voor cadmium, chroom, koper, nikkel, zink, kwik, DDT/DDE en som drins de afgeleide BGW met **>25% omlaag**. Deze bijstelling wordt vooral veroorzaakt door de herziene nieuwe ecotoxicologische risicogrenzen (HC₅₀), de uitwerking van een criterium voor doorvergiftiging (HC₅₀-doorvergiftiging; zink, methyl-kwik) en het criterium voor fytotoxiciteit (chroom).

Alleen op basis van nieuwe gegevens gaat voor cluster I van bodemgebruik voor arseen en som 10 PAK de waarde met **>25% omhoog**. Dit wordt veroorzaakt door nieuwe ecotoxicologische gegevens (arseen) en humaan-toxicologische gegevens (PAK's). Voor cluster II gaat voor arseen en lood de afgeleide BGW met **>25% omhoog**. Deze bijstelling wordt vooral veroorzaakt door herziene ecotoxicologische risicogrenzen (HC₅₀).

3. Op basis van **nieuwe gegevens, aanvullende en herziene uitwerkingen** (zie Tabel 8.2) gaat voor cluster I van bodemgebruik voor chroom, nikkel, zink, alle PAK's (geen som-waarde), DDT/DDE en som-drins de waarde met **>25% omlaag**. Voor cluster II gaat voor alle metalen -behalve arseen en lood- alle PAK's (geen som-waarde), DDT/DDE/DDD en som-drins de afgeleide BGW met **>25% omlaag**. Deze bijstelling wordt vooral veroorzaakt door de introductie van de LLHC₅₀ (en MTR) om invulling te geven aan de onzekerheid rond de HC₅₀ gebaseerd op lab-studies en het compost criterium (kwik). Het criterium voor doorvergiftiging is hierdoor voor geen van de stoffen meer de laagste.

Op basis van nieuwe gegevens, aanvullende en herziene uitwerkingen gaat voor cluster I van bodemgebruik alleen voor enkele individuele PAK's (geen som-waarde) de waarde met **>25% omhoog**. Dit wordt veroorzaakt door nieuwe ecotoxicologische en humaan-toxicologische gegevens en het gebruik van de LLHC₅₀ (PAK). Voor cluster II gaat ook voor geen enkele stof de afgeleide BGW met **>25% omhoog** (alleen arseen en lood gaan marginaal omhoog). Deze bijstelling wordt vooral veroorzaakt door herziene ecotoxicologische risicogrenzen (HC₅₀).

In Tabel 8.3 staat welke bodemkwaliteitseisen bepalend zijn in de herziene uitwerking van BGW's. Het geeft aan welke criteria de hoogste eisen stellen aan de bodemkwaliteit en welke verschuivingen als gevolg van voorgestelde aanpassingen optreden.

Voor BGW I zijn de herziene HC₅₀-waarden vaak doorslaggevend. Daarnaast is de humane toxiciteit (Pb en PAK) en de HC₅₀-doorvergiftiging (zink en methyalkwik) van belang, De LAC-sigtaalwaarden op basis van de Warenwet (Cd) en veevoedernormen (Cu) ook enkele keren doorslaggevend. Deze LAC-sigtaalwaarden zijn niet bij de evaluatie betrokken; voor de evaluatie van deze waarden lopen aparte trajecten. Wanneer rekening gehouden wordt met het betrouwbaarheidsinterval rond de HC₅₀ wordt de LLHC₅₀ veelal het laagste criterium. Voor BGW II is een dominante rol weggelegd voor de herziene HC₅₀ en voor enkele stoffen de HC₅₀-doorvergiftiging en de kwaliteitseisen vanuit BOOM. Wanneer rekening gehouden wordt met het betrouwbaarheidsinterval rond de HC₅₀ wordt de LLHC₅₀ veelal het laagste criterium, naast de eisen vanuit BOOM.

8.6 Som-waarden voor PAK, DDT's en Drins

Niet voor alle drie groepen van stoffen konden voorstellen voor som-waarden worden gedaan. Geen voorstellen voor som-waarden zijn gedaan wanneer het gaat om verschillende achterliggende criteria, wanneer de waarden meer dan een orde grootte uit elkaar liggen en wanneer het vermoeden bestaat dat het om andere eindpunten gaat waarop de risicogrens gebaseerd is. Dit is gelijk aan de benadering volgens de Evaluatie interventiewaarden (Lijzen *et al.*, 2001).

Concreet betekent dit dat voor BGW I somwaarden zijn voorgesteld voor PAK, en DDT/DDE en voor drins. Voor drins is dit volgende de toegepaste criteria niet mogelijk, maar omdat humane risico's en ecotoxicologische risico's bepalend zijn, maar aangezien de waarden in dezelfde orde grootte liggen en de onzekerheid in de humane waarde, kan een som-waarde op het ecotoxicologisch risico worden gebaseerd (geometrisch gemiddelde). Voor PAK's is een som-waarde afgeleid op basis van de risico's voor de mens (zie hoofdstuk 2). Voor DDT en DDE is het geometrisch gemiddelde genomen van beide HC₅₀-waarden (gezien dezelfde toxiciteit en verwachte werkingsmechanisme)

Voor BGW II som-waarden afgeleid voor DDT/DDE en voor drins. Voor drins is tevens het geometrisch gemiddelde genomen van de individuele stoffen (gezien de beperkte verschillen in toxiciteit en stofgedrag). Voor PAK's is dit niet gedaan gezien de mogelijk verschillende werkingsmechanismen van PAK's. Voor een voorzichtige benadering is een groepsbeoordeling wel wenselijk (bv. toxic unit approach).

*Tabel 8.1 Herziene Bodemgebruikswaarden op basis van **alleen nieuwe gegevens** voortkomend uit de evaluatie interventiewaarden, van **nieuwe gegevens en aanvullende uitwerkingen**; beide op basis van **bestaande beleidsmatige keuzes (IPO/VNG/DGM, 1999)**; ter vergelijk ook streefwaarden, interventiewaarden en bestaande Bodemgebruikswaarden (in mg/kg standaardbodem)*

STOF/	Streef Waarde	Inter- ventie waarde	BGW bestaand		BGW herzien: nieuwe gegevens		BGW herzien: nieuwe en aanvullende gegevens	
			I. wonen en intensief gebruikt (openb.) groen	II. extensief gebruikt (openb.) groen	I. wonen en intensief gebruikt (openb.) groen	II. extensief gebruikt (openb.) groen	I. wonen en intensief gebruikt (openb.) groen	II. extensief gebruikt (openb.) groen
Arseen	29	55	40	40	50	85	85 (62)	85
Cadmium	0,8	12	1	12	1	13	1	4,5
Chroom	100	380	300	380	220	220	112	220
Koper	36	190	80	190	80	96	80	96
Nikkel	35	210	50	210	50	100	49	100
Lood	85	530	85	290	85	575	85	550
Zink	140	720	350	720	350	350	270	270
Kwik	0,3	10	2	10	2	36	2	4,9
Methyl-kwik					2	4,0	1,2	1,2
Naftaleen	0,001	-	40	40	17	17	17	17
Antraceen	0,001	-	40	40	1,6	1,6	1,6	1,6
Fenantreen	0,005	-	1,3	40	31	31	31	31
Fluorantheen	0,03	-	2,3	40	45	260	45	260
Benzo(a)antraceen	0,003	-	2,7	40	2,5	2,5	2,5	2,5
Chryseen	0,1	-	0,3	40	35	35	35	35
Benzo(k)fluorantheen	0,02	-	5,1	40	7	38	7	38
Benzo(a)pyreen	0,003	-	0,4	40	0,37	7	0,37	7
Benzo(ghi)pyreen	0,08	-	3,3	40	33	33	33	33
Indenopyreen	0,06	-	6,8	40	1,8	1,9	1,8	1,9
PAK (som 10) ¹	1	40	2	40	3,5	geom. gem.?	3,5	geom. gem.?
DDT/DDE/DDD (som) ¹	0,0025	4	2,5	4	-	-	-	-
DDT/DDE (som) ¹	0,0025	4	2,5	4	1,1	1,1	1,1	1,1
DDD	-	-	-	-	7	34	7	34
Aldrin	0,00006	-	0,3	4	0,03 ²	0,22	0,03 ²	0,22
Dieldrin	0,0005	-	0,3	4	0,22	0,22	0,22	0,22
Endrin	0,00004	-	0,2	4	0,1	0,1	0,1	0,1
drins (som) ¹	ind.	4	0,2	4	0,14 ² (geom. gem.)	0,14 (geom. gem.)	0,14 ² (geom. gem.)	0,14 (geom. gem.)

1 zie tekst voor toelichting op somwaarde PAK, DDT's en drins; voor somwaarde PAK cluster I, zie hoofdstuk 2

2 gezien de onzekerheid van de op humane risico's gebaseerde waarde is de som-waarde gebaseerd op ecologische risico's

Tabel 8.2 Voorbeeld herziene Bodemgebruikswaarden op basis van **nieuwe gegevens, aanvullende en verkennende uitwerkingen**, streef-, interventiewaarden en bestaande Bodemgebruikswaarden **op basis van aangepaste beleidsmatige keuzes** (in mg/kg standaardbodem)

STOF/	Streefwaarde	Interventiewaarde	BGW bestaand I. wonen en intensief gebruikt openb. groen	BGW bestaand II. extensief gebruikt (openbaar) groen	BGW herzien I. wonen en intensief gebruikt openb. groen	BGW herzien II. extensief gebruikt (openbaar) groen
Arseen	29	55	40	40	49	49
Cadmium	0,8	12	1	12	1	2,8
Chroom	100	380	300	380	100	100
Koper	36	190	80	190	80	96
Nikkel	35	210	50	210	36	36
Lood	85	530	85	290	85	358
Zink	140	720	350	720	265	265
Kwik	0,3	10	2	10	1,6	1,6
Methyl-kwik		-	-	-	0,04	0,04
Naftaleen	0,001	-	40	40	9,5	9,5
Antraceen	0,001	-	40	40	0,04	0,04
Fenantreen	0,005	-	1,3	40	12	12
Fluorantheen	0,03	-	2,3	40	1	1
benzo(a)antraceen	0,003	-	2,7	40	0,025	0,025
Chryseen	0,1	-	0,3	40	23	23
benzo(k)fluorantheen	0,02	-	5,1	40	0,38	0,38
benzo(a)pyreen	0,003	-	0,4	40	0,37	3,2
benzo(ghi)pyreen	0,08	-	3,3	40	27	27
Indenopyreen	0,06	-	6,8	40	0,03	0,03
PAK (som 10)¹	1	40	2	40	?	?
DDT/DDE/DDD (som)¹	0,0025	4	2,5	4	-	-
DDT/DDE (som)¹	0,0025	4	2,5	4	0,013	0,013
Aldrin	0,00006	-	0,3	4	0,03 ²	0,09
Dieldrin	0,0005	-	0,3	4	0,09	0,09
Endrin	0,00004	-	0,2	4	0,09	0,09
drins (som)¹	ind.	4	0,2	4	0,09²	0,09

1 zie tekst voor toelichting op somwaarde PAK, DDT's en drins

2 gezien de onzekerheid van de op humane risico's gebaseerde waarde is de som-waarde gebaseerd op ecologische risico's

Tabel 8.3 Bepalende bodemkwaliteitseisen² bij afleiding van de BodemGebruiksWaarden

STOF/	BGW bestaand		BGW herzien: nieuwe gegevens		BGW herzien: aanvullende uitwerking		BGW herzien: mogelijke aanpassing	
	I. wonen & intensief gebruikt (openb.) groen	II. extensief gebruikt (openb.) groen	I. wonen & intensief gebruikt (openb.) groen	II. extensief gebruikt (openb.) groen	I. wonen & intensief gebruikt (openb.) groen	II. extensief gebruikt (openb.) groen	I. wonen & intensief gebruikt (openb.) groen	II. extensief gebruikt (openb.) groen
arsen	HC ₅₀	HC ₅₀	LAC-fytotox.	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	BOOM	BOOM
cadmium	LAC-warenwet	HC ₅₀	LAC-warenwet	HC ₅₀	LAC-warenwet	HC ₅₀ -DV	LAC-warenwet	BOOM
chromium	LAC-fytotox.	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀ -planten	HC ₅₀	MTR	MTR
koper	LAC-veevoeder	HC ₅₀	LAC-veevoeder	HC ₅₀	LAC-veevoeder	HC ₅₀	LAC-veevoeder	HC ₅₀
nikkel	LAC-fytotox	HC ₅₀	LAC-fytotox	HC ₅₀	HC ₅₀ -planten	HC ₅₀	LLHC ₅₀	LLHC ₅₀
lood	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀ -DV	humaan	LLHC ₅₀
zink	LAC-fytotox	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀ /LAC fytotox	HC ₅₀ -DV	HC ₅₀ -DV	LLHC ₅₀	LLHC ₅₀
kwik	LAC-warenwet	HC ₅₀	LAC-warenwet	HC ₅₀	LAC-warenwet	HC ₅₀ -DV	BOOM	BOOM
methyl-kwik	-	-	LAC-warenwet	HC ₅₀	HC ₅₀ -DV	HC ₅₀ -DV	MTR	MTR
naftaleen	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	LLHC ₅₀	LLHC ₅₀
antraceen	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	MTR	MTR
fenantreen	humaan	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	LLHC ₅₀	LLHC ₅₀
fluorantheen	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	MTR	MTR
benzo(a)anthraceen	humaan	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	MTR	MTR
chryseen	humaan	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	LLHC ₅₀	LLHC ₅₀
benzo(k)fluorantheen	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	MTR	MTR
benzo(a)pyreen	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	humaan	LLHC ₅₀
benzo(ghi)pyreen	humaan	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	LLHC ₅₀	LLHC ₅₀
indenopyreen	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	MTR	MTR
PAK (som 10)	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	humaan	HC ₅₀	?	?
DDT/DDE/DDD (som)	LAC-residu	HC ₅₀	-	-	-	-	-	-
DDT/DDE (som) ¹	-	-	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	HC ₅₀	MTR	MTR
drins (som)	LAC-residu	HC ₅₀	humaan/HC ₅₀	HC ₅₀	humaan/HC ₅₀	HC ₅₀	LLHC ₅₀	LLHC ₅₀

1 zie tekst voor toelichting op somwaarde PAK, DDT's en drins; voor somwaarde PAK cluster I, zie hoofdstuk 2

2 toelichting:

humaan, lood: bodemgehalte waarbij humane blootstelling (kind) gelijk is aan MTR-humaan (voor kind)

humaan, PAK: bodemgehalte waarbij humane blootstelling gelijk is aan VR-humaan

HC₅₀: nadelige effecten mogelijk bij 50% van de soorten of 50% van de processen

HC₅₀-DV idem als HC₅₀, waarbij toxiciteitsgegevens voor doorvergiftiging naar hogere trofische niveaus is meegenomen of waarbij alleen doorvergiftigingsgegevens zijn betrokken

LAC-fytotox LAC-siginaalwaarde voor het bodemtype klei gebaseerd op fytotoxiciteit

LAC-warenwet LAC-siginaalwaarde voor het bodemtype klei afgeleid van warenwetnorm

LAC-veevoeder LAC-siginaalwaarde voor het bodemtype klei voor grasland ten behoeve van runderen

LAC-residu LAC-siginaalwaarde gebaseerd op residubeschikking (gehalte in melk)

Literatuur

Hoofdstuk 1

IPO/VNG/DGM, 1999. Afwegingsproces saneringsdoelstelling; Van Trechter naar Zeef. Opgesteld door KernteamA, vastgesteld door Bever-Regiegroep. Redactie: Th. Edelman en W. Kooper. Bunnik, 1999.

Lijzen, J. P.A., F.A. Swartjes, P. Otte en W.J. Willems, 1999. BodemGebruiksWaarden; Methodiek en uitwerking. RIVM rapport 711701016. RIVM, Bilthoven.

VROM, 1997. Kabinetsstandpunt over de vernieuwing van het Bodemsaneringsbeleid. Den Haag, juni 1997.

VROM, 2001. Kabinetsstandpunt beleidsvernieuwing bodemsanering. Den Haag.

Hoofdstuk 2

Baars AJ, Theelen RMC, Janssen PJCM, Hesse JM, Van Apeldoorn ME, Meijerink MCM, Verdam; Zeilmaker MJ, 2001. Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Risk levels. National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report 711701025. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Berg R. van den , 1995. Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging; Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden. Herziene Versie. RIVM rapport 725201001. RIVM, Bilthoven

Crössmann, G., 1992. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Böden und Pflanzen; ein Beitrag zur gefahrungsabschätzung bei altlasten, Band II Untersuchungsergebnisse; zum transferverhalten ausgewählter PAK bei gärtnerische und landwirtschaftlichen Nutzpflanzen. LUFA, Münster /Westfalen; Kommunalverband Ruhrgebiet (KVR), Essen.

Lijzen, J. P.A., F.A. Swartjes, P. Otte en W.J. Willems, 1999. BodemGebruiksWaarden; Methodiek en uitwerking. RIVM rapport 711701016. RIVM, Bilthoven.

Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen and A.P. van Wezel, 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for soil/sediment and groundwater; Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, sediment and groundwater. RIVM report 711701023. RIVM, Bilthoven.

Ministerie van VROM en Van Hall Instituut; SaneringsUrgentieSystematiek geautomatiseerde versie Versie 2.2. Den Haag, Groningen en Leeuwarden, december 2000.

Rompelberg, C.J.M. en L.L. de Zwart. Relatieve orale biobeschikbaarheid van contaminanten in bodem (2001). RIVM report 711701027/2001. RIVM, Bilthoven.

Slooff, W., J.A. Janus, A.J.C.M. Matthijssen, G.K. Montizaan en J.P.M. Ros, 1989. Basisdocument PAK. RIVM rapport 758474007. RIVM, Bilthoven.

TCB, 1995. Advies saneringswijze mijnterreinen. TCB A14(1995). Den Haag.

Hoofdstuk 3

Aarssen LW (2001) On correlation and causations between productivity and species richness in vegetation: predictions from habitat attributes. *Basic and Applied Ecology* 2:105-114.

Aldenberg T, Jaworska JS. 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 46, pp 1-18.

Bond WJ (1994) Keystone species. In: *Biodiversity and Ecosystem Function* (Ed. by E-D Schulze & HA Mooney), pp. 237-253, Springer-Verlag, Berlin.

Crane M, Newman MC. 2000. What level of effect is a no effect level? *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol 19, No. 2, pp. 516-519.

Estes JA & Palmisano JF (1974) Sea otters: their role in structuring nearshore communities. *Science* 185:1058-1060.

Graetz RD (1991) Desertification: a tale of two feedbacks. In: *Ecosystem experiments*, Scope 45 (Ed. by HA Mooney, E Medina, DW Schindler, E-D Schulze & BH Walker). John Wiley & Sons, New York.

Grime JP (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, London.

- IPO/VNG/DGM, 1999. Afwegingsproces saneringsdoelstelling: Van Trechter naar Zeef. Opgesteld door Kernteam A, vastgesteld door de BEVER-regiegroep. Redactie: Th. Edelman en W. Kooper, Bunnik, 1999.
- Jefferies RL (1988) Pattern and process in arctic coastal vegetation in response to foraging by lesser snow geese. In: Plant Form and Vegetation Structure (Ed. by MJA Werger, PJM van der Aart, HJ During & JTA Verhoeven). Geobotany 18: 281-300.
- Lijzen JPA, Swartjes FA, Otte P, Willems WJ. 1999. BodemGebruiksWaarden Methodiek en uitwerking. RIVM rapport 711701016. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland.
- Mesman M en Van Vlaardingen P, 2001. Briefrapportage Ecotoxiciteit van PAK's en voorkomen in Nederland, een literatuuroverzicht. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven.
- Paine RT (1969) A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist* 103:91-93.
- Power ME & Mills LS (1995) The keystone cops meet in Hilo. *Trends in Ecology and Evolution* 10:182-184.
- Power ME, Tilman D, Estes JA, Menge BA, Bond WJ, Mills LS, Daily G, Castilla JC, Lubchenco J & Paine RT (1996) Challenges in the quest for keystones. *BioScience* 46:609-620.
- Scholze M, Boedeker W, Faust M, Backhaus T, Altenburger R, Grimme LH. 2001. A general best-fit method for concentrations-response curves and the estimation of low-effect concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol 20, No. 2, pp 448-457
- Traas, T.P. (ed.) 2001. Guidance Document on deriving Environmental Risk Limits. Report no. 601501012. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- Verbruggen EMJ, Posthumus R, Van Wezel AP. 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Report no. 711701020. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- VROM, 1994. Circulaire inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming, Tweede fase. Den Haag, december 1994

Hoofdstuk 4

- IPO/VNG/DGM, 1999. Afwegingsproces saneringsdoelstelling: Van Trechter naar Zeef. Opgesteld door KernteamA, vastgesteld door Bever-Regiegroep. Redactie: Th. Edelman en W. Kooper. Bunnik, 1999.
- Lijzen, J. P.A., F.A. Swartjes, P. Otte en W.J. Willems, 1999. BodemGebruiksWaarden; Methodiek en uitwerking. RIVM rapport 711701016. RIVM, Bilthoven.
- Blair JM, Crossley DA, Rider S. 1989. Effects of naphthalene on microbial activity and nitrogen pools in soil-litter microcosms. *Soil Biol Biochem* 507-510:
- Kammenga, J.E.; Busschers, M.; Van Straalen, N.M.; Jepson, P.C.; Bakker, J. (1996) Stress induced fitness reduction is not determined by the most sensitive life-cycle trait. *Funct. Ecol.* 10:106-111.
- Megharaj M, Boul HL, Thiele JH. 1999. Effects of DDT and its metabolites on soil algae and enzymatic activity. *Biol Fertil Soils* 29: 130-134.
- Posthuma, L., C.A.M. van Gestel, C.E. Smit, D.J. Bakker, J.W. Vonk (eds), 1998. Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. RIVM rapport 607505004. RIVM, Bilthoven.
- Parmelee RW, Phillips CT, Checkai RT, Bohlen PJ. 1997. Determining the effects of pollutants on soil faunal communities and trophic structure using a refined microcosm system. *Environ Toxicol Chem* 16: 1212-1217.
- Rutgers M, Van 't Verlaat IM, Wind B, Posthuma L, Breure AM. 1998. Rapid method for assessing pollution-induced community tolerance in contaminated soil. *Environ Toxicol Chem* 17: 2210-2213.
- Scott-Fordsmand JJ, Krogh PH, Weeks JM. 1997. Sublethal toxicity of copper to a soil-dwelling springtail (*Folsomia fimetaria*) (Collembola: Isotomidae). *Environ Toxicol Chem* 16: 2538-2542.
- Scott-Fordsmand JJ, Krogh PH, Weeks JM. 2000. Responses of *Folsomia fimetaria* (Collembola: Isotomidae) to copper under different soil copper contamination histories in relation to risk assessment. *Environ Toxicol Chem* 19: 1297-1303.
- Smit CE, Schouten AJ, Van den Brink PJ, Van Esbroek MLP, Posthuma L., 2002. Effects of zinc contamination on a natural nematode community in outdoor soil mesocosms. *Arch Environ Contam Toxicol* 42: 205-216.
- Svendsen C, Weeks JM. (1997). Relevance and applicability of a simple earthworm biomarker of copper exposure. *Ecotoxicol Environ Saf* 36: 80-88.

- Traas, T.P. (ed.) (2001) Guidance document on deriving environmental risk limits. RIVM report 601501 012.
- Traas, T.P., H.J. van Wijnen, C.D. Mulder, T. Aldenberg (in prep). Statistical and ecological evaluation of data sets for water quality criteria. RIVM rapport 601501 017. RIVM, Bilthoven.
- Van den Brink, P.J.; Hattink, J.; Bransen, F.; Van Donk, E.; Brock, T.C.M. (2000) Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions. *Aquat. Toxicol.* 48:251-264
- Van den Brink, P.J.; Brock, T.C.M.; Posthuma, L. (2002) The value of species sensitivity distribution concept for predicting field effects: (non-)confirmation of the concept using semi-field experiments. In: Posthuma L.; Suter II GW; Traas TT (eds). *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. 2002 - Boca Raton; Lewis publishers.
- Verbruggen, E.M.J.; Posthumus, R.; Van Wezel, A.P., 2001. Exotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM rapport 711701 020. RIVM, Bilthoven.
- Versteeg, D.J.; Belanger, S.E.; Carr, G.J. (1999) Understanding single-species and model ecosystem sensitivity: Data-based comparison. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:1329-1346

Hoofdstuk 5

- Adema DMM, Henzen L. 1989. A comparison of plant toxicities of some industrial chemicals in soil culture and soilless culture. *Ecotoxicol Environ Saf* 18: 219-229
- Beelen, P. van, E.M.J. Verbruggen en W.J.G.M. Peijnenburg, 2001. The evaluation of the equilibrium partitioning method using sensitivity distributions of species in water and soil or sediment (report 607220005/2001). RIVM, Bilthoven.
- Burton, KW, Morgan E, Roig A. 1984. The influence of heavy metals upon the growth of sitkaspruce in south Wales forests. II. Greenhouse experiments. *Plant Soil* 78: 271-282.
- Chugh LK, Gupta VK, Sawhney SK. 1992. Effect of cadmium uptake on enzymes of nitrogen metabolism in pea seedlings. *Phytochem* 31: 396-400.
- Chugh LK, Sawhney SK. 1996. Effect of cadmium on germination, amylases and rate of respiration of germinating pea seeds. *Environ Pollut* 92(1): 1-5.
- Crommentuijn, T., Polder, M.D. van de Plassche, E.J., 1997. Maximum permissible concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM rapport 601501 001. RIVM, Bilthoven.
- De Bruijn JHM, Denneman CAJ. 1992. Background concentrations of nine trace metals in surface water, groundwater and soil in The Netherlands (In Dutch). VROM-publicatiereeks Bodembescherming nr. 1992/1.
- Denneman CAJ, Van Gestel CAM. 1990. Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologisch risico's. RIVM report nr. 725201001. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven.
- Dixon RK, Buschena CA. 1988. Response of ectomycorrhizal *Pinus banksiana* and *Picea glauca* to heavy metals in soil. *Plant Soil*, 105: 265-271.
- Dixon RK. 1988. Response of ectomycorrhizal *Quercus rubra* to soil cadmium, nickel and lead. *Soil Biol Biochem* 20 (4): 555-559.
- Edelman Th. 1984. Achtergrondgehalten van stoffen in de bodem (Background concentration of substances in soil). VROM-publicatiereeks Bodembescherming nr. 34, Staatsuitgeverij, The Hague, the Netherlands (In Dutch).
- Efroymson RA, Will ME, Suter II GW, Wooten AC. 1997. Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 revision. Prepared for the US Department of Energy by Lockheed Martin Energy Systems, Inc.
- Hooper D.U., Vitousek P.M. (1997) The effects on plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277:1302-1305.
- Ives A.R., Gross K., Klug J.L. (1999) Stability and variability in competitive communities. *Science* 286: 542-544.

- Jiang QQ, Singh BR. 1994. Effect of different sources and forms of arsenic on crop yield and arsenic concentration. *Water Air Soil Pollut* 74: 321-343.
- John MK, Van Laerhoven C. 1972. Lead uptake by lettuce and oats as affected by lime, nitrogen, and sources of lead. *J Environ Qual* 1 (2): 169-171.
- John MK, Van Laerhoven CJ. 1976. Differential effects of cadmium on lettuce varieties. *Environ Pollut* 10: 163-173.
- John MK. 1973. Cadmium uptake by eight food crops as influenced by various soil levels of cadmium. *Environ Pollut* 4: 7-15
- Kevresan S, Petrovic N, Popovic M, Kandrac J. 1998. Effect of heavy metals on nitrate and protein metabolism in sugar beet. *Biologica Plantarum* 41(2): 235-240.
- Leyval C, Binet P. 1988. Effect of polyaromatic hydrocarbons in soil on arbuscular mycorrhizal plants. *Environ Qual* 27: 402-407.
- Lijzen JPA, Swartjes FA, Otte P, Willems WJ. 1999. BodemGebruiksWaarden. National Institute of Public Health and the Environment. RIVM report nr. 711701016.
- LNV, 1991. Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen, werkgroep verontreinigde gronden. LAC-Signaalwaardenrapport. Den Haag, december 1991.
- Maliszewska-Kordybach B, Smerczak B. 2000. Ecotoxicological activity of soils polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): Effects on plants. *Environ Technol* 21(10): 1099-1110.
- Miles LJ, Parker GR. 1979. Heavy metal interaction for *Andropogon scoparius* and *Rudbeckia hirta* grown on soil from urban and rural sites with heavy metals additions. *J Environ Qual* 8(4): 443-449.
- Miles LJ, Parker GR. 1979. The effect of soil-added cadmium on several plant species. *J Environ Qual* 8(2): 229-232.
- Mulder, C., and A.M. Breure, 2002. Plant biodiversity and environmental stress. *Trace Metals in the Environment* 6.
- Muller SL, Huggett DB, Rogers Jr JH. 2001. Effects of copper sulfate on *Typha latifolia* seed germination and early seedling growth in aqueous and sediment exposures. *Arch. Environ Contam Toxicol* 40: 192-197
- 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. RIVM report nr. 711701021. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Panda KK, Lenka M, Panda BB. 1992. Monitoring and assessment of mercury pollution in the vicinity of a chloralkali plant. II. Plant-availability, tissue-concentration and genotoxicity of mercury from agricultural soil contaminated with solid waste assessed in barley (*Hordeum vulgare* L). *Environ Pollut* 76: 33-42.
- Peterson G., Allen C.R., Holling C.S. (1998) Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1:6-18.
- Schaminée J.H.J., Stortelder A.F.H. & Hommel P.W.F.M. (1999) De vegetatie van Nederland. Deel 5: Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen. Opulus Press, Uppsala-Leiden.
- Schaminée J.H.J., Stortelder A.F.H. & Weeda E.J. (1996) De vegetatie van Nederland. Deel 3: Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala-Leiden.
- Schaminée J.H.J., Weeda E.J. & Westhoff V. (1995) De vegetatie van Nederland. Deel 2: Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Opulus Press, Uppsala-Leiden.
- Schaminée J.H.J., Weeda E.J. & Westhoff V. (1998) De vegetatie van Nederland. Deel 4: Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus. Opulus Press, Uppsala-Leiden.
- Schulze E.-D., Mooney H.A. (1994) Biodiversity and ecosystem functioning. Springer-Verlag, Berlin.
- Sharples, J.M., Meharg, A.A., Chambers, S.M., Cairney, J.W.G., 2001. Arsenate resistance in the ericoid mycorrhizal fungus *Hymenoscyphus ericae*. *New Phytol.* 15: 265-270.
- Strickland RC, Chaney WR, Lamoreaux RJ. 1979. Organic matter influences phytotoxicity of cadmium to soybeans. *Plant Soil* 53: 393-402.
- Traas TP (ed.) 2001. Guidance document on deriving Environmental Risk Limits. RIVM report 601501012. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.

- Verbruggen EMJ, Posthumus R, van Wezel AP. 2001 Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Report nr. 711701 020. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Vigue GT, Pepper IL, Bezdick DF. 1981. Effect of cadmium on nodulation and N₂(C₂H₂)-fixation by dry beans *Phaseolus vulgaris*. *J Environ Qual* 10: 87-90.
- VROM (2000). Circulaire streef- en interventiewaarden bodemsanering. Referentie DBO/1999226863.
- Walker B. (1995) Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology* 9:747-752.
- Wetzel A, Werner D. 1995. Ecotoxicological evaluation of contaminated soil using the legume root nodule symbiosis as effect parameter. *Environ Toxicol Water Qual* 10: 127-133.
- Whittaker R.J., Willis K.J., Field R. (2001) Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28: 453-470.

Hoofdstuk 6

- Aldenberg, T., Jaworska, J.S., 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected to normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 46, 1-18.
- Crommentuijn, T., Polder, M.D. van de Plassche, E.J., 1997. Maximum permissible concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM rapport 601501 001. RIVM, Bilthoven.
- Eijsackers, H., van Gestel, C.A.M., de Jonge, S., Muijs, B., Slijkerman, D., 2001. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon-polluted dredged peat sediments and earthworms: a mutual interference. *Ecotoxicology* 10, 35-50.
- Erry, B.V., Macnair, M.R., Meharg, A.A., Shore, R.F., Newton, I., 1999. Arsenic residues in predatory birds from an area of Britain with naturally and anthropogenically elevated arsenic levels. *Environ. Pollut.* 106, 91-95.
- Erry, B.V., Macnair, M.R., Meharg, A.A., Shore, R.F., 2000. Arsenic contamination in wood mice (*Apodemus sylvaticus*) and bank voles (*Clethrionomys glareolus*) on abandoned mine sites in southwest Britain. *Environ. Pollut.* 110, 179-187.
- Hendriks, A.J., Ma, W.-C., Brouns, J.J., de Ruiter-Dijkman, M., Gast, R., 1995. Modelling and monitoring organochlorine and heavy metal accumulation in soils, earthworms, and shrews in Rhine-Delta floodplains. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29, 115-127.
- Hörnfeldt, B., Nyholm, N.E.I., 1996. Breeding performance of tengalm's owl in a heavy metal pollution gradient. *J. Appl. Ecol.* 33, 377-386.
- Kalf, D.F., Crommentuijn, T., van de Plasche, E.J., 1997. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 36, 89-97.
- Kimbrough, D.E., Cophen, Y., Winer, A.M., Creelman, L., Mabuni, C., 1999. A critical assessment of chromium in the environment. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 29, 1-46.
- Lijzen, J.P.A., Swartjes, F.A., Otte, P., Willems, W.J., 1999. Bodemgebruikswaarden. Methodiek en uitwerking. RIVM rapport 711701 016. RIVM, Bilthoven.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J., van Wezel, A.P., 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for soil/sediment and groundwater. RIVM rapport 711701 023. RIVM, Bilthoven, The Netherlands.
- Ma, W., van Kleunen, A., Immerzeel, J., de Maagd, P.G., 1998. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by earthworms: assessment of equilibrium partitioning theory in in situ studies and water experiments. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 1730-1737.
- Moore, D.R.J., Sample, B.E., Suter, G.W., Parkhurst, B.R., Teed, R.S., 1999. A probabilistic risk assessment of the effects of methylmercury and PCB's on mink and kingfishers along East Fork Poplar Creek, Oak Ridge, Tennessee, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 2941-2953.
- Romijn, C.A.F.M, Luttik, R., Canton, J.H., 1994. Presentation of a general algorithm to include effect assessment on secondary poisoning in the derivation of environmental quality criteria. 2. Terrestrial Food Chains. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 27, 107-127.

- Sample, B.E., Suter II, G.W., Beauchamp, J.J., Efraymson, R.A., 1999. Literature-derived bioaccumulation models for earthworms: development and validation. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 2110-2120.
- Smit, C.E., van Wezel, A.P., Jager, T., Traas, T.P., 2000. Secondary poisoning of cadmium, copper, and mercury: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations in water, sediment and soil. RIVM rapport 601501 009. RIVM, Bilthoven.
- Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P., 1996. Risk assessment of the threat of secondary poisoning by metals to predators of earthworms in the vicinity of a primary smelting works. *Sci. Total. Environ.* 187, 167-183.
- Van de Plassche, E.J., 1994. Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. RIVM rapport 679101 012.
- Van Wezel, A.P., Traas, T.P., van der Weiden, M.E.J., Crommentuijn, T.H., Sijm, D.T.H.M., 2000. Environmental risk limits for polychlorinated biphenyls in the Netherlands: derivation with probabilistic food chain modeling. *Environ. Toxicol. Chem.* 19, 2140-2153.
- Verbruggen, E., Posthumus, R., van Wezel, A.P., 2001. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM rapport 711701 020.

Hoofdstuk 7

- Aalbers *et al.* 1992. Zware metalen in compost Ministerie VROM Afvalstoffenreeks nr. 1992/1
- Barth J, 1994. Kompost für den Garten und Landschaftsbau, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln
- Barth J, 2001. Kompost mit Gütezeichen im Gartenbaubetrieb, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln
- Bechtel-Jacobs/DoE 1998, Empirical methods for the uptake of inorganic material from soil by plants. US Dept. of Energy, report no. BJC/OR-133
- BOOM 1998, 'Besluit Kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen', 30-1- 1998, zie Leidraad Bodembescherming A3.2 blz. 29-31, 1998
- Clair TA, P Arp, TR Moore, M Dalva, F-R Meng, 2002 Gaseous carbon dioxide and methane, as well as dissolved organic carbon losses from a small temperate wetland under a changing climate. *Env. Pollution* 116 (2002) p 143-148
- Dael K van, D Nagelhout, OP Geurts, HJ Miedema, J Vorrink, 1997 Afvalverwerking in Nederland, gegevens 1996, RIVM 776204 002
- Driel W van, B van Luit, W. Schuurmans, W de Vries, MJJ Stienen, 1988. Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul, en Roer in de provincie Limburg. Deel 3. Bodem-gewas relaties. Rapport van de projectgroep zware metalen in oevergronden van Maas en zijrivieren, Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, IB, Haren
- Evers MMA en SW Molenaar, 2001. Inventarisatie van de normering voor zware metalen en arseen in compost, NMI (Nutriënten Management Instituut), Wageningen Rapport 283.00-I (maart 2001)
- Fuchs J, U Galli, K Schleiss, A. Wellinger, 2000. Qualitätseigenschaften von Komposten und Gargüt aus der Grüngütbewirtschaftung, Vernehmlassungsentwurf, Verbandes Kompostwerke Schweiz, Schönbühl www.vks-asic.ch
- Kögel-Knabner I, 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (2002) p. 139-162
- Korevaar P, G Menelik, C Dirksen, 1983. Elements of soil physics. Elsevier Amsterdam 1983
- Lijzen JPA, Swartjes FA, Otte P, Willems WJ, 1999. BodemGebruiksWaarden; methodiek en uitwerking. RIVM rapport 711701016. RIVM, Bilthoven.
- Lune Van, Smilde 1991 Compost en zuiveringsslib als meststof of grondverbeteringsmiddel, in: Handboek Bodembescherming G2200
- Martin JP, K Haider, 1986. Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon. In: Huang PM, M Schnitzer (eds) Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. *Soil Science of America*, Madison, vol 17, p.283-304
- Meijer, P, 2001, mondelinge mededeling, mogelijk te onderbouwen met bij het RIVM aanwezige formulieren WAR-keuring (Wet Afvalregistratie)

- Mickler RA, TS Earnhardt, JA Moore, 2002. Regional estimation of current and future forest biomass. *Env. Pollution* 116 (2002) p 7-16
- Morris, J.T. (1991) Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 257-279.
- Olde Venterik, HGM, JBHJ Linders, 1994, Standards for the concentrations of organic micro contaminants in organic fertilizers: a proposal for their derivation. RIVM rapport 679101007
- Smit HP, MCG Hopman, 1994, GFT-compost en bodemkwaliteit. Invloed van GFT-compost op gehalten aan zware metalen en arseen in landbouwgrond. IKC Akker- en Tuinbouw, Ede/Lisse.
- TCB, 1991. Advies kwaliteit en gebruik van GFT-compost. Technische Commissie Bodembescherming TCBA90/04. Leidschendam.
- TCB, 1994 advies Ontwerp-besluit houdende wijziging van het Besluit kwaliteit en gebruik overige organische meststoffen, brief TCB S22 (1994), Den Haag, 28 maart 1994
- Versluijs CW en PF Otte, 2001. Accumulatie van metalen in planten als functie van bodemtype. RIVM rapport 711701 024, RIVM, Bilthoven

Bijlage 1-1 Verzendlijst

- 1-2 DGM/BWL-directeur, Mr Meijenfeldt
- 3 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, VROM, Y. de Boer
- 4 DGM, Directie Bodem, Water, Landelijk gebied, Afdeling Landelijk gebied en Bodembeheer: Dr. J.M. Roels
- 5 VROM-inspectie, Mr. G.J.R. Wolters
- 6-10 Regionale VROM-Inspecties (Groningen, Arnhem, Haarlem, Rijswijk, Eindhoven)
- 11 Drs. N.H.S.M. de Wit (DGM/BWL)
- 12 Dr.ir. A.E. Boekhold (DGM/BWL)
- 13 Dr. T. Crommentuijn (DGM/BWL)
- 14 Drs. E.M. Maas (DGM/SAS)
- 15 Dr. M.E.J. van der Weiden (DGM/SAS)
- 16-38 Onderzoeksbegeleidingsgroep ECO, via dr M. P.M. Janssen (RIVM-CSR)
- 39-54 Onderzoeksbegeleidingsgroep HUMAAN, via ir. J.P.A. Lijzen (RIVM-LBG)
- 55-68 Leden Werkgroep UI, via mw. dr.T. Crommentuijn (DGM/BWL)
- 69 VNG/WEB, via dhr. J. Verburg (VNG, Den Haag)
- 70 IPO/ABO, via dhr. F. Kok (Prov. Zuid-Holland, Den Haag)
- 71 NARIP, via Dr. H. Leenaers (NITG-TNO, Delft)
- 72 ONRI-werkgroep bodem, via Drs. M.F.X. Veul (Witteveen en Bos, Deventer)
- 73 Dr. J. Vegter (TCB, Den Haag)
- 74 Ing. P.J. Smit (Van Hall Instituut, Groningen)
- 75 Dr. ir. P. Römken (Alterra, Wageningen)
- 76 Dr. ir. W. de Vries (Alterra, Wageningen)
- 77 Dr. J. Vink (RIZA, Lelystad)
- 78 Dr. E. Sneller (RIZA, Lelystad)
- 79 Drs. J. Tuinstra (Royal Haskoning, Amsterdam)
- 80 Drs. E. van der Plassche (Royal Haskoning, Nijmegen)
- 81 Ir. C. Cornelis (VITO, België)
- 82 Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie (Den Haag)
- 83 Directie RIVM
- 84 Prof.ir. N.D.van Egmond (dir. Milieu)
- 85 Ir. F. Langeweg (dir. Sector Milieuonderzoek)
- 86 Dr.ir. G. de Mik (dir. Sector Stoffen en Risico's)
- 87 Ir. R. van den Berg (hLBG)
- 88 Dr. W.H. Könemann (hCSR)
- 89 Ir. J.J.G. Kliest (hIEM)
- 90 Ir. A.H.M. Bresser (hLWD)
- 91 Drs J.H. Canton (hECO)
- 92 Drs. T.G. Vermeire (CSR)
- 93 Dr. T. Traas (CSR)
- 94 Dr. ir. F.A. Swartjes (ECO)
- 95 Dr. M. Rutgers (ECO)
- 96 Dr. C.J.M. Rompelberg (LBM)
- 97 Drs. B.J. de Haan (LBG)
- 98- 108 Auteurs
- 109 SBC/ Communicatie
- 110 Bureau Rapportenregistratie
- 111 Bibliotheek RIVM
- 112-117 Bureau Rapportenbeheer
- 118-125 Reserve-exemplaren

Bijlage 1-2 : Uitwerking bodemgebruikswaarden voor vier typen bodemgebruik

functie	voorbeeld	dikte leeflaag (cm)	Normaal gebruik/functie	Grondslag BGW/gebruikseisen	Uitwerking
Wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen	(moes)tuinen recreatiegebied speelplaats	50-150	graven/bewerken tot 1 m <i>telen tot 50% voedselpakket</i>	<i>Humaan</i> <ul style="list-style-type: none"> • 100% consumptie bladgewas, 50% knolgewas • ingestie grond (100%) • dermaal contact <i>Ecologie</i> <ul style="list-style-type: none"> • aanwezigheid van bodemorganismen en functioneren van processen • geen fytotoxiciteit • voorkomen risico's doorvergiftiging <i>Overig</i> <ul style="list-style-type: none"> • hergebruik groenafval zonder overschrijding norm schone compost en zonder aanrijking door bladafval • geen uitloging • warenwetnormen van gewassen niet overschreden 	<i>Humaan</i> <ul style="list-style-type: none"> • MTR humaan voor niet-carcinogene stoffen • VR voor carcinogene stoffen (=1/100 MTR) • achtergrondblootstelling helft van MTR • humaan gecombineerde blootstelling voor PAK's, DDT's en drins • relatieve orale biobeschikbaarheid van 1 <i>Ecologie</i> <ul style="list-style-type: none"> • HC₅₀ • geen specifiek criterium voor fytotoxiciteit • nog geen criterium voor doorvergiftiging • expositie-additie voor drie metalen, PAK en drins <i>Overig</i> <ul style="list-style-type: none"> • nog geen uitwerking voor hergebruik groenafval • alleen voor functie 1 LAC-signalwaarden • nog geen uitwerking voor uitloging
Extensief gebruikt (openbaar) groen	wegberm <i>groenstroken</i> braakliggend terrein	50-150	graven/bewerken tot 1 m groei siergewassen	<i>humaan</i> • beperkte ingestie grond (20%) • dermaal contact <i>ecologie</i> • aanwezigheid van bodemorganismen en functioneren van processen • geen fytotoxiciteit, minder gevoelige planten • voorkomen risico's doorvergiftiging <i>overig</i> • hergebruik groenafval zonder overschrijding norm voor schoon compost en zonder aanrijking door bladafval • geen uitloging	
Bebouwing en verharding		0	alleen draagfunctie	geen BGW	
Landbouw en natuur		geen richtwaarde	eisen voortvloeiend uit ecologische functie en beheer; graven/bewerken tot 1 m; telen productiegewassen; grazen van vee	maatwerk, (nog) geen BGW • voor landbouw en natuur wordt door VROM met RWS (RIZA) en LNV (Alterra) een apart traject ingezet (mede gebaseerd op de evaluatie van de LAC-signalwaarden) • voorkomen risico's doorvergiftiging	

Bijlage 2-1: Beschrijving scenario's

Wonen met moestuin

Bij de woningen op de locatie zijn moestuinen aanwezig. Dit houdt in dat bijna de totale hoeveelheid van de geconsumeerde groenten en aardappels uit eigen tuin afkomstig is. Blootstelling vindt plaats via alle routes.

Deze vorm van bodemgebruik is van toepassing indien er veel gewassen in eigen tuin worden geteeld. Bij de clustering van bodemgebruiksvormen (Lijzen, 1999) is dit gebruiksscenario richtinggevend voor de afleiding van BGW's voor de bodemgebruiksvorm 'Wonen en intensief gebruik van (openbaar) groen.

wonen met tuin

Bij de woningen op de locatie zijn tuinen aanwezig. Het is mogelijk dat een deel van de gewassen (10 %) voor consumptie in de eigen tuin worden geteeld. Blootstelling vindt plaats via alle routes.

Deze vorm van bodemgebruik wordt standaard gebruikt voor de afleiding van SRChumaan en zijn daarmee een van de bouwstenen voor de afleiding van interventiewaarden

Infrastructuur

Bij bodemgebruik infrastructuur vindt blootstelling alleen buiten plaats. Tevens worden er geen gewassen geteeld en is blootstelling via drinkwater niet mogelijk. Mensen zijn gedurende 1 uur per dag op locatie aanwezig.

Doordat bij infrastructuur de kans op direct contact met de grond kleiner is, is de ingestiefrequentie van grond lager dan bij wonen met een tuin of moestuin. Alleen blootstelling via de routes ingestie van grond, dermaal contact met grond, inhalatie van gronddeeltjes en inhalatie van buitenlucht is mogelijk.

Bij de clustering van bodemgebruiksvormen (Lijzen, 1999) is dit gebruiksscenario (ook wel 'verkeer' genoemd) richtinggevend voor de afleiding van bodemgebruikswaarden voor de bodemgebruiksvorm 'Extensief gebruikt (openbaar) groen'.

Natuur en openbaar groen

Bij bodemgebruik natuur / groenvoorziening en braakliggend terrein vindt blootstelling alleen buiten plaats. Tevens worden er geen gewassen geteeld en is blootstelling via drinkwater niet mogelijk. Mensen zijn gemiddeld 1 uur per dag aanwezig op de locatie.

Doordat bij natuur, groenvoorziening en braakliggend terrein de kans op direct contact met de grond relatief groot is, is de ingestiefrequentie van grond gelijk aan de frequentie bij wonen met een tuin of moestuin.

Alleen blootstelling via de routes ingestie van grond, dermaal contact met grond, inhalatie van gronddeeltjes en inhalatie van buitenlucht is mogelijk.

Bijlage 2-2: Afleiding BCF-metalen

In CSOIL 2000 wordt de metaalopname door groenten en aardappels berekend m.b.v. een BCF. Deze BCF is een zogenaamde *consumptie gemiddelde generieke* BCF. Dit betekent dat deze BCF genormaliseerd is op de CSOIL standaardbodem en (zoveel als mogelijk) geldig is voor een bodemgehalte aan metalen rond de interventiewaarde. Bij het scenario wonen met tuin is gedefinieerd dat 10% van de geconsumeerde aardappelen en groenten uit de eigen tuin afkomstig is.

Het scenario 'wonen met moestuin', dat wordt gebruikt voor de afleiding van BGW cluster I, gaat uit van een grotere consumptie uit de eigen moestuin (aardappelen 50% en groenten 100%). Hierdoor is de standaard BCF niet bruikbaar. Bovendien liggen voor een aantal metalen de verontreinigingsniveau's rond de BGW op een ander niveau dan rond interventiewaarde. Daardoor was het noodzakelijk nieuwe BCF waarden af te leiden (volgens dezelfde methodiek en op basis van dezelfde empirische gegevens). Hiermee wordt in feite een scenario-specifieke BCF waarde vastgesteld.

Tabel A geeft de BCF gebruikt in 1999 voor de afleiding van de BGW en de herziene BGW voor de scenario's 'wonen met moestuin' en 'wonen met tuin'. Tevens zijn in de tabel de gebruikte consumptiehoeveelheden opgenomen.

Tabel A BCF voor metalen en consumptiehoeveelheden.

metaal	BCF, 1999		consumptie gem. generieke BCF	scenario specifieke BCF voor afleiding BGW	
	aardappel	groenten		aardappelen	groenten
<i>toepassing</i>			<i>afleiding SRChumaan</i>	<i>afleiding BGWhumaan</i>	
As	0.015	0.03	0.009	0.001	0.016
Cd	0.15	0.7	0.310	0.078	0.29
Cr	0.002	0.02	0.011	0.011	0.011
Cu	0.1	0.1	0.200	0.16	0.30
Hg	0.015	0.03	0.150	0.10	0.48
Pb	0.001	0.03	0.017	0.002	0.044
Ni	0.07	0.1	0.028	0.014	0.056
Zn	0.1	0.4	0.180	0.031	0.36
consumptie uit eigen moestuin	Fvk, Fvb		10 %	50 %	100 %
aardappelen kind (c)	Qkc		0.00595 (c)	0.03 (c)	--
aardappelen volw. (a)	Qka		0.01220 (a)	0.61 (a)	
groenten kind (c)	Qbc		0.00583 (c)	--	0.0583 (c)
groenten volw. (a)	Qba		0.01390 (a)		0.1390 (a)

Bijlage 2-3: Werkelijke Achtergrond Blootstelling (AB)

Bij de afleiding van humane BodemGebruiksWaarde is afgesproken om (voor niet-carcinogenen) rekening te houden met de werkelijke Achtergrond Blootstelling (AB). De AB is vastgesteld door Baars *et al.* (2001) bij de evaluatie van MTR's. Om tot een humane BGW te komen wordt nu de dagelijkse blootstelling (intake) die veroorzaakt wordt door andere bronnen dan de verontreinigde bodem in mindering gebracht op het MTR. In het algemeen wordt de WAB veroorzaakt door de consumptie van voedsel. Omdat het gebruiksscenario er van uitgaat dat de totale hoeveelheid geconsumeerde aardappels en groenten afkomstig is van de locatie (wonen met moestuin) wordt voor dit scenario 50% van de WAB in beschouwing genomen.

Voor carcinogenen wordt voornamelijk uitgegaan van het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) dat, volgens de definitie, 1 % is van het MTR. Bijgaande tabel geeft een overzicht van de humane risicogrenzen en achtergrondblootstelling.

metaal	MPR ug / kg bw / day	TCA / CR	WAB -----	WAB % TDI	WAB: hoofdzakelijk via	WAB voor cluster I	TDI voor BGW cluster I [0.5 WAB]	WAB voor BGW cluster II	TDI voor BGW cluster II
As	1	1	0.3	30%	voedsel	15%	0.85	30%	0.7
Ba	20	1	9	45%	voedsel	23%	15.50	45%	11
Cd	0.5		0.22	44%	voedsel	22%	0.39	44%	0.28
Cd smokers	0.5		0.53		roken	53%	0.24	0%	-0.03
Cr III (sol)	5		1	20%	voedsel	10%	4.50	20%	4
Cr III (insol)	5000	60	1	0%		0%	4,999.50	0%	4999
Cr IV	5	2.50E-03		0.01 - 30%	buitenlucht	0%	5.00	30%	5
Co	1.4	0.5	0.3	21%	voedsel	11%	1.25	21%	1.1
Cu	140	1	30	21%	voedsel	11%	125.00	21%	110
Pb kind	3.6		2	56%	voedsel/water/lucht	28%	2.60	56%	1.6
Pb volw.	3.6		0.6	17%	voedsel/water/lucht	8%	3.30	17%	3
Hg (metallisch)	2	0.2	0.1	5%	voedsel+amalgam	3%	1.95	5%	1.9
Hg (organisch)	0.1		0.02	20%	voedsel+amalgam	10%	0.09	20%	0.08
Mo	10	12	4	40%	onbekend	20%	8.00	40%	6
Ni	50	0.05	4	8%	voedsel	4%	48.00	8%	46
Zn	500		300	60%	voedsel	30%	350.00	60%	200

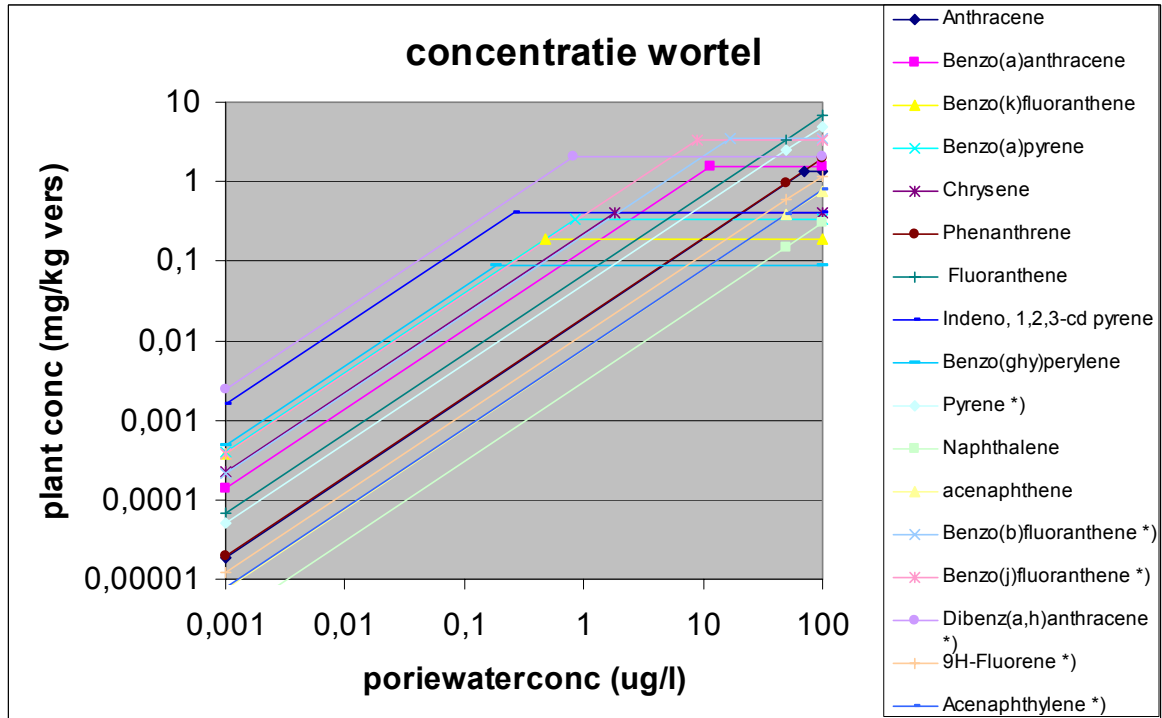
PAK	MPR ug / kg bw / day	TCA / CR	WAB -----	WAB % TDI	WAB: hoofdzakelijk via	WAB voor cluster I	TDI voor BGW cluster I (=VR)	WAB voor BGW cluster II	TDI voor BGW cluster II (=VR)
Acenaphthene	500						5		5
Acenaphthylene	50						0.5		0.5
Anthracene	40								
Benzo(a)anthracene	5						0.05		0.05
Benzo(b)fluoranthene	5						0.05		0.05
Benzo(j)fluoranthene	5						0.05		0.05
Benzo(k)fluoranthene	5						0.05		0.05
Benzo(g,h,i)perylene	30								
Benzo(a)pyrene	0.5		0.0027	1%	voedsel	0%	0.005	1%	0.005
Chrysene	50						0.5		0.5
Dibenz(a,h)anthracene	0.5						0.005		0.005
Fluoranthene	50						0.5		0.5
Fluorene	40								
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	5						0.05		0.05
Naphthalene	40								
Phenanthrene	40								
Pyrene	500						5		5
totaal PAK			0.0073 BaP eq						

Pesticiden	MPR ug / kg bw / day	TCA / CR	WAB -----	WAB % TDI	WAB: hoofdzakelijk via	WAB voor cluster I	WAB voor BGW cluster II
DDT	0.5		< 0.1	20%	voedsel	10%	0.45
DDE	0.5		< 0.1	20%	voedsel	10%	0.45
DDD	0.5		< 0.1	20%	voedsel	10%	0.45
sum value			sum value				
aldrin	0.1	0.35	< 0.04	40%	voedsel	20%	0.08
dieldrin	0.1	0.35	< 0.04	40%	voedsel	20%	0.08
endrin	0.2	0.7	< 0.04	20%	voedsel	10%	0.18

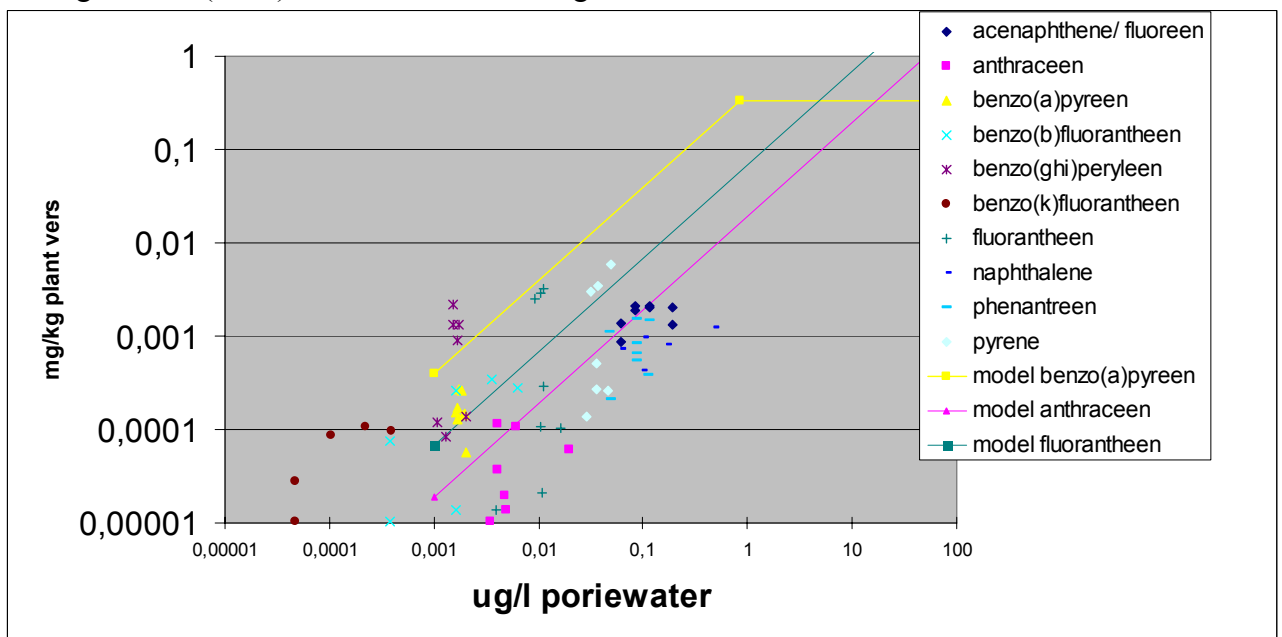
Bijlage 2-4 Resultaten modelberekeningen en metingen PAK-gehalten in planten

Voor toelichting op onderstaande figuren zie paragraaf 2.6, PAK opname in planten

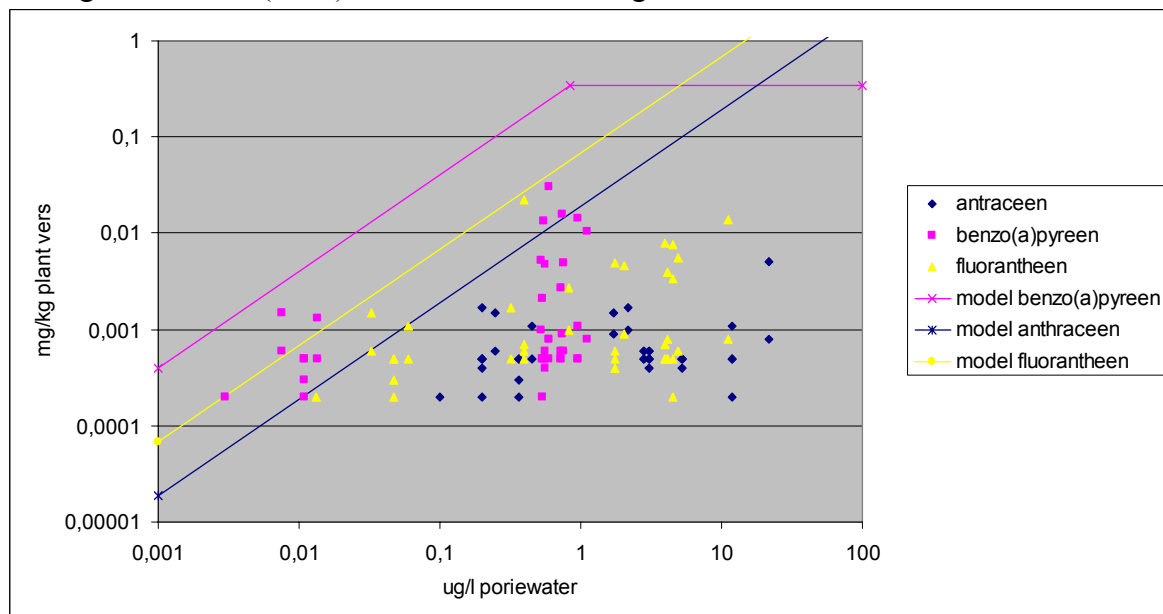
Resultaten model CSOIL mede op basis van Trapp en Matthies (1995)



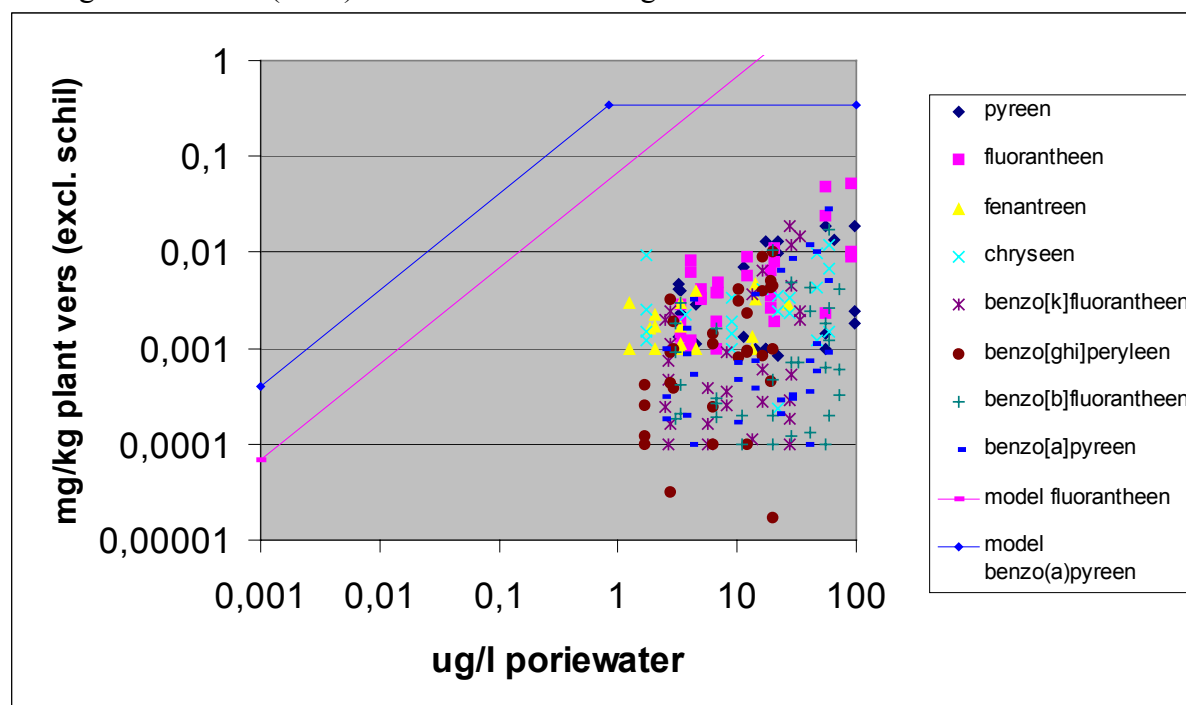
Metingen Wild (1992) en CSOIL modellering



Metingen Delschen (1998) en CSOIL modellering



Metingen Crossman (1992) en CSOIL modellering



Bijlage 3-1 Literatuur gebruikt voor acute waarden

- Janus JA, 1993. Integrated Criteria Document Zinc: Ecotoxicity (Appendix). Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report no. 710401028
- Janus JA, Van Beelen P, Vaal MA, Senhorst HAJ, Van de Guchte C. 1996. A further look at Zinc: A response to the Industry (Addendum to the Integrated Criteria Document Zinc). Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report no. 601014012/ Lelystad, The Netherlands Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA). Report no. 96.038.
- Janus JA, 2000. Ecotoxicity of lead. Aquatic and terrestrial data (Addendum to the Integrated Criteria Document Lead). Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report no. 601014003
- Van de Meent D, Aldenberg T, Canton JH, Van Gestel CAM, Slooff W. 1990. Desire for levels. Background study for the policy document 'Setting environmental quality standards for water and soil'. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Report no.670101002.

Bijlage 3-2 Ecotoxicologische data

Terrestrische Organismen Chronisch (NOEC) HC₅₀

Stof	n	HC ₅₀ (mg/kg)	LL (mg/kg)	UL (mg/kg)	PAF bij HC ₅₀ (%)	LL
Cadmium	13	12	5.4	27	31	
Arseen	3	56	38	83	7.5	
Chroom	2	120	0.08	172448	0.12	
Koper	12	304	140	657	31	
Nikkel	1	x	x	x	x	
Lood	13	491	273	885	31	
Zink	7	385	248	599	24	
Kwik	no data					
Methylkwik	1	x	x	x	x	
Naftaleen	no data					
Antraceen	no data					
Fenantreen	no data					
Fluorantheen	no data					
Benzo(a)antraceen	1	x	x	x	x	
Benzo(k)fluorantheen	no data					
Benzo(a)pyreen	4	7	3.2	15	14	
Benzo(g,h,i)pyreen	no data					
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	no data					
Chryseen	no data					
DDT	1	x	x	x	x	
DDE	no data					
DDD	no data					
Endrin	no data					
Aldrin	3	63	19	205	7.5	
Diieldrin	1	x	x	x	x	

Terrestrische Organismen Acuut (EC₅₀) HC₅₀

Stof	n	HC ₅₀ (mg/kg)	LL (mg/kg)	UL (mg/kg)	PAF bij LL HC ₅₀ (%)
Cadmium	no data				
Arseen	no data				
Chroom	no data				
Koper	no data				
Nikkel	no data				
Lood	no data				
Zink	no data				
Kwik	no data				
Methylkwik	no data				
Naftaleen	no data				
Antraceen	2	73.5	0.0032	1672447	0.12
Fenantreen	no data				
Fluorantheen	no data				
Benzo(a)antraceen	no data				
Benzo(k)fluorantheen	no data				
Benzo(a)pyreen	no data				
Benzo(g,h,i)pyreen	no data				
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	no data				
Chryseen	no data				
DDT	no data				
DDE	no data				
DDD	no data				
Endrin	1	x	x	x	x
Aldrin	4	0.28	0.065	1.2	14
Diieldrin	2	0.12	0.058	0.27	0.12
Aldrin +Diieldrin	6	0.2	0.09	0.5	22

Terrestrische Processen Chronisch (NOEC) HC₅₀

Stof	n	HC ₅₀ (mg/kg)	LL (mg/kg)	UL (mg/kg)	PAF bij LL HC ₅₀ (%)
Cadmium	70 ²	118	88	158	42
Arseen	20	163	106	252	35
Chroom	37 ²	134	85	213	39
Koper	59**				
Nikkel	2	221	1	48947	0.12
Lood	39 ²	523	362	755	39
Zink	27 ²	207	125	344	37
Kwik	18	36	17	73	34
Methylkwik	no data				
Naftaleen	no data				
Antraceen	no data				
Fenantreen	no data				
Fluorantheen	no data				
Benzo(a)antraceen	no data				
Benzo(k)fluorantheen	no data				
Benzo(a)pyreen	no data				
Benzo(g,h,i)pyreen	no data				
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	no data				
Chryseen	no data				
DDT	no data				
DDE	no data				
DDD	no data				
Endrin	no data				
Aldrin	no data				
Dieldrin	3**				

²n>25, interpolatie voor UL en LL PAF niet mogelijk, dichtsbijzijnde waarde genomen uit Aldenberg en Jaworska, tabel 2 (2000).

** = data niet log-logistische of log-normaal verdeeld en daarom geen statistische extrapolatie toegepast.

Terrestrische Processen Acuut (EC₅₀) HC₅₀

Stof	n	HC ₅₀ (mg/kg)	LL (mg/kg)	UL (mg/kg)	PAF bij LL HC ₅₀ (%)
Cadmium	no data				
Arseen	no data				
Chroom	no data				
Koper	no data				
Nikkel	4	113	57	224	14
Lood	no data				
Zink	8	203	116	355	26
Kwik	no data				
Methylkwik	no data				
Naftaleen	no data				
Antraceen	no data				
Fenantreen	no data				
Fluorantheen	no data				
Benzo(a)antraceen	no data				
Benzo(k)fluorantheen	no data				
Benzo(a)pyreen	no data				
Benzo(g,h,i)pyreen	no data				
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	no data				
Chryseen	no data				
DDT	no data				
DDE	no data				
DDD	no data				
Endrin	no data				
Aldrin	no data				
Dieldrin	no data				

Aquatische Organismen Chronisch (NOEC) HC₅₀

Stof	n	HC ₅₀ (mg/kg)	LL (mg/kg)	UL (mg/kg)	PAF bij LL HC ₅₀ (%)	Opmerking
Cadmium						
Arseen						
Chroom						
Koper						
Nikkel	14	954	190	4816	32	zoet water
Lood						
Zink						
Kwik	18	20	11	38	34	zout water
	20	106	47	228	35	zoet water
Methylkwik						
Naftaleen	2	59	0.34	10096	0.12	zoet water
	3	7.3	0.52	102	7.5	zout water
	5	17	3.3	84	7.5	zoet+zout
Antraceen	3	13	0.09	1603	7.5	zoet water
Fenantreen	5	96	31	299	19	zoet+zout
Fluorantheen	2	417	0.085	3001445	0.12	zoet water
Benzo(a)antraceen						
Benzo(k)fluorantheen	1	x	x	x	x	zoet water
Benzo(a)pyreen						
Benzo(g,h,i)pyreen	3	33	27	40	7.5	QSAR data
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	3	7.3	5.5	9.1	7.5	QSAR data
Chryseen	11	35	23	58	30	QSAR data
DDT						
DDE						
DDD						
Endrin	11	0.48	0.089	2.6	30	zoet+zout
Aldrin	2	8.7	3.2*10 ⁻⁴	223977	0.1	zout water
Dieldrin						
Aldrin+dieldrin	13	2	0.63	5.9	31	zoet+zout

Aquatische Organismen Acuut (EC₅₀) HC₅₀

Stof	n	HC ₅₀ (mg/kg)	LL (mg/kg)	UL (mg/kg)	PAF bij LL HC ₅₀ (%)	Opmerking
Cadmium						
Arseen						
Chroom						
Koper						
Nikkel						
Lood	18	9082	2741	30035	66	zoet water
Zink						
Kwik						
Methylkwik						
Naftaleen	10	16	6.1	44	29	zoet water
	11	14	9.9	20	30	zout water
	21	15	9.5	24	36	zoet + zout
Antraceen	2	1.6	0.021	116	0.12	zoet water
Fenantreen	6	31	12	83	22	zoet+zout
Fluorantheen						
Benzo(a)antraceen	1	x	x	x	x	zoet water
Benzo(k)fluorantheen						
Benzo(a)pyreen	3	28	9.6	82	7.5	zoet water
Benzo(g,h,i)pyreen						
Indeno(1,2,3-cd)pyreen						
Chryseen						
DDT						
DDE						
DDD						
Endrin	22**					zoet
Endrin	27**					zout
Aldrin	28	0.9	0.64	1.3	37	zoet water
Aldrin	12	0.34	0.18	0.68	31	zout water
Dieldrin						

** = data niet log-logistisch of log-normaal verdeeld en daarom geen statistische extrapolatie toegepast.

Bijlage 3-3 Aantal chronische en acute gegevens

Overzicht aantal toxiciteitsgegevens per taxonomische groepen, waarop chronische en acute HC₅₀-waarden uit hoofdstuk 3.5 gebaseerd zijn, de gemeenschappelijke taxonomische groepen en de acuut/chronisch ratio.

	Taxonomische groepen NOEC-gegevens	Taxonomische groepen EC ₅₀ -gegevens	Gemeenschappelijke taxonomische groepen	ratio
Nikkel	1 resp	1 glu	1	1:5
Terr. processen	1 ure	1 ure 1 aryl 1 phos		
	n = 2, t = 2	n = 4, t = 4		
Zink	8 resp	1 resp	4	1:10
Terr. processen	4 glut 2 phos 4 ure 1 xyl 4 nitr 1 am 1 N-min 1 amy 1 cell	1 glut 2 phos 1 ure 2 aryl 1 prot		
	n = 27, t = 10	n = 8, t = 6		
Naftaleen	2 pisc	3 pisc	1	1:3
Aqua zoet		1 alg 1 mol 2 crus 3 ins		
	n = 2, t = 1	n = 10, t = 5		
Naftaleen	1 crus	6 crus	2	1:19
Aqua zout	2 pisc	3 pisc 1 moll 1 ann		
	n = 3, t = 2	n = 11, t = 4		
Naftaleen			2	1:9
Aqua zout +zoet				
	n = 5, t = 2	n = 21, t = 6		
Fenantreen	3 crus	3 crus	2	1:3
Aqua	1 pisc 1 mac	2 pisc 1 ann		
	n = 5, t = 3	n = 6, t = 3		
Antraceen	1 mac	1 pisc	<i>geen</i>	1:1
Aqua	1 alg 1 crus	1 ins		
	n = 3, t = 3	n = 2, t = 2		
Aldrin	1 moll	1 moll	2	3:1
Aqua	1 pisc	6 pisc 5 crus		
	n = 2, t = 2	n = 12, t = 3		
Aldrin	2 bact	1 ann	<i>geen</i>	22:1
Terr. organismen	1 fungi	1 nem 2 ins		
	n = 3, t = 2	n = 4, t = 3		

n = aantal toxiciteitsgegevens

t = aantal taxonomische groepen

Bijlage 3-4 Literatuuronderzoek drins, DDE, DDD en DDT

Ecotoxicologische studies naar dieldrin

Reference	Organism	Taxon	soil	ground water	sediment	water	reproduction	growth	mort.	remarks
Werner and Nagel, 1997	<i>A. abditata</i>	Crustacea			•					Induction of stress proteins HSP60 and HSP70
	<i>R. abronius</i>	Crustacea			•					Induction of stress proteins HSP60 and HSP70
	<i>H.azteca</i>	Crustacea			•					Induction of stress proteins HSP60 and HSP70
Anderson <i>et al.</i> , 1998	<i>R. abronius</i>	Crustacea			•			•	•	Comparison of test protocols
	<i>N. arenaceodentata</i>	Annelida			•			•	•	Comparison of test protocols
Schuytema <i>et al.</i> , 1991	<i>X. laevis</i>	Amphibia				•		•	•	Bioconcentration, tests in various life stages
	<i>R. catesbeiana</i>	Amphibia				•		•	•	Bioconcentration, tests in various life stages
	<i>R. pipiens</i>	Amphibia				•		•	•	Bioconcentration, tests in various life stages
Neuhauser and Callahan, 1990	<i>E. fetida</i>	Annelida	•				•	•		
Lamai <i>et al.</i> , 1999	<i>C. gariepinus</i>	Pisces				•	•	•	•	ELS-test, other parameters tested
Knudsen and Pottinger, 1999	<i>O. mykiss</i>	Pisces				•				Endocrine disrupting activity
Sims and Reynolds, 1999	<i>Lepidopteran</i>	Insecta							•	Also immobilization and feeding tested after feeding of contaminated epiphytic algae review
Sauvant <i>et al.</i> , 1999	<i>T. pyriformis</i>	Protozoa								
Golow and Aborah, 1992	<i>L. reticulatus</i>	Pisces				•				No endpoints named in title or abstract
Newton <i>et al.</i> , 1992	<i>A. nissus</i>	Aves							•	
	<i>F. tinnunculus</i>	Aves							•	
Ikemoto <i>et al.</i> , 1992	<i>C. vulgaris</i>	Algae				•				QSAR
	<i>D. pulex</i>	Crustacea				•				QSAR
	<i>O. latipes</i>	Pisces				•				QSAR
Nebeker <i>et al.</i> , 1992	<i>A. platyrnchos</i>	Aves				•	•	•	•	Also dietary exposure, bioconcentration
Reddy <i>et al.</i> , 1992	<i>M. monoceros</i>	Crustacea				•				No endpoints named in title or abstract
Golow and Godzi, 1994	<i>O. niloticus</i>	Pisces				•			•	
Callahan <i>et al.</i> , 1994	<i>E. fetida</i>	Annelida	•						•	
	<i>A. tuberculata</i>	Annelida	•						•	

Reference	Organism	Taxon	soil	ground water	sediment	water	reproduction	growth	mort.	remarks
	<i>E. eugeniae</i>	Annelida	•						•	
	<i>P. excavatus</i>	Annelida	•						•	
Sanchez <i>et al.</i> , 1995	<i>A. salina</i>	Crustacea				•			•	
Sanchez <i>et al.</i> , 1995	<i>A. salina larvae</i>	Crustacea				•			•	
Phipps <i>et al.</i> , 1995	<i>H. azteca</i>	Crustacea				•			•	
	<i>C. tentans</i>	Insecta				•			•	
	<i>L. variegatus</i>	Annelida				•			•	
Hoke <i>et al.</i> , 1995	<i>H. azteca</i>	Crustacea				•			•	
	<i>C. tentans</i>	Insecta				•			•	
Warne <i>et al.</i> , 1998	Different species		•			•				Database, different endpoints

Ecotoxicologische studies naar aldrin

Reference	Organism	Taxon	soil	ground water	sediment	water	reproduction	growth	mort.	remarks
Thakur and Bais, 2000	<i>H. fossilis</i>	Pisces				•				Hematological parameters tested
Kaushik and Kumar, 1998	<i>P. masonia</i>	Crustacea				•				Midgut pathology
Sims and Reynolds, 1999	<i>Lepidopteran</i>	Insecta							•	Also immobilization and feeding tested after feeding of contaminated epiphytic algae review
Sauvant <i>et al.</i> , 1999	<i>T. pyriformis</i>	Protozoa								No endpoints named in title or abstract
Reddy <i>et al.</i> , 1992	<i>M. monoceros</i>	Crustacea				•				
Kaushik and Kumar, 1993	<i>P. masonia</i>	Crustacea				•			•	
Hans <i>et al.</i> , 1993	<i>P. posthuma</i>	Annelida	•							Activity of GTS tested

Ecotoxicologische studies naar endrin

Reference	Organism	Taxon	soil	ground water	sediment	water	reproduction	growth	mort.	remarks
Devillers and Flatin, 2000	<i>O. mykiss</i>	Pisces				•				QSAR development
Anderson <i>et al.</i> , 1998	<i>R. abronius</i>	Crustacea			•			•	•	Comparison of test protocols
	<i>N. arenaceodentata</i>	Annelida			•			•	•	Comparison of test protocols
Dodson <i>et al.</i> , 1999	<i>D. gaeata mendotae</i>	Crustacea				•	•		•	Sex ratio
Warne <i>et al.</i> , 1998	Different species		•			•				Database, different endpoints

Ecotoxicologische studies DDT

Referentie	Organism	Taxon	soil	ground water	sedi-ment	water	repro-duction	growth	mort.	remarks
Ikemoto <i>et al.</i> , 1992	<i>C. vulgaris</i>	Algae				•				QSAR
	<i>D. pulex</i>	Crustacea				•				QSAR
	<i>O. latipes</i>	Pisces				•				QSAR
Sanchez <i>et al.</i> , 1995	<i>A. salina</i>	Crustacea				•			•	
Sanchez <i>et al.</i> , 1995	<i>A. salina larvae</i>	Crustacea				•			•	
Woin and Bronmark	<i>L. stagnalis</i>	Mollusca				•	•			
Shamaan <i>et al.</i> , 1993	<i>A. aegypti</i>	Insecta				•			•	
Hoekstra <i>et al.</i> , 1994	<i>Aquatic species</i>					•				Variation in species sensitivity to toxicants
Joshi, 1995	<i>B. bendelisis</i>	Pisces				•			•	
Selvakumar <i>et al.</i> , 1996	<i>Crab larvae</i>	Crustacea				•			•	
Shyamasundari <i>et al.</i> ,	<i>U. triangularis</i>	Crustacea				•			•	
Reyes <i>et al.</i> , 1996	<i>P. vannamei</i>	Crustacea				•			•	
Warne <i>et al.</i> , 1998	Different species		•			•				Database, different endpoints
Pantani <i>et al.</i> , 1997	<i>G. italicus</i>	Crustacea				•			•	
	<i>E. tibaldii</i>	Crustacea				•			•	
Hellou <i>et al.</i> , 1998	<i>F. heteroclitus</i>	Pisces				•			•	
Megharaj <i>et al.</i> , 1999	<i>Soil algae</i>	Algae	•							Enzymatic activity
Lotufo <i>et al.</i> , 2001	<i>L. plumulosus</i>	Crustacea				•	•	•	•	

Ecotoxicologische studies naar DDD

Referentie	Organism	Taxon	soil	groun-dwater	sedi-ment	water	repro-duction	growth	mort.	remarks
Warne <i>et al.</i> , 1998	Different species		•			•				Database, different endpoints
Megharaj <i>et al.</i> , 1999	Soil algae	Algae	•							Enzymatic activity

Ecotoxicologische studies naar DDE

Referentie	Organism	Taxon	soil	groun-dwater	sedi-ment	water	repro-duction	growth	mort.	remarks
Sanchez <i>et al.</i> , 1995	<i>A. salina</i>	Crustacea				•			•	
Sanchez <i>et al.</i> , 1995	<i>A. salina larvae</i>	Crustacea				•			•	
Warne <i>et al.</i> , 1998	Different species		•			•				Database, different endpoints
Megharaj <i>et al.</i> , 1999	Soil algae	Algae	•							Enzymatic activity

Bijlage 4-1 Samenvatting veldstudies

In deze bijlage worden samenvattingen van studies gepresenteerd. De informatie in de samenvattingen is afkomstig uit de artikelen zoals door de auteurs beschreven. De laatste kolom van de tabel in de paragraaf 'Resultaat' van elke samenvatting bevat, waar mogelijk, *No observed effect concentrations* (NOEC's). De NOEC's in de laatste kolom zijn óf een bewerking van gegevens van de auteurs óf een door de auteurs zelf gerapporteerde NOEC. De kolom is toegevoegd om een NOEC te berekenen als die niet in de studie gerapporteerde werd. In die gevallen wordt met een voetnoot aangegeven wat de methode van berekenen is. Indien de auteurs zelf een NOEC rapporteren wordt deze ook in de kolommen 'Effect' en 'Concentratie' vermeld.

Afleiding en omrekening van NOEC's

Wanneer een auteur alleen een *lowest observed effect concentration* (LOEC) rapporteert maar geen NOEC, worden de volgende regels gebruikt om een NOEC te berekenen:

$$10 < \text{LOEC} < 20\% \text{ effect: NOEC} = \text{LOEC}/2.$$

$$20 \leq \text{LOEC} < 50\% \text{ effect: NOEC} = \text{LOEC}/3$$

$$50 \leq \text{LOEC} < 80\% \text{ effect: NOEC} = \text{LOEC}/10$$

Het gebruik van deze factoren wordt uitgebreider onderbouwd in Traas *et al.* [1]. De aanduiding EC_{stim} in de tabellen betekent dat voor de beschouwde parameter stimulatie werd gevonden ten opzichte van de controle.

Samenvattingen van veldstudies

Referentie	[2]
Verbinding	naftaleen
Concentratie	nominaal 6500 mg/kg
Organisme/proces	micro-organismen, schimmels
Eindpunt	respiratie, aantallen bacterien, lengte schimmel-hyphae, strooiselbiomassa, N-concentratie
Test type	microcosm in lab; nematoden and artropoden geëlimineerd mbv magnetron
Bodemtype	Sand-clay loam ('flood plain forest'); % o.m.: er wordt een asvrij drooggewicht van de grond (niet van het strooisel) gerapporteerd van 2.7%=>97.3% organische stof.
Testduur en temp.	56 d bij 25°C

Resultaat

	Eindpunt	Effect	Concentratie (mg/kg)		NOEC (mg/kg)
Strooisel	bacterie-aantallen	EC _{stim} 48	6500	p<0.05	2167 ^a
	schimmels totaal	EC ₅₀	6500	p<0.05	2167 ^a
	schimmels FDA-totaal	n.s.			
	biomassa	n.s.			
	N	EC12	6500	p<0.05	3250 ^b
bodem	bacterie-aantallen	EC _{stim} 78	6500	p<0.001	650 ^c
	schimmels totaal	n.s.			
	schimmels FDA-totaal	EC63	6500	p<0.01	650 ^c
	N	n.s.			
	NH ₄ -N	EC79		p<0.005	650
	NO ₃ +NO ₂ -N	EC95		p<0.05	n.b.

n.s.= niet significant, n.b.= niet bepaald, ^aNOEC=LOEC/3, ^bNOEC=LOEC/2, ^cNOEC=LOEC/10

Beschrijving

In microcosms (Ø 4.1 cm) werd aan 20 g luchtdroge grond+0.38 g (dw) strooisel 132 mg naftaleen toegevoegd (6500 mg/kg_{dw}) op dag 14, 28 en 42 van het exp. Verdamping van naftaleen was mogelijk, de microcosms werden met kaasdoek afgedekt en het vochtgehalte werd op 30% gehouden. De eerste 14 dagen werden de cosms niet behandeld (stabilisatieperiode). Elke 2-3 dagen werd respiratie gemeten. Op dag 56 werden aantallen bacteriën en lengte van schimmel-hyphae bepaald: microscopisch en totaal mbv fluorescentie-microscopie (FDA). De respiratie en bacterie-aantallen werden significant gestimuleerd, doordat naftaleen als koolstofbron gebruikt kan worden. Schimmels werden gereduceerd in aantal (=lengte). KCl extraheerbaar N in bodem nam sterk af, terwijl totaal N alleen in strooisel een daling van 12 ondervond.

Referentie	[3]
Verbinding	naftaleen
Concentratie	niet duidelijk gerapporteerd; berekend op ca. 85 -107 g per kg op jaarbasis, naftaleen is vluchtig. Geen gemeten waarde(n).
Organisme/proces	artropoda, strooiselafbraak, plantenwortels
Eindpunt	artropoda: aantallen; strooisel: verdwijning; wortels: drooggewicht
Test type	veldstudie
Bodemtype	kustvlakte, bodemtype niet beschreven
Testduur en temp.	1 jaar, T onbekend
Resultaat	Geen NOEC

	Eindpunt	Effect	Concentratie (mg/kg/jaar)		NOEC (mg/kg)
Artropoda	totale aantallen; op jaarbasis	EC92	85000-107000 ^a	p≤0.05	n.b.
	totale aantallen; minimum effect	EC65	85000-107000 ^a	p≤0.05	n.b.
	totale aantallen; maximum effect	EC97	85000-107000 ^a	p≤0.05	n.b.
Strooisel	verdwijning	EC4	85000-107000 ^a	p≤0.05	n.b.
	biomassa, gebied A	EC56	85000-107000 ^a	p<0.005	n.b.
	biomassa, gebied B	EC15	85000-107000 ^a	p<0.005	n.b.

n.b. = niet bepaald, ^aUit de beschikbare gegevens kan alleen een zeer ruwe schatting van de maximale nominale dosis per jaar worden berekend.

Beschrijving

Op een *broomsedge* (*Andropogon*) veld, gelokaliseerd op een kustvlakte werd naftaleen toegediend aan twee studiegebieden, A en B. Elk gebied was ingedeeld in drie rijen met 8 veldjes van 1 vierkante meter met tussenruimtes van 1 meter tussen de afzonderlijke velden. Naftaleen werd in kristallijne vorm toegediend: 200 tot 250 g, eens per 7-10 dagen in de zomer en eens per maand in de winter. In een gebied werden 12 velden behandeld terwijl 12 velden als controle dienden. Gemeten werd: dichtheid van microartropoden en CO₂ vorming in kernen van 10 cm², verdwijningssnelheid van strooisel (o.b.v. drooggewicht), biomassa van wortels (drooggewicht).

Referentie	[4]
Verbinding	koper
Concentratie	20, 40, 80, 160, 320 mg/kg
Organisme/proces	<i>Lumbricus rubellus</i>
Eindpunt	neutral red retention time, overleving, groei
Test type	mesocosm
Bodemtype	zand; bosbodem, toplaag (20 cm); %o.m.=<1; %klei=4
Testduur en temp.	110 d, T niet gerapporteerd
Resultaat	

L. rubellus	Eindpunt	Effect	Concentratie (mg/kg)		NOEC (mg/kg)
	neutr. rood retentie	EC ₅₀	25 ^a , 39 ^a , 38 ^{a0}		
	groei	LOEC	231 ^b	p<0.05	153 ^c
	overleving	LOEC	231 ^b	p<0.05	153 ^c

^adeze waarden zijn bepaald op respectievelijk dag 17, 50 en 70. Concentraties zijn uitgedrukt in µg/g_{worm},

^bgemeten concentratie bij de hoogste behandeling (nominaal 320 mg/kg), ^cNOEC is de naast de LOEC liggende lagere (actuele) concentratie, die hiervan significant verschilt.

Beschrijving

36 buizen gevuld met grond waaraan koper was toegevoegd werden in bosgrond geplaatst, waarna er 25 wormen (na wegen) aan werden toegevoegd. De wormen waren afkomstig uit een commerciële kweek. Er werd elke 2 weken gedroogde paardenmest als voedsel aan de cosms toegevoegd. Op vier momenten werden cosms bemonsterd: op dag 17, 50, 70 en 110. Gemeten: neutraal rood retentietijd, koper residu in wormen, gewicht en overleving van de wormen.

Referentie	[5]
Verbinding	zink (als ZnCl ₂)

Concentratie	0, 56, 180, 560, 1800 en 3200 mg/kg in bodem, en 1, 10, 100, 250, 1000 en 2500 mg/l Zn in test
Organisme/proces	natuurlijke microflora
Eindpunt	PICT of metabole activiteit
Test type	mescosm
Bodemtype	onbekend; %o.m.=2.0, %klei=2.9
Testduur en temp.	2.5 jaar onder veldomstandigheden

Resultaat

Microflora	Eindpunt	Effect	Concentratie (mg/kg)	NOEC (mg/kg)
	metabole activiteit	NOEC	180	180

Beschrijving

Aan een veldgrond werd zink in verschillende concentraties toegevoegd (6 replica's per concentratie) waarna de grond in mesocosms werd geplaatst, in de open lucht. Zes concentraties werden na 2.5 jaar bemonsterd: van elke concentratie werden 9 deelmonsters gemengd, die afkomstig waren uit drie replica's. Microorganismen werden geëxtraheerd en verdund in oplossingen met 1, 10, 100, 250, 1000 en 2500 mg/l Zn. Deze oplossingen werden geïncubeerd in 96-wells Biolog platen. Derhalve een dosis-respons relatie bij elke veldconcentratie, ofwel een EC_{50} bij elke veldconcentratie. Resultaat is een toenemende EC_{50} met toenemende veldconcentratie of een invariante EC_{50} als functie van de veldconcentratie, nooit een afname in EC_{50} .

Referentie	[6]
Verbinding	koper (als $CuCl_2 \cdot H_2O$)
Concentratie	0, 200, 400, 600, 800, 1000 mg Cu/kg (4 replicaties)
Organisme/proces	<i>Foloscma candida</i> , lab. cultured
Eindpunt	sterfte, lichaamsgrootte, reproductie
Test type	microcosm in lab (12/12-h licht-donker).
Bodemtype	loamy sand (LUFSA-Speyer 2.2, Sp 2121), %o.m.=2.3, %klei=5
Testduur en temp.	21 d bij 20°C

Resultaat

F.candida	Eindpunt	Effect	Concentratie (mg/kg)	NOEC (mg/kg)
adult	sterfte	LOEC	>1000	
	groei(man)	NOEC	200	200
	groei(vrouw)	NOEC	600	600
	reproductie (21 d)	LOEC	200 ^a	56 ^b
Juveniel	sterfte (21 d)	NOEC	800	800
	groei (21 d)	NOEC	400	400

^aNOEC<200 mg/kg, ^bNOEC=EC10, EC10 gerapporteerd door auteur.

Beschrijving

Er werden microcosms gemaakt van 30 g grond (ww). waarna koper werd toegevoegd op 1 dag voor de start van het experiment. pH werd bijgesteld op 5.5-6.0 met $CaCO_3$. Twintig dieren werden toegevoegd aan de cosms (10 man, 10 vrouw). In een ander experiment werden 20 juveniele dieren ingezet. Om het effect van blootstellingsduur te bepalen werden ook dieren blootgesteld voor 7 en 14 dagen. Op dag 21 werden aantal, lichaamsoppervlakte, lengte, breedte, 'smalheid', en grijs tint van de dieren bepaald.

Referentie	[7]
Verbinding	koper (-sulfaat), cadmium (-sulfaat)
Concentratie	koper: 0, 200, 400 mg/kg; cadmium: 0, 0.2, 2.0, 20, 200 mg/kg
Organisme/proces	nematoden, microartropoden
Eindpunt	aantallen (nematoden) en trofisch niveau
Test type	microcosm
Bodemtype	silt loam uit een volwassen eiken-berken bos, pH H_2O =3.8, %o.m.=5.9, %klei=11
Testduur en temp.	7 d bij kamertemperatuur

Resultaat In de tabel staan gemeten metaalgehalten, niet gecorrigeerd voor achtergrond.

	Eindpunt	Effect	Concentratie (mg/kg)	NOEC (mg/kg)
koper	nematoden, aantallen	EC60	90	30 ^a

cadmium	nematoden, aantallen	NOEC	>129		>129
	micro-artropoden ^b	NOEC	>129		>129

^aNOEC=LOEC/3, ^bCd en micro-artropoden: er vindt een significante stimulatie plaats (100%) bij 0.2 mg/kg, bij de volgende hogere concentraties is dit effect niet meer aanwezig en wordt ook geen significante remming gemeten.

Beschrijving

Aan veldgrond uit een eiken-berken bos werd in aparte experimenten koper en cadmium (tevens andere stoffen, hier niet besproken) toegevoegd (in water opgelost). De grond werd in plastic microcosms van 4x20 cm gedaan, die in het lab. werden geïncubeerd. Er werden geen organismen aan de microcosms of de grond toegevoegd, dwz de aanwezige populatie werd getest. De stoffen zijn elk afzonderlijk getest, i.e. niet in combinatie. Gronden werden op constante vochtigheid gehouden gedurende de test. Het experiment duurde 7 dagen voor Cd en 0, 3, 7, 21 en 56 dagen voor Cu. Aan het eind van de incubatieperiode werden nematoden en micro-artropoden verzameld, geteld en in trofische groepen ingedeeld. Van de gronden werd het drooggewicht en metaalgehalte (totaalgehalten) bepaald op dag 0 en dag 7. Het extraheerbaar gehalte in de controle grond (achtergrondgehalte) bedroeg voor Cu en Cd respectievelijk 9.9 en 0.1 mg/kg.

Referentie	[8]
Verbinding	Koper. Als CuCl ₂ .H ₂ O toegediend aan grond met 15 mg/kg Cu. In een tweede test: Cu aanwezig in grond uit hetzelfde gebied, waarin een gradiënt (historische contaminatie).
Concentratie	Toegevoegd Cu: 0, 200, 400, 600, 800, 1000, 2000 en 3000 mg Cu/kg Gradiënt Cu: 15, 568, 954, 1495, 2095, 2672 en 2912 mg Cu/kg.
Organisme/proces	<i>Folosmia candida</i> , uit lab. culture
Eindpunt	sterfte, lichaamsgrootte, reproductie
Test type	microcosm in lab (12/12-h licht-donker).
Bodemtype	sandy loam, field collected, pH (H ₂ O) 6.7-7.1, %humus=3.9-5.5, %klei=13-16 N.b.%humus gelijkgesteld aan %o.m voor omrekenen naar standaard bodem.
Testduur en temp.	21 d bij 20°C

Resultaat

	Eindpunt	Effect	Concentratie (mg/kg)	NOEC (mg/kg)
Gradiënt (veld)grond	sterfte	NOEC	2912	2912
	groei	NOEC	2912	2912
	aantal juvenielen	NOEC	2912	2912
	grootte juvenielen	NOEC	2912	2912
Koper toegevoegd aan grond (met C_b=15 mg Cu/kg)	sterfte ♂+♀	NOEC	>1000	813 ^a
	groei ♂+♀	NOEC	>1000	1075 ^b
	aantal juvenielen ♂+♀	NOEC	>400	337 ^b
	grootte juvenielen ♂+♀	NOEC	n.b.	957 ^b

n.b.=niet beschikbaar, ^aNOEC=LC10, ^bNOEC=EC10

Veldverzamelde *F. fimetaria*

- De abundantie van *F. fimetaria* vertoonde geen relatie met de kopergradiënt in mei '94.
- De aantallen *F. fimetaria* in oktober '95 waren in de grond met 1000-2000 en 2000-2911 mg Cu/kg respectievelijk 28 en 18% van aantallen zoals gevonden in de gronden van 0 tot 1000 mg Cu/kg. Deze veranderingen waren niet significant op 5% niveau. Er is wel een EC10 berekend op 643 (172-1112) mg/kg berekend.
- Op beide bemonsteringstijdstippen vertoonden de andere aanwezige Collembola species verspreidingspatronen vergelijkbaar aan die van *F. fimetaria*.

Beschrijving

Er werden microcosms gemaakt van 30 g veldverzamelde grond (ww) met een achtergrondconcentratie van 15 mg Cu/kg. Hieraan werd koper toegevoegd op 1 dag voor de start van het experiment. pH werd bijgesteld tot 6.5-7.0 met CaCO₃. In een tweede experiment werd grond gebruikt die afkomstig was uit een gebied met een kopergradiënt. De testopzet van beide experimenten was identiek. Twintig dieren werden toegevoegd aan de cosms (10 man, 10 vrouw). Elke concentratie werd in viervoud getest. Op dag 21 werden totaal aantal, aantal juvenielen, lichaamsoppervlakte, lengte, breedte, 'smalheid', en grijs tint van de collembola bepaald.

Er werden op twee data veldmonsters verzameld uit het gebied met de kopergradiënt. Dit was in mei '94 en oktober '95. De in de grond aanwezige collembola werden geteld zoals in de toxiciteitsexperimenten.

Referentie	[9]
Verbinding	DDT, DDD, DDE
Concentratie	0, 10, 50, 100 mg/kg
Organisme/proces	bodem algen, fosfatase activiteit, dehydrogenase activiteit
Eindpunt	algen: aantallen (kweekbare), enzymen: inhibitie
Test type	microcosm
Bodemtype	silt loam (vlgs USDA: loam); pH 5.3; %o.m.=3.5; %klei=18
Testduur en temp.	algen: 45 d bij 20°C; enzymactiviteit: niet genoemd

Resultaat

	Eindpunt	Stof	Effect	Concentratie (mg/kg)	NOEC (mg/kg)
Bodemalgen	Kweekbare aantallen	DDT	NOEC	>100	n.b.
		DDD	EC92 ^a	100	
			NOEC ^a	≥50	n.b.
		DDE	NOEC	>100	n.b.
Dehydrogenase activiteit	Inhibitie	DDT	EC40 ^a	50	n.b.
			NOEC ^a	≥10	17 ^b
		DDD	EC11 ^a _{stim}	10	5 ^c
			EC51 ^a	50	
		DDE	NOEC ^a	≥10	
Fosfatase activiteit	Inhibitie	DDT	NOEC	≥50	n.b.
		DDD	NOEC	≥10	n.b.
			EC38 ^a	50	17 ^b
		DDE	LOEC _{stim}	10	n.b.

n.b.=niet bepaald, ^aeffectconcentraties voor een stof afkomstig uit hetzelfde experiment, ^bNOEC=LOEC/3, ^cNOEC=LOEC/2

Beschrijving

De top laag (0-8 cm) van de silt loam grond werd gedroogd en gezeefd. Er werden microcosms gemaakt door 5 g grond in steriele buizen met Teflon draaidop te brengen. De teststof werd opgelost in aceton en in 20 µl toegevoegd. Het aceton kreeg de gelegenheid om te verdampen waarna de grond goed werd gemengd. De grond werd op een vochtgehalte van 50% gehouden en geïncubeerd bij 20°C onder diffuus licht. Aantallen algen werden vastgesteld met de MPN methode na 45 dagen incubatie. Dehydrogenase activiteit werd gemeten door reductie van TTC en zure fosfatase door PNP reductie.

Referentie	[10]
Verbinding	zink (ZnCl ₂)
Concentratie	0, 32, 56, 100, 180, 320, 560, 1000, 1800, 3200 mg/kg _{dw} (6 replicaties per concentratie)
Organisme/proces	nematoden
Eindpunt	nematode dichtheid, soorten diversiteit, <i>maturity index</i> , PRC
Test type	mesocosm
Bodemtype	%o.m.=2, %klei=2.9
Testduur en temp.	22 maanden bij veldtemperatuur

Resultaat

nematoden	Eindpunt	Effect	Concentratie (mg/kg)	NOEC (mg/kg)
3 maanden	totaal aantal nematoden	NOEC	560	560
	totaal aantal taxa	NOEC	320	320
	diversiteit	NOEC	560	560
	<i>maturity index</i>	NOEC	n.s.	-
	PRC	NOEC	56	
10 maanden	totaal aantal nematoden	NOEC	1000	1000
	totaal aantal taxa	NOEC	180	180
	diversiteit	NOEC	180	180
	<i>maturity index</i>	NOEC	-	-

	PRC	NOEC	100		100
22 maanden	totaal aantal nematoden	NOEC	1800		1800
	totaal aantal taxa	NOEC	320		320
	diversiteit	NOEC	320		320
	<i>maturity index</i>	NOEC	-		-
	PRC	NOEC	100		100

n.s. = niet significant.

Beschrijving

De top laag van een zandig grasland werd gezeefd, gehomogeniseerd, gedroogd (tot 6% w/dw) en kruiden werden verwijderd. Er werd zand toegevoegd om de grondstructuur te verbeteren en ZnCl₂ toegevoegd in bovengenoemde nominale concentraties. Er werden zes velden gemaakt die elk uit 10 compartimenten van 0.5 m² bestonden. De grond werd op veldcapaciteit gehouden. Nematoden werden ingebracht (naast de nog aanwezige populatie) door verse grond door de grond in de compartimenten te mengen. Nematoden werden na de start en op 3, 10 en 22 maanden verzameld en geïdentificeerd tot op genus niveau. Zink concentraties werden regelmatig gemeten. Naast abundantie van soorten werd uit de gegevens berekend de soortdiversiteit, *maturity index* en werd een *principal response curve* (PRC) methode op de gegevens toegepast. De dichtheidsverdeling van meerdere nematodensoorten in de tijd over meerdere zink concentraties wordt hiermee teruggebracht tot 2 dimensies.

Referenties

1. Traas TP. (ed) 2001. Guidance document on deriving environmental risk limits. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment. Rapport nr. 601501.012. 117 pp.
2. Blair JM, Crossley DA, Rider S. 1989. Effects of naphthalene on microbial activity and nitrogen pools in soil-litter microcosms. *Soil Biol Biochem* 507-510:
3. Williams JE, Wiegert RG. 1971. Effects of naphthalene application on a coastal broomsedge (*Andropogon*) community. *Pedobiologia* 11: 58-65.
4. Svendsen C, Weeks JM. 1997. Relevance and applicability of a simple earthworm biomarker of copper exposure. *Ecotoxicol Environ Saf* 36: 80-88.
5. Rutgers M, Van 't Verlaat IM, Wind B, Posthuma L, Breure AM. 1998. Rapid method for assessing pollution-induced community tolerance in contaminated soil. *Environ Toxicol Chem* 17: 2210-2213.
6. Scott-Fordsmand JJ, Krogh PH, Weeks JM. 1997. Sublethal toxicity of copper to a soil-dwelling springtail (*Folsomia fimetaria*) (Collembola: Isotomidae). *Environ Toxicol Chem* 16: 2538-2542.
7. Parmelee RW, Phillips CT, Checkai RT, Bohlen PJ. 1997. Determining the effects of pollutants on soil faunal communities and trophic structure using a refined microcosm system. *Environ Toxicol Chem* 16: 1212-1217.
8. Scott-Fordsmand JJ, Krogh PH, Weeks JM. 2000. Responses of *Folsomia fimetaria* (Collembola: Isotomidae) to copper under different soil copper contamination histories in relation to risk assessment. *Environ Toxicol Chem* 19: 1297-1303.
9. Megharaj M, Boul HL, Thiele JH. 1999. Effects of DDT and its metabolites on soil algae and enzymatic activity. *Biol Fertil Soils* 29: 130-134.
10. Smit CE, Schouten AJ, Van den Brink PJ, Van Esbroek MLP, Posthuma L. 2002. Effects of zinc contamination on a natural nematode community in outdoor soil mesocosms. *Arch Environ Contam Toxicol* 42, 205-216 (2002).

Bijlage 4-2 Verworpen (semi) veldstudies

- Culliney-T-W; Pimentel-D; Lisk-D-J. 1986. Impact of chemically contaminated sewage sludge on the collard arthropod community *Environmental Entomology* 15(4); 826-833.
- Faber-JH; Heijmans-GJSM. 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil detritivores - Specific accumulation and effects. *Bioindicator-Systems-For-Soil-Pollution*. Vol 10 : 31-43
- Gaston-GR; Rakocinski-CF; Brown-SS; Cleveland-CM. 1998. Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. *Marine-And-Freshwater-Research*. 49 (8) : 833-846.
- Gillespie-WB Jr; Hawkins-WB; Rodgers-JH Jr; Cano-ML; Dorn-PB. 1999. Transfers and transformations of zinc in flow-through wetland microcosms. *Ecotoxicol-Environ-Saf*; VOL 43, ISS 2, P126-32
- Grinwis-GCM; Vethaak-AD; Wester-PW; Vos-JG. 2000. Toxicology of environmental chemicals in the flounder (*Platichthys flesus*) with emphasis on the immune system: field, semi-field (mesocosm) and laboratory studies. *Toxicology-Letters* 112 : 289-301
- Gong-P; Sun-TH; Beudert-G; Hahn-HH. 1997. Ecological effects of combined organic or inorganic pollution on soil microbial activities. *Water-Air-And-Soil-Pollution*.96 (1-4) : 133-143
- Jones-DT; Hopkin-SP. 1998. Reduced survival and body size in the terrestrial isopod *Porcellio Scaber* From A Metal-Polluted Environment. *Environmental-Pollution*.99 (2): 215-223
- Klok-C; de-Roos-AM. 1996. Population level consequences of toxicological influences on individual growth and reproduction in *Lumbricus rubellus* (Lumbricidae), *Oligochaeta* *Ecotoxicol-Environ-Saf*; VOL 33, ISS 2, P118-27
- Lepp-N-W; Salmon-D. 1999. A field study of the ecotoxicology of copper to bryophytes *Environ. Pollut.*, 106:2, 153-156,
- Linke-Gamenick-I; Forbes-VE; Mendez-N. 2000. Effects of chronic fluoranthene Exposure On Sibling Species Of *Capitella* With Different Development Modes *marine-ECOLOGY-PROGRESS-SERIES*. 203: 191-203
- Luepromchai-E {a}; Singer-A-C {a}; Crowley-D-E {a}. 2000. Analysis of soil bacterial communities for PAH biostimulation after enrichment on selected plant derived compounds. *Abstracts-of-the-General-Meeting-of-the-American-Society-for-Microbiology*. 458-459.
- Monni S, Uhlig C, Hansen E and Magel E. 2001. Ecophysiological responses of *Empetrum nigrum* to heavy metal pollution. *Environ Pollut*. 112:121-129.
- Pedersen-MB; Temminghoff-EJM; Marinussen-MPJC; Elmegaard-N; van Gestel-CAM. 1997. Copper accumulation and fitness of *Folsomia candida* Willem in a copper contaminated sandy soil as affected by pH and soil moisture. *Applied-Soil-Ecology*. 6 (2) : 135-146
- Pedersen-M-Bruus {a}; Kjaer-C; Elmegaard-N. 2000. Effects of copper on reproduction of two collembolan species exposed through soil, food, and water. 2000. *Environmental-Toxicology-and-Chemistry*. 19 (10) 2579-2588.
- Sandifer-RD; Hopkin-SP. 1997. Effects of temperature on the relative toxicities of Cd, Cu, Pb, and Zn to *Folsomia candida* (Collembola). *Ecotoxicology-And-Environmental-Safety*. 37 (2): 125-130.
- Snow-Ashbrook-Jennifer; Erstfeld-Karen-M. 1998. Soil nematode communities as indicators of the effects of environmental contamination with polycyclic aromatic hydrocarbons *Ecotoxicology*, 7:6, 363-370.
- Sornnuwat-Yupaporn; Vongkaluang-Charunee; Takahashi-Munezoh; Yoshimura-Tsuyoshi; Tsunoda-Kunio. 1996. Longevity of soil termiticides weathered for 3-4 years in Thailand under in situ observation and laboratory bioassay using *Coptotermes gestroi* Wasmann. *Mokuzai Gakkaishi*; 42:5, 520-531, 1996
- Spurgeon-D-J; Hopkin-S-P. 1995. Extrapolation of the laboratory-based OECD earthworm toxicity test to metal-contaminated field sites. *Ecotoxicology* 4(3); 190-205.
- Spurgeon-DJ; Hopkin-SP. 1996. The effects of metal contamination on earthworm Populations Around A Smelting Works: Quantifying Species Effects. *Applied-Soil-Ecology*.4 (2) : 147-160
- Terril-M-E; Ou-K-C; Splitstone-D-E 1995. Case study: A DDT field screening technique to guide soil remediation. *Hydrocarbon Contam. Soils*; 5, 151-166.
- * Toxicity and bioaccumulation of copper to black bindweed (*Fallopia convolvulus*) in relation to bioavailability and the age of soil contamination. 2000. *Archives-of-Environmental-Contamination-and-Toxicology*. [print]; 39 (4) 431-439.
- Valles-SM. 1998. Toxicological and biochemical studies with field populations of the German cockroach, *Blattella germanica*. *Pesticide-Biochemistry-And-Physiology*. 62 (3) : 190-200
- Van-Wensem-J; Krijgsman-M; Postma-JF; Van-Westrienen-RW; Wezenbeek-JM. 1992. A comparison of test systems for assessing effects of metals on isopod ecological functions. *Ecotoxicol-Environ-Saf*; VOL 24, ISS 2, P203-216

Bijlage 5-1 Fytotoxiciteitsgegevens

TABLE 1: Phytotoxicity of arsenic

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Glycine max</i> (As ₂ O ₃)	clay	-	3.2	35	-	42 d	NOEC	75	72	growth	Denneman & van Gestel, 1990 Denneman & van Gestel, 1990 Denneman & van Gestel, 1990 Efroymson et al., 1997 Jiang & Singh, 1994
<i>Gossypium hirsutum</i> (As ₂ O ₃)	fine sandy loam	-	3	18	-	42 d	NOEC	18	22	growth	
	clay	-	3.2	35	-	42 d	NOEC	149	140	growth	
<i>Gossypium hirsutum</i> (As ₂ O ₃)	sandy loam	-	-	-	-	42 d	NOEC	67.2		shoot weight	
<i>Hordeum vulgare</i> (Na ₂ AsO ₂)	sand	5.6	0.68	3	-	1 y	NOEC	< 2		yield/5	
						2 y	NOEC	< 2		yield/5	
						3 y	NOEC	< 2		yield/5	
(Na ₂ HAsO ₄)						1 y	NOEC	< 2		yield/5	
						2 y	NOEC	< 2		yield/5	
						3 y	NOEC	< 2		yield/5	
(Na ₂ AsO ₂)	loam	4.9	5.27	19	-	1 y	NOEC	10	11	yield/5	
						2 y	NOEC	50	59	yield/5	
						3 y	NOEC	50	59	yield/5	
(Na ₂ HAsO ₄)						1 y	NOEC	10	11	yield/5	
						2 y	NOEC	10	11	yield/5	
						3 y	NOEC	50	59	yield/5	
<i>Lolium perenne</i> (Na ₂ AsO ₂)	sand	5.6	0.68	3	-	1 y	NOEC	10	18	yield/5	Jiang & Singh, 1994
						2 y	NOEC	50	88	yield/5	
						3 y	NOEC	50	88	yield/5	
(Na ₂ HAsO ₄)						1 y	NOEC	10	18	yield/5	
						2 y	NOEC	50	88	yield/5	
						3 y	NOEC	50	88	yield/5	
(Na ₂ AsO ₂)	loam	4.9	5.27	19	-	1 y	NOEC	10	11	yield/5	
						2 y	NOEC	50	59	yield/5	
						3 y	NOEC	>=250		yield/5	
(Na ₂ HAsO ₄)						1 y	NOEC	50	59	yield/5	
						2 y	NOEC	>=250		yield/5	
<i>Zea mays</i> (Na ₂ HAsO ₄)	sandy loam	7	-	-	-	28 d	NOEC	10		fresh weight	Efroymson et al., 1997 Efroymson et al., 1997 Efroymson et al., 1997
<i>Zea mays</i> Al(H ₂ AsO ₄) ₃	loamy sand	7	-	-	-	28 d	NOEC	10		fresh weight	
<i>Zea mays</i> Ca(H ₂ AsO ₄) ₂	loamy sand	7	-	-	-	28 d	NOEC	10		fresh weight	

TABLE 2: Phytotoxicity of cadmium

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Andropogon scoparius</i> , seeds (CdCl ₂)	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	until germin at	NOEC= LOEC:2	5	6.25	germination/16	Miles & Parker, 1979a
						6 w	NOEC= LOEC:3	3.3	4.1	shoot weight	
							NOEC= LOEC:10	1	1.25	root weight	
	Oakville sand (y)	7.8	2.48	-	-	12 w	EC43	10	13	shoot weight	Miles & Parker, 1979b
						EC47	10	13	root weight		
						EC45	10	13	dry weight		

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Anemone cylindrica</i> , seeds (CdCl ₂)	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	12 w	EC17 NOEC	10 <=10	13	shoot weight root weight dry weight	Miles & Parker, 1979a
	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	until germin at 6 w	EC11 NOEC	10 10	13 13	gemination/15	
<i>Avena sativa</i> (CdCl ₂)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	NOEC=	3.3	4.1	shoot weight	Adema & Henzen, 1989
	humic sand	5.1	3.7	-	25	14 d	LOEC:3 NOEC=	5	6.25	root weight	
<i>Avena sativa</i> , seeds (CdCl ₂)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	EC50 NOEC	159 10	207 13	fresh shoot weight fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
	humic sand	5.1	3.7	-	25	14 d	NOEC	97	117	fresh shoot weight	
<i>Avena sativa</i> , seeds (CdCl ₂)	silt loam	5.1	11.8	-	20	100 d	NOEC	10	12	fresh shoot weight	John, 1973
	silt loam	5.1	11.8	-	20	100 d	NOEC=	13	12	grain weight	
<i>Beta vulgaris</i> (CdCl ₂)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	LOEC:3 NOEC=	200	191	leaves yield, husk weight	Kevresan et al., 1998
	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	NOEC=	40	38	stalk weight	
<i>Beta vulgaris</i> (CdCl ₂)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	NOEC=	20	19	root weight	John, 1973
	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	LOEC:2 EC20	1 mM	?	biomass2	
<i>Brassica oleracea</i> L., cv. <i>italica</i> (CdCl ₂)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	EC15 EC37 EC16 EC30	0.1 m M 0.001 mM 0.001 mM 1 mM		nitrate content/2 nitrate reductase/2 protein content/2 1/2	John, 1973
	silt loam	5.1	11.8	-	20	60 d	NOEC	40	38	root weight, leaves yield	
<i>Brassica oleracea</i> L., cv. <i>botrytis</i> (CdCl ₂)	silt loam	5.1	11.8	-	20	70 d	NOEC=	20	19	leaves yield	John, 1973
	silt loam	5.1	11.8	-	20	70 d	LOEC:10 NOEC=	100	95	root weight	
<i>Cerealia</i> (Cd-acetate)	silt loam	5.1	11.8	-	20	70 d	NOEC=	40	38	leaves yield	John, 1973
	silt loam	5.1	11.8	-	20	70 d	LOEC:2 NOEC	20	19	root weight	
<i>Cerealia</i> (Cd-acetate)	marine loam	5.6	1.6	7.8	-	5 m	NOEC=	12.5	20	growth	Crommentuijn et al., 1997
	marine loam	5.4	2.4	26	-	5 m	NOEC	6.25	7.9	growth	
<i>Daucus carota</i> , seeds (CdCl ₂)	loam	5.2	3.2	37.7	-	5 m	NOEC	50	55	growth	John, 1973
	sand	5.0	3.4	2.6	-	5 m	NOEC	6.25	10	growth	
<i>Daucus carota</i> , seeds (CdCl ₂)	sand	5.4	6.8	3.3	-	5 m	NOEC	50	71	growth	John, 1973
	sand	4.6	19.4	2.6	-	5 m	NOEC	6.25	6.1	growth	
<i>Daucus carota</i> , seeds (CdCl ₂)	silt loam	5.1	11.8	-	20	130 d	NOEC=	20	19	top weight	John, 1973
	silt loam	5.1	11.8	-	20	130 d	LOEC:2 NOEC	20	19	tuber weight	
<i>Glycine max</i> (CdCl ₂)	loam	5.2	3.2	37.7	-	5 m	NOEC=	40	38	root weight	Strickland et al., 1979
	loam	5.2	3.2	37.7	-	5 m	NOEC=	20	19	root weight	
<i>Glycine max</i> (CdCl ₂)	artificial	5.9	0.5	-	-	42 d	NOEC	1.5	2	plant weight	Strickland et al., 1979
	artificial	5.9	1	-	-	42 d	NOEC	5	6.6	plant weight	
<i>Glycine max</i> (CdCl ₂)	artificial	5.9	0.5	-	-	42 d	NOEC	10	13	plant weight	Strickland et al., 1979
	artificial	5.7	2	-	-	42 d	NOEC	10	13	plant weight	

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Glycine max</i> (CdCl ₂)	silty clay loam	5.6	4	-	-	42 d	NOEC	>=20		plant weight	
<i>Glycine max</i> (CdCl ₂)	surface soil	7	4	-	-	35 d	NOEC	5	6	shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Glycine max</i> (CdCl ₂)	silt loam	-	-	-	-	-	NOEC	5		seeds/plant	Efroymson et al., 1997
<i>Glycine max</i> (CdCl ₂)	silt loam	5	-	-	-	28 d	NOEC	1		shoot weight	Efroymson et al., 1997
	silt loam	6	-	-	-	28 d	NOEC	1		shoot weight	Efroymson et al., 1997
	silt loam	7	-	-	-	28 d	NOEC	1		shoot weight	Efroymson et al., 1997
	loamy sand	6	-	-	-	28 d	NOEC	1		shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Gossypium hirsutum</i>	-	6.8	-	-	-	35 d	NOEC= LOEC:10	30		leaf & stem weight	Efroymson et al., 1997
<i>Lactuca sativa</i> (CdCl ₂)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	EC50	33	38	fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
	humic sand	5.1	3.7	-	25	14 d	EC50	3.2	4.2	fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
(CdCl ₂)	silt loam	5.1	11.8	-	20	35 d	NOEC	136	164	fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
							NOEC	32	38	fresh shoot weight	
							NOEC	40	38	root weight, leave yield	John, 1973
							NOEC= LOEC:10	20	19	root weigh	
<i>Liatris spicata</i> , seeds (CdCl ₂)	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	until germin at 6 w	NOEC	10	13	germination/17	Miles & Parker, 1979a
							NOEC= LOEC:3	3.3	3.5	shoot weight	
							NOEC= LOEC:3	3.3	3.5	root weight	
<i>Lolium perenne</i> (CdCl ₂)	silt loam	6	-	-	-	-	NOEC	50		shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Lycopersicum esculentum</i> (CdCl ₂)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	EC50	171	222	fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
	humic sand	5.1	3.7	-	25	14 d	EC50	32	42	fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
							NOEC	16	19	fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
<i>Monarda fistulosa</i> , seeds	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	until germin at 6 w	NOEC	<3.2		fresh shoot weight	
							NOEC	10	13	germination/18	Miles & Parker, 1979a
							NOEC= LOEC:3	3.3	4.2	shoot weight	
							NOEC	10	13	root weight	
<i>Oryza sativa</i> (CdO)	alluvial	6	-	-	-	-	NOEC	30	38	root, shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Phaseolus vulgaris</i> (CdSO ₄)	silt loam	7.5	-	-	-	-	NOEC= LOEC:3	13		shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Picea glauca</i> , seedling (CdCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	12 w	NOEC	<2		ectomycorrhizal laterals, growth, shoot weight /4	Dixon & Buschena, 1988
<i>Picea glauca</i> (CdCl ₂)	soil + sand		-	-	-	98 d	NOEC	2	2.6	growth,	
<i>Pinus banksiana</i> , seedling (CdCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	12 w	NOEC	1	1.3	root, shoot weight	Burton et al., 1984
							NOEC	10	13	shoot weight / 4	Dixon & Buschena, 1988
							NOEC	2	2.6	growth, shoot weight	
							NOEC	5	6.5	growth, root weight / 4	
							NOEC	<2		ectomycorrhizal	

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Pisum sativum</i> , seeds (CdCl ₂)	silt loam	5.1	11.8	-	20	95 d	NOEC= LOEC:3	13	12	laterals seed weight	John, 1973
							NOEC= LOEC:3	13	12	pod weight	
							NOEC= LOEC:3	13	12	vines weight	
<i>Poa pratensis</i>	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	until germin at 6 w	NOEC NOEC= LOEC:3	40 3.3	38 4.2	root weight germination/21	Miles & Parker, 1979a
							NOEC= LOEC:2	5	6.4	shoot weight	
							NOEC= LOEC:2	5	6.4	root weight	
<i>Quercus rubra</i> , acorns (CdCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	16 w	NOEC NOEC NOEC	10 5 5	13 6.5 6.5	dry weight/3/ 4 total area/ 3/ 4 ectomycorrhizal laterals//3	Dixon, 1988
<i>Raphanus sativus</i> (CdCl ₂)	loamy sand	5.4	3	18	25	42 d	NOEC	10.7	14	shoot growth	Denneman & van Gestel, 1990
<i>Raphanus sativus</i> (CdCl ₂)	silt loam	5.1	11.8	-	20	45	NOEC= LOEC:3	13.3	13	top weight	John, 1973
							NOEC= LOEC:3	13.3	13	tuber weight	
<i>Rhus radicans</i> , seeds (CdCl ₂)	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	until germin 6 w	NOEC	30	38	germination/ 20	Miles & Parker, 1979a
							NOEC	10	13	shoot weight/ 52	
							NOEC	10	13	root weight	
<i>Rudbeckia hirta</i> , seeds (CdCl ₂)	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	until germin 6 w	NOEC= LOEC:3	3.3	4.2	germination/49	Miles & Parker, 1979a
							NOEC= LOEC:10	1	1.3	shoot weight	
<i>Spinacia oleracea</i> (Cd(NO ₃) ₂)	sand	5.8	2.2	5	-	-	NOEC	0.9	1.5	growth/13	Denneman & van Gestel, 1990
	sand	5.4	5.1	5	-	-	NOEC	1.5	2.2	growth/13	
	sandy loam	5.8	5.1	18	-	-	NOEC	0.8	1.1	growth/13	
	sandy loam	7.1	2.1	18	-	-	NOEC	1.8	2.5	growth/13	
	clay	5.8	3.0	50	-	-	NOEC	2.4	2.3	growth/13	
	clay	7.2	2.8	50	-	-	NOEC	3.5	3.4	growth/13	
<i>Spinacia oleracea</i>	loamy sand	8	1	-	-	-	NOEC	2	2.6	plant weight	Efroymson et al., 1997
<i>Triticum aestivum</i> (C4H6CdO4)	Phaeosem	7	2.2	-	-	28 d	NOEC	56.3	71	shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Triticum aestivum</i> (CdCl ₂)	silty clay loam	7	4	-	-	35 d	NOEC	2.5	3	shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Triticum aestivum</i> (C4H6CdO4)	acid Cambisol	6	1.6	-	-	28 d	NOEC	7	9	shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Triticum aestivum</i> (CdO)	alluvial	6	-	-	-	-	NOEC	10		grain yield	Efroymson et al., 1997
<i>Triticum aestivum</i> (CdCl ₂)	sandy + clay loam	8	1	-	-	-	NOEC	10	13	grain, straw yield	Efroymson et al., 1997
<i>Zea mays</i> (CdCl ₂)	loamy sand	7	2.1	-	-	7 d	NOEC	15	19	root length	Efroymson et al., 1997

Table 3: Phytotoxicity of chromium

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Avena sativa</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	EC50	7.4		fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
	humic sand	5.1	3.7	-	25	14 d	NOEC	3.5		fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
Cerealia undiff. (Cr III-acetate)	marine loam	5.6	1.6	7.8	-	5 m	NOEC	31	962 200 160 725 353	fresh shoot weight	Denneman & van Gestel, 1990
	marine loam	5.4	2.4	26	-	5 m	NOEC	11		growth	
	loam	5.2	3.2	37.7	-	5 m	NOEC	631		growth	
	sand	5.0	3.4	2.6	-	5 m	NOEC	200		growth	
	sand	5.4	6.8	3.3	-	5 m	NOEC	400		growth	
<i>Glycine max</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	loam	-	-	-	-	3 d	NOEC	200	growth		
<i>Lactuca sativa</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	EC50	10		fresh shoot weight	Efroymson et al., 1997
	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	NOEC	1.8		fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
<i>Lycopersicum esculentum</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	humic sand	5.1	3.7	-	25	14 d	EC50	>11		fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	NOEC	>11		fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	EC50	6.8		fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
<i>Lycopersicum esculentum</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	loam	7.5	1.4	-	25	14 d	NOEC	3.2		fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
	humic sand	5.1	3.7	-	25	14 d	EC50	21		fresh shoot weight	Adema & Henzen, 1989
							NOEC	10		fresh shoot weight	

Table 4: Phytotoxicity of copper

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Andropogon scoparius</i> , seeds (CdCl ₂)	Oakville sand (y)	7.8	2.48	-	-	12 w	EC61	100	114	shoot weight	Miles & Parker, 1979b
							EC78	100	114	root weight	
							EC68	100	114	dry weight	
<i>Avena sativa</i> , seeds (CuSO ₄)	sandy loam	5.5	2.2	12.4	24	14 d	NOEC	1000	1515	emergence	Crommentuijn et al., 1997
<i>Cucumis sativus</i> , seeds (CuSO ₄)	sandy loam	5.5	2.2	12.4	24	14 d	NOEC	1000	1515	emergence	Crommentuijn et al., 1997
<i>Glycine max</i> , seeds (CuSO ₄)	sandy loam	5.5	2.2	12.4	24	14 d	NOEC	1000	1515	emergence	Crommentuijn et al., 1997
<i>Phaseolus vulgaris</i> (CuSO ₄)	loam	-	-	-	-	17 d	NOEC	100		leaf weight	Efroymson et al., 1997
<i>Picea glauca</i> , seedling (CuCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	12 w	NOEC	>50		growth, shoot weight/4	Dixon & Buschena, 1988
							NOEC	< 5	< 6	ectomycorrhizal laterals, root weight/4	
							NOEC	10	12	growth, root weight	
<i>Pinus banksiana</i> , seedling (CuCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	12 w	NOEC	10	12	shoot weight/4	Dixon & Buschena, 1988
							NOEC	25	29	growth, shoot weight	
							NOEC	25	29	root weight/4	
							NOEC	10	12	growth, root weight	
							NOEC	5	6	ectomycorrhizal laterals	
<i>Typha latifolia</i> , seed (CuSO ₄)	loamy sand	6.0-6.7	1.68	2.7	24	7 d	NOEC	14	29	root elongation	Muller et al., 2001
								89.5	183	shoot growth	Muller et al., 2001

Table 5: Phytotoxicity of lead

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference	
<i>Andropogon scoparius</i> , seeds (PbCl ₂)	Oakville sand (y)	7.8	2.48	-	-	12 w	EC46 EC62	450 450	494 494	shoot weight root weight	Miles & Parker, 1979b	
	plainfield sand (x)	4.8	1.93	-	-	12 w	EC52 EC20 + EC22 NOEC	450 450 450 ≤450	494 497 497 ≤497	dry weight shoot weight root weight dry weight		
<i>Avena sativa</i> , (PbCl ₂)	loamy sand	3	18	25	-	42 d	NOEC	150	137	growth/14	Denneman & van Gestel, 1990 Janus et al., 2000	
<i>Avena sativa</i> Pb(CH ₃ COO) ₂	loam	5.6	1.6	12	-	170 d	NOEC	□800	1100	yield		
Pb(CH ₃ COO) ₂	loam	5.4	2	40	-	170 d	NOEC	□800	740	yield		
Pb(CH ₃ COO) ₂	loam	5.2	3	58	-	170 d	NOEC	□800	610	yield		
Pb(CH ₃ COO) ₂	sandy loam	5.0	3	4	-	170 d	NOEC	□800	1200	yield		
Pb(CH ₃ COO) ₂	sandy loam	5.4	7	5	-	170 d	NOEC	□800	1100	yield		
Pb(CH ₃ COO) ₂	sandy loam	4.6	19	4	-	170 d	NOEC	□800	930	yield		
PbCl ₂	loamy sand	-	3	18	-	42 d	NOEC	100	120	growth		
<i>Lactuca sativa</i> (PbCl ₂)	silty clay loam	3.8	17.4	-	25	30 d	EC35	1000	920	leaves yield		John & van Laerhoven, 1972
(PbCO ₃)							EC17	1000	920	leaves yield		
(Pb(NO ₃) ₂)							EC25	1000	920	leaves yield		
<i>Lolium perenne</i> (PbCl ₂)	silt loam	6	-	-	-	-	NOEC	1000		shoot weight	Efroymson et al., 1997 Janus et al., 2000	
(Pb(CH ₃ COO) ₂)	sandy loam	7.2	4	< 5	-	6-8 w	NOEC	□1050	1500	yield		
<i>Olea sp.</i> (PbCl ₂)	soil:sand:peat	-	-	-	-	49 d	NOEC	80		transpiration	Efroymson et al., 1997 Janus et al., 2000	
<i>Plantago lanceolata</i>	sandy loam	7.2	4	< 5	-	6-8 w	NOEC	□1050	1500	yield		
Pb(CH ₃ COO) ₂												
<i>Quercus rubra</i> , acorns (PbCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	16 w	NOEC NOEC NOEC	20 20 20	22 22 22	dry weight/3/4 total area/314 ectomycorrhizal laterals/3	Dixon, 1988	
<i>Raphanus sativa</i> (PbCl ₂)	brown earth	5.4	3	18	25	42 d	NOEC NOEC	1050 150	1257 180	shoot growth/14 root growth/14	Denneman & van Gestel, 1990	
	(Pb-oxide)						NOEC	5050	6046	shoot growth/14		
Pb-oxide + PbCl ₂	brown earth	4.6	3	18	25	42 d	NOEC	537	643	shoot & root growth, leaf surface		
<i>Raphanus sativa</i> (PbCl ₂)	loamy sand	5.4	3	18	-	42 d	NOEC	100	120	growth	Janus et al., 2000	
<i>Picea glauca</i> , seedling (PbCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	12 w	NOEC	>20		shoot weight/4	Dixon & Buschena, 1988	
							NOEC	<2	< 2.2	shoot weight/4		
							NOEC	<2	< 2.2	root weight, ectomycorrhizal laterals/1		
							NOEC	2	2.2	growth, root weight		
<i>Picea glauca</i> (PbCl ₂)	soil + sand	3	45.3	-	-	14 w	NOEC	50	35	root & shoot weight	Burton et al., 1984	
<i>Pinus banksiana</i> , seedling (PbCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	12 w	NOEC	5	5.5	shoot weight/4	Dixon & Buschena, 1988	
							NOEC	2	2.2	growth, shoot & root weight		
							NOEC	<2	< 2.2	ectomycorrhizal laterals, root weight/4		
<i>Trifolium repens</i> Pb(CH ₃ COO) ₂	sandy loam	7.2	4	< 5	-	6-8 w	NOEC	□1050	1500	yield	Janus et al., 2000	
<i>Triticum aestivum</i> (PbCl ₂)	brown earth	5	-	-	-	42 d	NOEC	500		root weight	Efroymson et al., 1997	

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Triticum aestivum</i> (PbO)	alluvial	6	-	-	-	-	NOEC	300		root & shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Triticum aestivum</i> (PbCl ₂)	loamy sand	-	3	18	-	42 d	NOEC	100	120	growth	Janus et al., 2000
<i>Zea mays</i>	loamy sand	6	-	-	-	31 d	NOEC	125		plant weight	Efroymson et al., 1997
<i>zea mays</i> (PbCl ₂)	loamy sand	7	2.1	-	-	7 d	NOEC	250	276	root length	Efroymson et al., 1997

Table 6: Phytotoxicity of mercury

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Hordeum vulgare</i> , seeds (solid waste Hg)	sandy loam	7.4	0.60	17	24	36 h 7 d 36 h 80 d	NOEC NOEC NOEC NOEC	64 34.9 21.87 21.87	75 41 25.5 25.5	germination seedling height 6/7 8	Panda et al., 1992

Table 7: Phytotoxicity of nickel

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Avena sativa</i> (NiCl ₂)	-	6	1.4	-	-	110 d	NOEC	20 ?		grain, straw weight	Efroymson et al., 1997
<i>Avena sativa</i> (NiCl ₂)	-	6	4.1	-	-	110 d	NOEC	50 ?		straw weight	Efroymson et al., 1997
<i>Lolium perenne</i> (NiSO ₄)	loam	5	-	-	-	28 d	NOEC	90		shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Phaseolus vulgaris</i> (NiSO ₄)	loam	6	-	-	-	14 d	NOEC	25		leaf weight	Efroymson et al., 1997
<i>Phaseolus vulgaris</i> (NiSO ₄)	loam	8	-	-	-	14 d	NOEC	100		shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Picea glauca</i> , seedling (NiCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	12 w	NOEC	5		growth, shoot weight/4	Dixon & Buschena, 1988
							NOEC	<2		growth, root weight, ectomycorrhizal laterals	
							NOEC	2		growth, root weight	
<i>Pinus banksiana</i> , seedling (NiCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	12 w	NOEC	5		shoot & root weight/4	Dixon & Buschena, 1988
							NOEC	2		growth, shoot & root weight	
							NOEC	<2		ectomycorrhizal laterals	
<i>Quercus rubra</i> , acorns (NiCl ₂)	sandy loam	6.0	1.5	-	25	16 w	NOEC	5		dry weight/3	Dixon, 1988
							NOEC	20		dry weight/4	
							NOEC	20		total area/3	
<i>Zea mays</i> (NiSO ₄)	loam	4	-	-	-	14 d	NOEC	100		shoot weight	Efroymson et al., 1997
		6	-	-	-	14 d	NOEC	100		shoot weight	Efroymson et al., 1997
		8	-	-	-	14 d	NOEC	100		shoot weight	Efroymson et al., 1997
<i>Zea mays</i> (NiCl ₂)	sand	5	2.2	-	-	35 d	NOEC	220		plant weight	Efroymson et al., 1997

Table 8: Phytotoxicity of zinc

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Allium cepa</i> , ZnSO4	clay loam	8.3	0.5	24	-	-	NOEC	200	224	yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Avena sativa</i> , Zn-acetate	loamy soil (c1)	5.6	2	12	-	5m	NOEC	100	157	grain yield	EU RAR, 2001
	loamy soil (c2)	5.4	2	40	-	5m	NOEC	200	162	grain yield	EU RAR, 2001
	sandy loam(s1)	5.0	3	4	-	5m	NOEC	200	421	grain yield	EU RAR, 2001
	sandy loam (s2)	5.4	7	5	-	5m	NOEC	400	742	grain yield	EU RAR, 2001
<i>Beta vulgaris</i> , Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-30	42 d	NOEC	300		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Hordeum vulgare</i> , seeds, ZnCl2	sandy laom	5.6	8	13	14-17	48 d	NOEC	10	14	shoot yield	EU RAR, 2001
<i>Hordeum vulgare</i> , seeds, ZnSO4	sandy laom	7.8	2	-	-	45 d	NOEC	215	235	root yield	EU RAR, 2001
	sandy laom	7.8	2	-	-	45 d	NOEC	1450		shoot yield	EU RAR, 2001
<i>Hordeum vulgare</i> , Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-30	33 d	NOEC	100		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Lactuca sativa</i> , Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-30	40 d	NOEC	400		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Lycopersicon esculentum</i> , Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-30	-	NOEC	400		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Medicago sativa</i> , Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-30	67 d	NOEC	300		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Pisum sativum</i> , Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-30	-	NOEC	400		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Sorghum bicolor</i> var. XK-125, Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-20	35 d	NOEC	100		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Sorghum bicolor</i> var. RS-626, Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-20	35 d	NOEC	200		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Spinacea oleracea</i> , Zn(NO3)2	silt loam	7.0	-	-	26-30	-	NOEC	200		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl2	art. soil (OECD)	6.2	10	20	18-24	24 d	NOEC	100	112	root & shoot yield/ 1	EU RAR, 2001
	art. soil (OECD)	6.0	10	20	18-24	24 d	NOEC	84	94	root yield/ 1	EU RAR, 2001
	art. soil (OECD)	6.2	10	20	18-24	24 d	NOEC	150	168	shoot yield/ 1	EU RAR, 2001
	art. soil (OECD)	6.2	10	20	18-24	24 d	NOEC	130	146	shoot yield/ 1	EU RAR, 2001
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl2	sand	5.0	5	13	19-27	25 d	NOEC	32	46	root & shoot yield/ 2	EU RAR, 2001
							EC50	131	190	shoot yield/ 2	EU RAR, 2001
							EC50	68	99	root yield/ 2	EU RAR, 2001
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl2	sand (PANH)	5.3	2	2	19-24	25 d	NOEC	32	76	root & shoot yield/ 3	EU RAR, 2001
							NOEC	180	427	germination/ 3	EU RAR, 2001
							EC50	76	180	shoot yield/ 3	EU RAR, 2001
							EC50	53	126	root yield/ 3	EU RAR, 2001
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl2	sand (PANH)	5.3	2	2	20	25 d	NOEC	32	76	root & shoot yield/ 4	EU RAR, 2001
							NOEC	320	758	germination/ 4	EU RAR, 2001
							EC50	73	173	shoot yield/ 4	EU RAR, 2001
							EC50	61	145	root yield/ 4	EU RAR, 2001
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl2	sand (PANH)	5.3	2	2	20	25 d	NOEC	32	76	root & shoot yield/ 5	EU RAR, 2001
							NOEC	320	758	germination/ 5	EU RAR, 2001
							EC50	116	275	shoot yield/ 5	EU RAR, 2001
							EC50	95	225	root yield/ 5	EU RAR, 2001
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl2	sand (PANH)	5.3	2	2	20	25 d	NOEC	320	758	germination/ 6	EU RAR, 2001
							EC50	145	344	shoot yield/ 6	EU RAR, 2001
							EC50	146	346	root yield/ 6	EU RAR, 2001
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl2	sand (PANH)	5.3	2	2	20	25 d	NOEC	320	758	germination/ 7	EU RAR, 2001
							EC50	167	396	shoot yield/ 7	EU RAR, 2001

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl ₂	sand (PANH)	5.3	2	2	20	25 d	EC50	165	391	root yield/ 7	EU RAR, 2001
							NOEC	180	427	root yield/ 8	EU RAR, 2001
							NOEC	320	758	shoot yield/8	
							NOEC	815	1932	germination/ 8, 10	
							EC50	711	1658	shoot yield/ 8	EU RAR, 2001
							EC50	516	1223	root yield/ 8	EU RAR, 2001
<i>Trifolium pratense</i> , ZnCl ₂	sand (PANH)	5.3	2	2	20	25 d	EC50	610	1446	shoot yield/ 8, 10	EU RAR, 2001
							EC50	467	1107	shoot yield/ 8, 10	EU RAR, 2001
							NOEC	858	2033	germination/ 9, 10	EU RAR, 2001
							NOEC	320	758	shoot yield/ 9, 10	EU RAR, 2001
							EC50	890	2109	shoot yield/ 9, 10	EU RAR, 2001
							NOEC	200	224	yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Trigonella poenumgraceum</i> , seeds, ZnSO ₄	clay loam	8.3	0.5	24	-	8 w	NOEC	200		yield whole plant	EU RAR, 2001
<i>Triticum vulgare</i> , Zn(NO ₃) ₂	silt loam	7.0	-	-	26-30	33 d	NOEC	200		root yield	EU RAR, 2001
<i>Vicia sativa</i> , ZnCl ₂	sand	5	5	13	19-24	24 D	NOEC	100	46	shoot yield	EU RAR, 2001
<i>Vigna mungo</i> , seeds, ZnSO ₄	-	6.2	-	-	-	45 d	NOEC	100		shoot yield	EU RAR, 2001
							NOEC	150		root & stem yield	EU RAR, 2001
							NOEC	176	255	leaf yield	EU RAR, 2001
							EC50	109	158	yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Zea mays</i> , Zn(NO ₃) ₂ , field corn	silt loam	7.0	-	-	26-30	28 d	NOEC	300		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Zea mays</i> , Zn(NO ₃) ₂ , sweet corn	silt loam	7.0	-	-	26-30	28 d	NOEC	200		yield, whole plant	EU RAR, 2001
<i>Zea mays</i> , Zn SO ₄	sandy laom	4.9	3	16	-	6 w	NOEC	83	113	shoot yield	EU RAR, 2001

- 1: Two tests in freshly spiked soil, with different test ranges
- 2: Test in freshly spiked soil, pH adjusted from 3.3 to 5
- 3: 1994 test in freshly laboratory-spiked soil
- 4: 1995-Ia, test in freshly spiked soil, t=0 weeks
- 5: 1995-Ib, test in freshly spiked soil, t=0 weeks
- 6: 1995-II, test in soil starting 8 weeks after spiking (t=8 weeks)
- 7: 1995-III, test in soil starting 19 weeks after spiking (t=19 weeks)
- 8: 1995, test in aged field-spiked soil collected from the field plot in 1995 (1 year after spiking)
- 9 1996, test in aged field-spiked soil collected from the field plot in 1996 (2 years after spiking)
- 10: actual concentration

Table 9: Phytotoxicity of PAHs

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
Σ4 PAHs											
<i>Triticum vulgare</i> , seeds	loamy sand	5.5	1.25	-	20-22	14 d	NOEC	50	250	shoot & root length, fresh weight	Maliszewska-Kordybach & Smreczak, 2000
	loamy sand	6.9	1.79	-	20-22	14 d	NOEC NOEC	50 > 100	250 > 500	root length fresh & dry weight,	

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
<i>Avena sativa</i> , seeds	silty clay loam	7.0	5.54	-	20-22	14 d	NOEC NOEC	50 > 100	90 > 180	shoot length shoot length fresh & dry weight, root length	Maliszewska-Kordybach & Smreczak, 2000
	loamy sand	5.5	1.25	-	20-22	10 d	NOEC NOEC	50 > 100	250 > 500	shoot length fresh & dry weight, root length	
<i>Zea mays</i> , seeds	loamy sand	6.9	1.79	-	20-22	10 d	NOEC	50	250	shoot & root length	Maliszewska-Kordybach & Smreczak, 2000
	silty clay loam	7.0	5.54	-	20-22	10 d	NOEC NOEC	> 100 > 100	> 500 > 180	fresh & dry weight fresh & dry weight, shoot & root length	
	loamy sand	5.5	1.25	-	20-22	16 d	NOEC	> 100	> 500	fresh & dry weight, shoot & root length	
<i>Lycopersicum esculentum</i> , seeds	loamy sand	6.9	1.79	-	20-22	16 d	NOEC	> 100	> 500	fresh & dry weight, shoot & root length	Maliszewska-Kordybach & Smreczak, 2000
	silty clay loam	7.0	5.54	-	20-22	16 d	NOEC	> 100	> 180	fresh & dry weight, shoot & root length	
	loamy sand	5.5	1.25	-	20-22	21 d	NOEC NOEC	50 1	250 5	dry weight, root length fresh weight, shoot length	
<i>Phaseolus vulgaris</i> , seeds	loamy sand	6.9	1.79	-	20-22	21 d	NOEC NOEC EC50 NOEC	> 100 10 100 50	> 500 50 500 250	root length shoot length dry weight fresh & dry weight	Maliszewska-Kordybach & Smreczak, 2000
	silty clay loam	7.0	5.54	-	20-22	21 d	NOEC NOEC	> 100 10	> 180 18	root length fresh & dry weight, shoot length	
	loamy sand	5.5	1.25	-	20-22	12 d	NOEC	> 100	> 500	fresh weight	
<i>Helianthus annuus</i> , seeds	loamy sand	6.9	1.79	-	20-22	12 d	NOEC	> 100	> 500	shoot & root length, dry weight fresh & dry weight, shoot & root length	Maliszewska-Kordybach & Smreczak, 2000
	silty clay loam	7.0	5.54	-	20-22	12 d	NOEC	> 100	> 180	length fresh & dry weight, shoot & root length	
	loamy sand	5.5	1.25	-	20-22	14 d	NOEC	50	250	root length	
	loamy sand	6.9	1.79	-	20-22	14 d	NOEC	> 100	> 500	fresh & dry weight, shoot length fresh & dry weight, shoot & root length	

species	soil type	pH	% om	% clay	temp ° C	exp. time	criterion	result test soil (mg/kg dw)	result stand. soil (mg/kg dw)	endpoint/note	reference
anthracene	silty clay loam	7.0	5.54	-	20-22	14 d	NOEC	> 100	> 180	fresh & dry weight, shoot & root length	
<i>Allium porrum</i>	silt loam	6.6	2.6	26	18	15 d	NOEC	5000	19000	% mycorrhizal colonization	Leyval & Binet, 1998
<i>Avena sativa</i> , seeds	natural	5.5	2	-	-	□32 d 56 d	LC50 EC50	525 30	2625 150	emergence growth	EPA phytotox EPA phytotox
<i>Banksia ericifolia</i> , seeds	natural	5.5	2	-	-	32 d 56 d	LC50 EC50	>1000 >1000	>5000 >5000	emergence growth	EPA phytotox EPA phytotox
<i>Casuarina distyla</i> , seeds	natural	5.5	2	-	-	56 d 56 d	LC50 EC50	>1000 >1000	>5000 >5000	emergence growth	EPA phytotox EPA phytotox
<i>Cucumis sativus</i> , seeds	natural	5.5	2	-	-	□32 d 56 d	LC50 EC50	>1000 720	>5000 3600	emergence growth	EPA phytotox EPA phytotox
<i>Eucalyptus eximia</i> , seeds	natural	5.5	2	-	-	□32 d 56 d	LC50 EC50	525 30	2625 150	emergence growth	EPA phytotox EPA phytotox
<i>Glycine max</i> , seeds	natural	5.5	2	-	-	□32 d 56 d	LC50 EC50	525 30	2625 150	emergence growth	EPA phytotox EPA phytotox
<i>Lolium perenne</i>	silt loam	6.6	2.6	26	18	40 d	NOEC= LOEC:3	33.3	128	9/10/11/12	Leyval & Binet, 1998

1: ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase proteins

2: plants were treated with water solutions of metals

3: inoculated with *Suillus luteus*

4: not inoculated with *Suillus luteus*

5: As was applied once in year 1, ryegrass was harvested 5 times per year, barley once per year; yield was measured

6: mitotic index in embryonic shoot cells

7: % cells with chromosomal aberrations

8: chromosomal aberration in pollen mother cells

9: dry weight of shoots, nonmycorrhizal

10: dry weight of mycorrhizal shoots

11: dry weight of nonmycorrhizal roots

12: dry weight of mycorrhizal roots

13: EC10 is given and considered to be equal to the NOEC

14: Pb-content in soil was 50 mg/kg

15: at 10 mg/kg 8% more germinated seeds, at 30 mg/kg and 100 mg/kg 41% and 100% adverse effects on germination, respectively.

16: at 10 mg/kg, 30 and 100 mg/kg 12%, 18% and 88% adverse effects on germination, respectively.

17: at 10 mg/kg 15% more germinated seeds, at 30 mg/kg and 100 mg/kg 27% and 80% adverse effects on germination, respectively.

18: at 30 and 100 mg/kg 48% and 86% adverse effects on germination, respectively.

19: at 10, 30 and 100 mg/kg 21%, 60% and 99% adverse effects on germination, respectively.

20: at 10 mg/kg no effect on germination, at 30 mg/kg 57% more germinated seeds and at 100 mg/kg 67% adverse effects on germination.

21: at 10, 30 and 100 mg/kg 20%, 33% and 100% adverse effects on germination, respectively.

22: at 10 mg/kg 22% more shoot weight, at 30 mg/kg 63% adverse effects on shoot weight

23: at 30 mg/kg 74% adverse effects on root weight

(x): rural site soil with 0.33 mg Cd/kg

(y): urban site soil with 2.32 mg Cd/kg

Experiments with metals in nutrient solutions

species	pH	exp. time	criterion	result (mg/l)	endpoint	ref
Arsenic						
<i>Cyamopsis tetragonoloba</i> (As ₂ O ₃)	-	5 d	NOEC=LOEC: 3	0.0003	root length	1
<i>Medicago sativa</i> (As ₂ O ₃)	-	5 d	NOEC	0.1	root & shoot length	1
<i>Phaseolus aureus</i> (As ₂ O ₃)	-	5 d	NOEC	0.1	root & shoot length	1
<i>Raphanus sativus</i> (As ₂ O ₃)	-	5 d	NOEC	0.001	root length	1
<i>Sinapsis alba</i> (Na ₂ HAsO ₄)	7.3	3 d	LC50	30	germination	1
	&.3	3 d	EC50	5.5	root length	1
Cadmium						
<i>Avena sativa</i> (CdCl ₂)	-	18 d	EC50	6	shoot growth	2
<i>Avena sativa</i> (CdSO ₄)	-	7 d	NOEC=LOEC:10	0.7	root growth	1
<i>Beta vulgaris</i> (CdCl ₂)	6.3	35 d	NOEC=LOEC:10	0.1	top weight	1
<i>Beta vulgaris</i> , seedlings (Cd-?)	-	-	NOEC	0.56	shoot weight, dry weight	1
<i>Beta vulgaris</i> (CdSO ₄)	-	21	NOEC=LOEC::3	0.03	weight	1
<i>Betula pendula</i> seedling (CdCl ₂)	-	8 d	NOEC	0.022	shoot dry weight	1
<i>Brassica nigra</i> (CdCl ₂)	6.6	3 d	LC50	692	germination	1
		3 d	EC50	48	root length	1
<i>Brassica oleracea</i> (CdSO ₄)	-	21 d	NOEC	1	weight	1
<i>Brassica rapa</i> (CdSO ₄)	-	21 d	NOEC=LOEC:3	0.03	weight	1
<i>Chrysanthemum</i> seedlings (CdSO ₄)	-	21 d	NOEC=LOEC:10	0.01	root weight	1
			NOEC=LOEC:3	0.04	stem weight	1
<i>Daucus carota</i> (CdCl ₂)	6.3	35 d	NOEC=LOEC:3	0.003	top weight	1
<i>Glycine max</i> seedling	5.2	21 d	NOEC=LOEC:10	0.005	leaf weight	1
		21 d	NOEC=LOEC:10	0.005	stem weight	1
		21 d	NOEC=LOEC:3	0.02	root weight	1
<i>Glycine max</i> seedling (Cd-nitrate)	6.2	21 d	NOEC=LOEC:10	0.005	leaf weight	1
			NOEC=LOEC:3	0.02	stem weight	1
			NOEC=LOEC:10	0.005	root weight	1
<i>Gossypium hirsutum</i> (CdCl ₂)	5.5	-	NOEC=LOEC:3	0.37	plant weight	1
<i>Hordeum vulgare</i> seedling (CdSO ₄)	-	7 d	NOEC=LOEC:3	1.1	root growth	1
<i>Lactuca sativa</i> (CdCl ₂)	-	19 d	EC50	0.84	shoot growth	2
<i>Lactuca sativa</i> seedling (CdSO ₄)	-	7 d	NOEC=LOEC:10	0.3	root growth	1
<i>Lactuca sativa</i> (CdSO ₄)	-	21 d	NOEC=LOEC:10	0.1	weight	1
<i>Lolium perenne</i> (Cd-acetate)	-	-	NOEC	0.001	shoot dry weight, shoot & root length	1
<i>Lolium perenne</i> (CdSO ₄)	7	14 d	NOEC=LOEC:3	0.42	root & shoot length	1
<i>Lycopersicon esculentum</i> (CdCl ₂)	-	19 d	EC50	3	shoot growth	2
		19 d	NOEC	1.1	shoot growth	2
<i>Lycopersicon esculentum</i> (CdCl ₂)	6.3	14 d	NOEC=LOEC:3	0.03	top weight	1
<i>Lycopersicon esculentum</i> (CdSO ₄)	-	21 d	NOEC=LOEC:3	0.3	weight	1
<i>Medicago sativa</i> (Cd-nitrate)	5.3	14 d	NOEC	5	germination, root length	3
	5.3	14 d	NOEC+LOEC:2	2.5	shoot length	3
<i>Oryza sativa</i> seed (CdCl ₂)	-	6 d	EC50	1.4	radicle weight	1
<i>Phaseolus vulgaris</i>	-	17 d	NOEC=LOEC:10	0.11	nodules/plant ratio	4
			NOEC=LOEC:10	0.11	nodule fresh weight	4
			NOEC=LOEC:10	0.11	nitrogenase activity	4
<i>Phaseolus vulgaris</i> (CdSO ₄)	-	21	NOEC=LOEC:3	0.03	weight	1
<i>Phaseolus vulgaris</i> (CdSO ₄)	5	15 d	NOEC	0.11	growth	1
<i>Picea glauca</i> 4-w seedling (CdSO ₄)	4.3	7 d	NOEC=LOEC:3	0.19	root elongation	1
<i>Pisum sativum</i> seedlings (CdCl ₂),		6 d	NOEC=LOEC:2	140	nitrogen fixation	5
		12 d	NOEC=LOEC:3	94	nitrogen fixation	5
		6 d	NOEC	560	acetylene reduction	5
		12 d	NOEC	560	acetylene reduction	5
		6 d	NOEC=LOEC:3	94	nitrate reductase in leaves	5
		6 d	NOEC	280	nitrate reductase in roots	5
		12 d	NOEC=LOEC:2	140	nitrate reductase in leaves	5
		12 d	NOEC	280	nitrate reductase in roots	5
		6 d	NOEC	843	leaf glutamine synthetase	5
		6 d	NOEC	562	root glutamine synthetase	5
		12 d	NOEC=LOEC:3	94	root glutamine synthetase	5
		12 d	NOEC	280	leaf glutamine synthetase	5
<i>Triticum aestivum</i> (Cd-nitrate)	-	-	NOEC=LOEC:10	3	root length	1
			NOEC=LOEC:3	10	shoot-leaf length	1
			NOEC=LOEC:3	10	root mass	1
			NOEC=LOEC:2	15	shoot mass	1

species	pH	exp. time	criterion	result (mg/l)	endpoint	ref
<i>Triticum aestivum</i> (CdSO4)	5.5	13 d	NOEC=LOEC:3	0.03	shoot dry weight	1
<i>Vicia faba</i> (CdCl ₂)	-	3 d	NOEC	4	root elongation	1
			NOEC	10	germination	1
<i>Zea mays</i> (cdSO4)	-	21 d	NOEC=LOEC:3	0.17	weight	1
<i>Zea mays</i> (Cd-nitrate)	-	-	NOEC=LOEC:3	0.37	stalk weight	1
<i>Zea mays</i> (CdSO4), seedling	-	10 d	NOEC=LOEC:3	0.04	weight	1
<i>Zea mays</i> (CdCl ₂), 2-w seedling	5.5	58 d	NOEC	0.01	weight, grain yield	1
		19 d	NOEC	0.1	weight	1
	4, 5, 6	12 d	NOEC	0.2	weight	1
<i>Zea mays</i> (CdCl ₂), seeds	-	5 d	NOEC=LOEC:3	15	germination	1
		5 d	NOEC=LOEC:3	15	radicle length	1
		5 d	NOEC=LOEC:10	15	fresh plant weight	1
<i>Zea mays</i> (Cd-nitrate), seedling	-	18 d	NOEC	11.2	root, shoot length	1
Chromium						
<i>Avena sativa</i> (K-bichromate)	-	14 d	NOEC	0.12	shoot growth	2
<i>Brassica oleracea</i>	-	-	NOEC	2	weight	1
CrCl ₃ + K ₂ Cr ₂ O ₇ (1:1)						
<i>Chrysanthemum</i> sp. (Cr ₂ (SO ₄) ₃)	-	21 d	NOEC=LOEC:3	0.017	leaf & stem weight	1
		21 d	NOEC	0.05	root weight	1
<i>Glycine max</i> (Cr VI)	-	5 d	NOEC	0.5	top weight	1
<i>Lactuca sativa</i> (K-bichromate)	-	14 d	NOEC	0.04	shoot growth	2
<i>Lolium perenne</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	-	14 d	NOEC=LOEC:10	0.25	root length	1
		14 d	NOEC	2.5	shoot length	1
<i>Lolium perenne</i> (Cr ₂ (SO ₄) ₃)	-	2.5 d	NOEC	10	germination	1
<i>Lolium perenne</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	-	2.5 d	NOEC	10	germination	1
<i>Lycopersicum esculentum</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	-	14 d	NOEC	0.11	shoot growth	2
<i>Lycopersicum esculentum</i> (CrCl ₃)	-	-	NOEC	50	fresh root weight	1
<i>Oryza sativa</i> , seed (K ₂ CrO ₄)	-	6 d	EC50	4.8	radicle weight	1
<i>Phaseolus vulgaris</i> (K ₂ Cr ₂ O ₇)	-	11 d	NOEC=LOEC:3	0.18	leaf weight	1
<i>Sinapsis alba</i> (NH ₄) ₂ CrO ₄	7.3	3 d	LC50	100	germination	1
	7.3	3 d	EC50	46	root length	1
Copper						
<i>Acer rubrum</i> (CuSO ₄)	-	110 d	NOEC=LOEC:3	1.3	stem diameter increase	1
		110 d	NOEC=LOEC:10	0.4	plant weight	1
<i>Betula papyrifera</i> (CuSO ₄)	-	20 d	NOEC	0.5	radicle elongation	1
<i>Chrysanthemum</i> sp. (CuSO ₄)	-	21 d	NOEC=LOEC:3	0.02	root weight	1
<i>Cornus stolonifera</i> (CuSO ₄)	-	110 d	NOEC=LOEC:10	0.4	stem diameter increase, plant weight	1
<i>Lolium perenne</i> (CuSO ₄)	7	14 d	NOEC=LOEC:10	0.003	root & shoot length	1
<i>Lonicera tatarica</i> (CuSO ₄)	-	110 d	NOEC=LOEC:10	0.4	plant weight	1
<i>Lonicera tatarica</i> (CuSO ₄)	-	20 d	NOEC	20	radicle elongation	1
<i>Oryza sativa</i> (CuCl ₂)	-	6 d	EC50	0.22	radicle weight	1
<i>Oryza sativa</i> (CuSO ₄)	-	4 d	NOEC	6.4	root length	1
<i>Picea glauca</i> (CuSO ₄)	-	20 d	NOEC	10	radicle elongation	1
<i>Picea mariana</i> (CuSO ₄)	-	20 d	NOEC	1	radicle elongation	1
<i>Pinus banksiana</i> (CuSO ₄)	-	20 d	NOEC	5	radicle elongation	1
<i>Pinus resinosa</i> (CuSO ₄)	-	20 d	NOEC	1	radicle elongation	1
<i>Pinus resinosa</i> (CuSO ₄)	-	110 d	NOEC=LOEC:3	1.3	plant weight	1
<i>Pinus strobus</i> (CuSO ₄)	-	20 d	NOEC	50	radicle elongation	1
<i>Zea mays</i> CuSO ₄)	-	-	NOEC	0.45	shoot length, root mass	1
<i>Zea mays</i> (CuSO ₄)	-	10 d	NOEC=LOEC:3	0.02	fresh weight	1
Lead						
<i>Allium cepa</i> (Pb(NO ₃) ₂)	-	4 d	NOEC	0.02	root growth	1
<i>Cyamopsis tetragonoloba</i> (Pb(NO ₃) ₂)	-	5 d	NOEC=LOEC:3	0.0003	root length	1
<i>Cynodon dactylon</i> (Pb(NO ₃) ₂)	-	14 d	NOEC=LOEC:10	1	root length	1
<i>Eleusine indica</i> (Pb(NO ₃) ₂) (3 cultivars)	-	14 d	NOEC	1-3.3	root length	1
<i>Hordeum vulgare</i>	-	7 d	NOEC	1	root length	1
<i>Lolium perenne</i> (Pb(NO ₃) ₂)	7	14 d	NOEC=LOEC:10	0.25	root length	1
	7	14 d	NOEC=LOEC:3	0.8	shoot length	1
<i>Medicago sativa</i> (Pb(NO ₃) ₂)	-	5 d	NOEC	0.01	root length	1
<i>Oryza sativa</i>						1
<i>Phaseolus aureus</i> (Pb(NO ₃) ₂)	-	5 d	NOEC	0.1	root length	1
<i>Picea glauca</i> (PbCl ₂)	4	7 d	NOEC=LOEC:3	0.07	root elongation	1
<i>Raphanus sativus</i> (Pb(NO ₃) ₂)	-	5 d	NOEC	0.1	root & shoot length	1
<i>Zea mays</i>	-	7 d	NOEC=LOEC:3	0.3	root length	1

species	pH	exp. time	criterion	result (mg/l)	endpoint	ref
Mercury						
<i>Cyamopsis tetragonoloba</i> (HgCl ₂)	-	5 d	NOEC	0.001	root & shoot length	1
<i>Nicotiana</i> sp. ,seedlings (HgCl ₂)	6	-	NOEC	0.1	root & shoot dry weight	1
<i>Lolium perenne</i> (Hg-acetate)	-	-	NOEC	0.0001	root & shoot dry weight, root length	1
<i>Lolium perenne</i> (HgCl ₂)	7	14 d	NOEC=LOEC:3	1.7	root & shoot length	1
<i>Medicago sativa</i> (HgCl ₂)	-	5 d	NOEC	0.001	root & shoot length	1
<i>Phaseolus aureus</i> (HgCl ₂)	-	5 d	NOEC	0.01	root & shoot length	1
<i>Picea glauca</i> (HgCl ₂)	4.3	35 d	NOEC=LOEC:3	0.0007	chlorophyll content	1
<i>Picea glauca</i> (HgCl ₂)	4.3	7 d	NOEC=LOEC:10	0.002	root length	1
<i>Pennisetum</i> sp. (HgCl ₂)	-	5 d	NOEC	0.001	root & shoot length	1
<i>Pisum sativum</i> (HgCl ₂)	-	5 d	NOEC	0.01	root length	1
<i>Raphanus sativus</i> (HgCl ₂)	-	5 d	NOEC	0.001	root length	1
<i>Sinapsis alba</i> (HgCl ₂)	-	5 d	NOEC	0.001	root length	1
<i>Sinapsis alba</i> (HgCl ₂)	7.4	3 d	EC50	9.3	root length	1
	7.4	3 d	LC50	129	germination	1
<i>Sorghum</i> sp. (HgCl ₂)	-	5 d	NOEC	0.001	root length	1
Nickel						
<i>Acer rubrum</i> (NiSO ₄)	-	110 d	NOEC	2	plant weight	1
<i>Betula papyrifera</i> (NiSO ₄)	5	20 d	NOEC	0.5	radicle elongation	1
<i>Brassica oleracea</i> (NiSO ₄)	-	3 d	NOEC	1	radicle length	1
<i>Brassica rapa</i> (NiSO ₄)	-	3 d	NOEC	0.5	radicle length	1
<i>Cornus stolonifera</i> (NiSO ₄)	-	110 d	NOEC	2	plant weight	1
<i>Chrysanthemum</i> sp. (NiSO ₄)	-	14 d	NOEC	0.006	leaf & stem weight	1
<i>Lactuca sativa</i> (NiSO ₄)	-	3 d	NOEC	0.5	radicle length	1
<i>Lolium perenne</i> (Ni(NH ₄) ₂ (SO ₄) ₂)	7	14 d	NOEC=LOEC:3	0.04	root length	1
	7	14	NOEC	0.13	shoot length	1
<i>Lonicera tatarica</i> (NiSO ₄)	-	110 d	NOEC=LOEC:3	0.7	plant weight	1
<i>Lonicera tatarica</i> (NiSO ₄)	5	20 d	NOEC	1	radicle elongation	1
<i>Oryza sativa</i> (NiCl ₂)	-	6 d	EC50	0.85	radicle weight	1
<i>Panicum miliaceum</i> (NiSO ₄)	-	3 d	NOEC	6	radicle length	1
<i>Picea mariana</i> (NiSO ₄)	5	20 d	NOEC	1	radicle elongation	1
<i>Pinus banksiana</i> (NiSO ₄)	5	20 d	NOEC	1	radicle elongation	1
<i>Pinus resinosa</i> (NiSO ₄)	5	20 d	NOEC	1	radicle elongation	1
<i>Pinus resinosa</i> (NiSO ₄)	-	110 d	NOEC=LOEC:3	0.7	plant weight	1
<i>Raphanus sativus</i> (NiSO ₄)	-	3 d	NOEC	4	radicle length	1
<i>Triticum aestivum</i> (NiSO ₄)	-	3 d	NOEC	4	radicle length	1
<i>Vicia faba</i> (NiCl ₂)	-	3 d	NOEC	6	root elongation	1
Zinc						
<i>Crysanthemum</i> sp. (ZnSO ₄)	-	21d	NOEC=LOEC:3	2.17	root & stem weight	1
<i>Medicago sativa</i>	6	46 d	NOEC=LOEC:3	0.14	plant weight	1
<i>Medicago truncatula</i>	6	46 d	NOEC=LOEC:10	0.04	plant weight	1
<i>Oryza sativa</i> (ZnCl ₂)	-	6 d	EC50	26	radicle weight	1
<i>Phaseolus vulgaris</i> (ZnSO ₄)	-	16 d	NOEC=LOEC:3	2.2	leaf, stem, root weight	1
<i>Trifolium subterraneum</i>	6	46 d	NOEC=LOEC:3	0.14	plant weight	1
<i>Vicia faba</i> (ZnCl ₂)	-	3 d	NOEC	8	root elongation	1

1: Efroymson et al., 1997

2: Adema & Henzen, 1989

3: Peralta et al., 2001

4. Vigue et al., 1981

5: Chugh et al., 1992

Bijlage 5-2 HC₅₀-planten per stof vergeleken met herziene HC₅₀

Per stof zijn de oorzaken van de verschillen met de herziene HC₅₀-waarden (Verbruggen *et al.*, 2001) toegelicht.

Arseen

De SRA_{eco} (zie voor uitleg Verbruggen *et al.*, 2001) voor arseen (56 mg/kg) is gebaseerd op 2 NOEC's voor planten en 1 NOEC voor wormen. De hier berekende HC₅₀-planten van 33 mg/kg is gebaseerd op 5 NOEC's voor 5 verschillende plantensoorten, waaronder de eerstgenoemde 2 NOEC's en 3 extra NOEC's die allen lager liggen dan de waarden die voor de afleiding van de SRA_{eco} zijn gebruikt. De hier gebruikte NOEC's zijn niet omgerekend naar standaardbodem, hetgeen in het geval van arseen slechts een minimaal verschil zou hebben opgeleverd: 75 en 52 mg/kg is hier gebruikt tegen 72 en 55 mg/kg gebruikt voor de SRA_{eco}.

Cadmium

De SRA_{eco} voor cadmium bedraagt 12 mg/kg en is gebaseerd op de HC₅₀ voor bodemorganismen: 3 NOEC's voor planten, 1 NOEC voor mollusca, 5 NOEC's voor wormen, een NOEC voor isopoda, een NOEC voor insecten en 1 NOEC voor arachnida (6 taxonomische groepen). Voor de hier berekende HC₅₀ zijn, naast de 3 NOEC's gebruikt voor de afleiding van de SRA_{eco}, 23 andere NOEC's (ongecorrigeerd) voor verschillende plantensoorten toegevoegd, hetgeen heeft geleid tot een lagere HC₅₀. Het niet-corrigeren voor bodemeigenschappen heeft voor wat cadmium betreft een zeer geringe invloed op de HC₅₀ (gecorrigeerde HC₅₀'s van 18,3, 14 en 2 mg/kg zijn ongecorrigeerd resp. 14, 13,3 en 1,6 mg/kg)

Chroom(III)

De huidige HC₅₀ (gebruikt voor BGW en IW) voor chroom(III) is gebaseerd op de enige NOEC voor planten van 380 mg/kg. De SRA_{eco} voor chroom(III) van 120 mg/kg is gebaseerd op de NOEC's voor bodemorganismen: 1 NOEC voor planten en 1 NOEC voor wormen. Voor de hier berekende HC₅₀ zijn aan de al genoemde NOEC voor planten nog 4 NOEC's (ongecorrigeerd voor bodemeigenschappen) toegevoegd, die allemaal veel lager liggen dan de voor de berekening van de SRA_{eco} gebruikte NOEC's van 380 mg/kg (planten) en 38 mg/kg (wormen). De voor bodemeigenschappen gecorrigeerde NOEC voor cerealia is 380 mg/kg, terwijl de ongecorrigeerde NOEC voor cerealia een lagere waarde heeft (289 mg/kg). Niet corrigeren voor bodemeigenschappen zou dus kunnen leiden tot een lagere HC₅₀. Echter, de veel lagere NOEC's (6,2, 10, 0,35 en 5,7 mg/kg) die hier gebruikt zijn voor de afleiding van de HC₅₀ hebben een drastisch lagere uitkomst tot resultaat.

Koper

De SRA_{eco} voor koper bedraagt 60 mg/kg en is gebaseerd op de laagste HC₅₀ voor processen en bodemorganismen (resp. 60 en 300 mg/kg, Verbruggen *et al.*, 2001). De HC₅₀ voor bodemorganismen is berekend op grond van 4 NOEC's voor planten, 1 NOEC voor nematoda, 5 NOEC's voor wormen, 1 NOEC voor insecta en 1 NOEC voor arachnida (5 taxonomische groepen). Zou een HC₅₀ berekend worden alleen op basis van de gegevens voor planten uit Verbruggen, dan zou dit resulteren in een HC₅₀ van 995 mg/kg. De hier berekende HC₅₀ van 103 mg/kg is gebaseerd op de ongecorrigeerde NOEC's voor 8 verschillende plantensoorten. Vergelijking van de in Verbruggen *et al.* (2001) gebruikte gecorrigeerde NOEC's (1500, 1500, 1500 en 290 mg/kg) met dezelfde hier gebruikte ongecorrigeerde NOEC's (1000, 1000, 1000 en 200 mg/kg) laat een daling van de NOEC zien met een factor 1.5. Dit verklaart gedeeltelijk de hier afgeleide lagere HC₅₀-planten, naast de extra gevonden NOEC's.

Kwik

Voor de afleiding van de SRA_{eco} is geen gebruik gemaakt van gegevens voor bodemorganismen; de HC_{50} voor processen bedraagt 36 mg/kg. Er is slechts 1 (ongecorrigeerde) NOEC voor planten gevonden, deze bedraagt 22 mg/kg. Er zijn 11 NOEC's gevonden voor experimenten met verschillende plantensoorten in voedingsoplossingen. Toepassing van de equilibrium-partitie methode geeft een niet veel van de NOEC voor het experiment in bodem afwijkende HC_{50} van 13,7 mg/kg.

Lood

De SRA_{eco} bedraagt 490 mg/kg en is gebaseerd op NOEC's voor bodemorganismen: 6 NOEC's voor planten, 3 NOEC's voor wormen, 1 NOEC voor mollusca, 1 NOEC voor crustacea, 1 NOEC voor insecten en 1 NOEC voor arachnida (6 taxonomische groepen). Zou een HC_{50} berekend worden alleen op basis van de gegevens voor planten dan zou dit resulteren in een HC_{50} van 560 mg/kg. De hier berekende HC_{50} -planten van 73 mg/kg (exclusief C_b) is gebaseerd op de ongecorrigeerde NOEC's voor 9 verschillende plantensoorten. De 3 extra NOEC's die hier voor de afleiding van de HC_{50} zijn gebruikt betreffen heel gevoelige soorten (*Picea glauca*, *Pinus banksiana* en *Quercus rubra*), waardoor een aanmerkelijk lagere HC_{50} wordt berekend.

Nikkel

Voor de berekening van de SRA_{eco} is gebruikt gemaakt van een NOEC voor wormen (65 mg/kg (exclusief C_b)) en zijn er geen gegevens voor planten bij de afleiding betrokken. Voor de hier afgeleide HC_{50} -planten is gebruik gemaakt van de ongecorrigeerde NOEC's voor 7 verschillende plantensoorten, resulterend in een veel lagere HC_{50} van 14 mg/kg.

Zink

De huidige HC_{50} (voor BGW en IW) van 720 mg/kg is alleen gebaseerd op soorten. Voor de afleiding van de SRA_{eco} van 210 mg/kg is gebruik gemaakt van de NOEC's voor bodemprocessen en niet voor species. De HC_{50} voor species bedraagt 390 mg/kg. Zou een HC_{50} berekend worden alleen op basis van de gegevens voor planten dan zou dit resulteren in een HC_{50} van 271 mg/kg, terwijl de hier berekende HC_{50} 161 mg/kg bedraagt. Voor de afleiding van de HC_{50} voor zink is hier uitsluitend gebruik gemaakt van de gegevens afkomstig uit het EU-Risk Assessment Report. Dit rapport bevat vrij veel, veel lagere, gegevens voor planten die bij de afleiding van de HC_{50} voor bodemorganismen niet zijn meegenomen.

Bijlage 8-1 Overzicht kwantitatieve criteria per stof (in mg/kg)

	HUIDIGE WAARDE		HERZIENE WAARDE			HUIDIGE WAARDE		HERZIENE WAARDE			HUIDIGE WAARDE		HERZIENE WAARDE		
	I	II	I	II		I	II	I	II		I	II	I	II	
	wonen en intensief gebruikt openb. groen	extensief gebruikt openb. groen				wonen en intensief gebruikt openb. groen	extensief gebruikt openb. groen				wonen en intensief gebruikt openb. groen	extensief gebruikt openb. groen			
Arseen															
SW		29													
TW:(SW+IW)/2		42													
IW		55													
1 humaan, MTRoud, F= 2		75		3350		F= 2	2,1		1600		F= 2	310		8000	
1 humaan, MTRnw, F= 1,43				146		2624			3,7		1101			752	16200
1 humaan, MTRnw, F= 2				104		1919			3,3		983			470	10150
2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-		67		67			6,2		6,2			100	100
2 eco alg.: HC50		40		40		85		12	12		13		13	380	380
2a fyto tox: LAC-fyto tox		50		-		-		10	-		-		-	300	-
HC50-planten (optie C)				(62)		-			8,5		-		-	112	-
2d doorvergiftiging		pm		pm niet aanwezig		niet aanwezig		pm	pm		4,5		4,5	pm	pm niet aanwezig
3a BOOM		pm		pm		49		pm	pm		2,8		2,8	pm	pm
3b LAC-veevoeder/warenwet		niet aanwezig		-		niet aanwezig		1	-		1		-	niet aanwezig	-
3d uitloging		pm		pm		pm		pm	pm		pm		pm	pm	pm
BGW/ laagste		40		40		49		49	49		1		12	1	2,8

Koper					Nikkel					Lood*					Zink						
SW		36			SW		35			SW		85			Zink		140				
TW:(SW+IW)/2		113			TW:(SW+IW)/2		123			TW:(SW+IW)/2		308			TW:(SW+IW)/2		430				
IW		190			IW		210			IW		530			IW		720				
1 humaan, MTRoud, F= 2		1300		100000	1 humaan, MTRoud, F= 2		550		80000	1 humaan, MTRoud, F= 2		62		900	1 humaan, MTRoud, F= 2		3550		100000		
1 humaan, MTRnw, F= 1,27				1190	29900	1 humaan, MTRnw, F= 1,09			1040	1590	1 humaan, MTRnw, F= 2,3			75	1960	1 humaan, MTRnw, F= 2,5			2440	100000	
1 humaan, MTRnw, F= 2				769	28800	1 humaan, MTRnw, F= 2			807	1580	1 humaan, MTRnw, F= 2			84	2210	1 humaan, MTRnw, F= 2			3050	100000	
2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-		96	96	2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-	36	36	2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-	358	358	2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-	265	265	
2 eco alg.: HC50		190		190	96	96	2 eco alg.: HC50		210	210	100	100	2 eco alg.: HC50		290	290	575	575	720	720	
2a fyto tox: LAC-fyto tox		200		-	-	-	2a fyto tox: LAC-fyto tox		50	-	-	-	2a fyto tox: LAC-fyto tox		800	-	-	-	350	-	
HC50-planten (optie C)				(140)	-	-	HC50-planten (optie C)			49	-	-	HC50-planten (optie C)			186	-	-	(282)	-	
2d doorvergiftiging		pm		pm		320	320	pm	pm niet aanwezig		niet aanwezig	pm	pm	550	550	pm	pm	270	270		
3a BOOM		pm		pm		162	162	pm	pm		79	79	pm	pm	617	617	pm	pm	307	307	
3b LAC-veevoeder/warenwet		80		-	80	-	3b LAC-veevoeder/warenwet		niet aanwezig		-	niet aanwezig	pm	pm	150	-	150	-	niet aanwezig	-	
3d uitloging		pm		pm		pm	pm	pm	pm		pm	pm	pm	pm	pm	pm	pm	pm	pm	pm	
BGW/ laagste		80		190		80	96	50	210		36	36	85	290		75	358	350	720	265	265

*op basis blootstelling kind

Kwik-anorganisch					Kwik-organisch							
SW		0,3			SW		0,3					
TW:(SW+IW)/2		5,1			TW:(SW+IW)/2		5,1					
IW		10			IW		10					
1 humaan, MTRoud, F= 2		22		1000	1 humaan, MTRoud, F= 2		22		1000			
1 humaan, MTRnw, F= 1,05				15	3510	1 humaan, MTRnw, F= 1,25			?	?		
1 humaan, MTRnw, F= 2				8,4	2493	1 humaan, MTRnw, F= 2			?	?		
2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-		17	17	2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-	0,037	0,037		
2 eco alg.: HC50		10		10	36	36	2 eco alg.: HC50		10	3,7	3,7	
2a fyto tox: LAC-fyto tox		niet aanwezig		-	-	-	2a fyto tox: LAC-fyto tox		niet aanwezig	-	-	
HC50-planten (optie C)				(14)	-	-	HC50-planten (optie C)		niet aanwezig	-	-	
2d doorvergiftiging		pm		pm		4,9	4,9	pm	pm		1,2	1,2
3a BOOM		pm		pm		1,6	1,6	pm	pm		nvt	nvt
3b LAC-veevoeder/warenwet		2		-	2	-	3b LAC-veevoeder/warenwet		2		2	-
3d uitloging		pm		pm		pm	pm	pm	pm		pm	pm
BGW/ laagste		2		10		1,6	1,6	2	10		0,037	0,037

SW = streefwaarde
 TW = tussenwaarde
 IW = interventiewaarde
 BGW= bodemgebruikswaarde

"- " = criterium is beleidsmatig niet van belang geacht of niet van toepassing (voor cluster IV)

niet aanwezig = geen getalsmatige invulling beschikbaar

p.m. = nu geen getalsmatige invulling aan gegeven

Bijlage 8-1 Overzicht kwantitatieve criteria per stof (in mg/kg)

vervolg

	HUIDIGE WAARDE		HERZIEN			HUIDIGE WAARDE		HERZIEN			HUIDIGE WAARDE		HERZIEN		
	I	II	I	II		I	II	I	II		I	II	I	II	
	wonen en intensief gebruikt gebruikt openb. groen openb. groen	extensief gebruikt openb. groen				wonen en intensief gebruikt gebruikt openb. groen openb. groen	extensief gebruikt openb. groen				wonen en intensief gebruikt gebruikt openb. groen openb. groen	extensief gebruikt openb. groen			
naftaleen															
SW		0,001					0,001								
TW;(SW+IW)/2		20					20								
IW		40					40								
1 humaan, MTRoud, F= 2		55	34000			F= 2	8450	58600			F= 1	1,3	146		
1 humaan, MTRnw, F= 1,0				445	100000	F= 1			11200	100000	F= 1			6610	100000
1 humaan, MTRnw, F= 2				223	60800	F= 2			5387	60800	F= 2			836	60800
2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-	-	9,5	9,5		-	-	0,04	0,04		-	-	12	12
2 eco alg.: HC50		40	40	17	17		40	40	1,6	1,6		40	40	31	31
2a fytotox: LAC-fytotox	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-
HC50-planten (optie C)				niet aanwezig	-				niet aanwezig	-				niet aanwezig	-
2d doorvergiftiging	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	-	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	-	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	-
3a BOOM	pm	pm	nvt	nvt	-	pm	pm	nvt	nvt	-	pm	pm	nvt	nvt	-
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-
3d uitloging	pm	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	pm	-
BGW/ laagste		40	40	9,5	9,5		40	40	0,04	0,04		1,3	40	12	12

benzo(a)anthraceen					Chryseen					benzo(k)fluorantheen					Benzo(a)pyreen						
SW		0,003					0,1					0,02						0,003			
TW;(SW+IW)/2		20					20					20						20			
IW		40					40					40						40			
1 humaan, MTRoud, F= 2		1500	23500			F= 2	13	2350			F= 2	3230	23500				F= 2	120	2350		
1 humaan, VRoud:10-6, F= 1		2,7	460			F= 1	0,3	46			F= 1	5,1	470				F= 1	0,4	47		
1 humaan, VRnw:10-6, F= 1				6,9	152	F= 1			47	1520	F= 1			7	152		F= 1			0,37	15
2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-	-	0,025	0,025		-	-	23	23		-	-	0,38	0,38			-	-	3,2	3,2
2 eco alg.: HC50		40	40	2,5	2,5		40	40	35	35		40	40	38	38			40	40	7	7
2a fytotox: LAC-fytotox	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-			niet aanwezig		-	-
HC50-planten (optie C)				niet aanwezig	-				niet aanwezig	-				niet aanwezig	-			niet aanwezig		niet aanwezig	-
2d doorvergiftiging	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	-	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	-	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	-	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	niet aanwezig	-
3a BOOM	pm	pm	nvt	nvt	-	pm	pm	nvt	nvt	-	pm	pm	nvt	nvt	-	pm	pm	nvt	nvt	nvt	-
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig		-	-	-	-
3d uitloging	pm	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	pm	pm	-
BGW/ laagste		2,7	40	0,025	0,025		0,3	40	23	23		5,1	40	0,38	0,38		0,4	40	0,37	3,2	

fluorantheen					indenopyreen					
SW		0,03					0,06			
TW;(SW+IW)/2		20					20			
IW		40					40			
1 humaan, MTRoud, F= 2		114	23270			F= 2	4230	23500		
1 humaan, VRoud:10-6, F= 1		2,3	200			F= 1	6,8	470		
1 humaan, VRnw:10-6, F= 1				45	1520	F= 1			1,8	152
2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-	-	1	1		-	-	0,031	0,031
2 eco alg.: HC50		40	40	260	260		40	40	1,9	1,9
2a fytotox: LAC-fytotox	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-
HC50-planten (optie C)				niet aanwezig	-				niet aanwezig	-
2d doorvergiftiging	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	-	pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig	-
3a BOOM	pm	pm	nvt	nvt	-	pm	pm	nvt	nvt	-
3b LAC-veevoeder/warenwet	niet aanwezig			-	-	niet aanwezig			-	-
3d uitloging	pm	pm	pm	pm	-	pm	pm	pm	pm	-
BGW/ laagste		2,3	40	1	1		6,8	40	0,031	0,031

SW = streefwaarde
 TW = tussenwaarde
 IW = interventiewaarde
 BGW= bodemgebruikswaarde

"-" = criterium is beleidsmatig niet van belang geacht of niet van toepassing (voor cluster IV)
 niet aanwezig = geen getalsmatige invulling beschikbaar
 p.m. = nu geen getalsmatige invulling aan gegeven

Bijlage 8-1 Overzicht kwantitatieve criteria per stof (in mg/kg)

vervolg

	HUIDIGE WAARDE				HERZIEN								
	I	II	I	II	I	II	I	II					
	wonen en intensief gebruikt openb. groen	extensief gebruikt openb. groen			wonen en intensief gebruikt openb. groen	extensief gebruikt openb. groen			wonen en intensief gebruikt openb. groen	extensief gebruikt openb. groen			
	DDT				DDE				DDD				
SW	0,00009				0,00001				0,00001				
TW;(SW+IW)/2	2				2				2				
IW	4				4				4				
1 humaan, MTR _{oud} , F=	2	2070	23500		2	143	23500		2				
1 humaan, MTR _{nw} , F=	1,3			5,2	1,3			2,8	1,3		7,2	1200	
1 humaan, MTR _{nw} , F=	2			3,2	2			1,8	2		4,5	760	
2 eco alg.: LLHC50/ MTR		-	-	0,01		-	-	0,013			0,021	0,021	
2 eco alg.: HC50		4	4	1		4	4	1,3			34	34	
2a fyto tox: LAC-fyto tox	niet aanwezig				niet aanwezig								
HC50-planten (optie C)			niet aanwezig	-			niet aanwezig	-			niet aanwezig	-	
2d doorvergiftiging		pm	pm	1,1		pm	pm	niet aanwezig	niet aanwezig		niet aanwezig	niet aanwezig	
3a BOOM		pm	pm	nvt		pm	pm	nvt			nvt	nvt	
3b LAC-residu		2,5	-	2,5		2,5	-	2,5			niet aanwezig	-	
3d uitloging		pm	pm	pm		pm	pm	pm			pm	pm	
BGW/ laagste		2,5	4	0,01	0,01	2,5	4	0,013	0,013	0	0	0,021	0,021

*LAC-sigitaal waarde voor DDT-totaal

	Aldrin				Dieldrin				Endrin				
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	
SW	0,00006				0,0005				0,00004				
TW;(SW+IW)/2	2				2				2				
IW	4				4				4				
1 humaan, MTR _{oud} , F=	2	1,7	117		2	0,6	110		2	0,5	110		
1 humaan, MTR _{nw} , F=	1,7			0,04	1,7			1,1	1,3			2,4	490
1 humaan, MTR _{nw} , F=	2			0,03	2			0,87	2			1,5	154
2 eco alg.: LLHC50/ MTR***		-	-	0,09		-	-	0,09		-	-	0,089	0,089
2 eco alg.: HC50***		0,35	0,35	0,22		4	4	0,22		0,05	0,05	0,095	0,095
2a fyto tox: LAC-fyto tox	niet aanwezig				niet aanwezig					niet aanwezig			
HC50-planten (optie C)			niet aanwezig	-			niet aanwezig	-			niet aanwezig	-	
2d doorvergiftiging		pm	pm	0,53		pm	pm	0,53		pm	pm	0,17	0,17
3a BOOM		pm	pm	nvt		pm	pm	nvt		pm	pm	nvt	nvt
3b LAC-residu**		0,3	-	0,3		0,3	-	0,3		0,2	-	0,2	-
3d uitloging		pm	pm	pm		pm	pm	pm		pm	pm	pm	pm
BGW/ laagste		0,3	0,35	0,03	0,09	0,3	4	0,09	0,09	0,05	0,05	0,089	0,089

*huidige HC50-somwaarde voor aldrin, dieldrin en endrin is vastgesteld op 4

*huidige HC50-somwaarde voor aldrin, dieldrin en endrin is vastgesteld op 4

**LAC-sigitaalwaarde voor Aldrin/Dieldrin

*** LLHC50, herziene HC50 en doorvergiftigingswaarde geldt voor Aldrin en Dieldrin samen

SW = streefwaarde

TW = tussenwaarde

IW = interventiewaarde

BGW= bodemgebruikswaarde

"- " = criterium is beleidsmatig niet van belang geacht of

niet aanwezig = geen getalsmatige invulling beschikbaar

p.m. = nu geen getalsmatige invulling aan gegeven

F = correctie factor voor gemiddelde achtergrondblootstelling;

1. Herziene berekening met werkelijke schatting F volgens Baars, 2001
2. Herziene berekening met default waarde F=2
3. Huidige berekening met defaultwaarde 2 voor Cr VI bovenschatting voor concentratie in lucht