

RIVM rapport 711701053

**Landelijke referentiewaarden ter
onderbouwing van maximale waarden in het
bodembeleid**

E.M. Dirven-Van Breemen, J.P.A. Lijzen,
P.F. Otte, P.L.A. van Vlaardingen, J. Spijker,
E.M.J. Verbruggen, F.A. Swartjes, J.E.
Groenenberg¹, M. Rutgers

Contact: Dr. M. Rutgers of ir. J.P.A. Lijzen
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
michiel.rutgers@rivm.nl of johannes.lijzen@rivm.nl

1) Alterra

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het ministerie van VROM,
Directoraat-Generaal Milieubeheer (DGM), Directie Bodem, Water en Landelijk Gebied
(BWL), in het kader van project M/711701 'Risico's in relatie tot bodemkwaliteit'.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

Abstract

National land use specific reference values: a basis for maximum values in Dutch soil policy

The National Institute for Public Health and the Environment has derived Reference Values for maximum permissible soil pollution. The Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM) used these values as a basis for the maximum values for soil pollution. The ministry set these values down according to a proposal for an update of soil policy and the Soil Protection Act in 2003.

Reference values refer to allowed concentrations of pollutants in soil, depending on the land use. The soil concentrations of pollutants with values below these concentrations meet all the requirements. The risks for humans, the ecosystem and agriculture were analyzed as critical factors, with risk thresholds derived for different types of land use, such as playgrounds, gardens, and agricultural and nature areas.

Furthermore, an accelerated procedure was used to compile a complete list of reference values in 2006. The RIVM used state-of-the-art knowledge to complete the 'old' knowledge for information on toxicity of substances; figures were used where knowledge gaps occurred. A recommendation for the coming years is to address resulting inconsistencies in the list of reference values.

Rapport in het kort

Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid

Het RIVM heeft de referentiewaarden afgeleid waarmee het ministerie van VROM de maximaal toelaatbare bodemverontreinigingen onderbouwt (maximale waarden). Het ministerie heeft deze normen ingesteld in lijn met zijn voorstel uit 2003 om het bodembeleid en de Wet bodembescherming te actualiseren.

Referentiewaarden zijn concentraties van verontreinigende stoffen in de bodem die, afhankelijk van het bodemgebruik, zijn toegestaan. Onder deze concentraties voldoet de bodem aan alle eisen. Voor verschillende vormen van bodemgebruik, zoals landbouw, kinderspeelplaatsen of industrie, zijn grensgehalten voor risico's bepaald. Dat zijn bijvoorbeeld, afhankelijk van het gebruik, risico's voor de mens, voor het ecosysteem en voor de landbouw.

Het RIVM heeft gebruikgemaakt van een versnelde procedure om in 2006 een compleet voorstel van referentiewaarden gereed te hebben. Die snelheid was ingegeven door de werkgroep NOBO (normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling). Deze werkgroep heeft tevens uitgangspunten en beslissingen geformuleerd op basis waarvan het RIVM de referentiewaarden heeft afgeleid.

Het RIVM heeft voor zijn onderzoek zo veel mogelijk gebruikgemaakt van de nieuwste kennis en inzichten, voor zover die beschikbaar zijn. Deze informatie is aangevuld met 'oude' kennis over stoffen. Deze combinatie heeft evenwel tot inconsistenties geleid in de afleiding van referentiewaarden. Het RIVM beveelt daarom aan de komende jaren aandacht te besteden aan de inconsistenties en zwakke plekken van de referentiewaarden.

Voorwoord

Op verzoek van de door VROM ingestelde werkgroep NOBO (normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling) zijn in 2005 voorlopige referentiewaarden afgeleid. In 2005 moesten de implicaties van het nieuwe bodembeleid zichtbaar gemaakt kunnen worden. Om deze reden werd dit project in een relatief kort tijdsbestek uitgevoerd. Op 12 september 2005 is de eerste rapportage aangeboden aan NOBO (kenmerk 342/05LER FS/sd). Deze is aangepast na commentaar van NOBO en derden en op 26 april 2006 opnieuw aan NOBO aangeboden (kenmerk 138/06LER JL/sd). De reden is dat de eerste serie referentiewaarden getraceerd moest kunnen worden. Tevens is bij de rapportage commentaar aangeboden aan de klankbordgroep van de werkgroep Internationale Normstelling Stoffen (INS). Het commentaar van INS is grotendeels verwerkt in deze rapportage.

In het najaar van 2005 heeft NOBO verder gediscussieerd over de referentiewaarden en zijn er nieuwe uitgangspunten geformuleerd. Zo zijn de bodemgebruiksvormen opnieuw gedefinieerd. Voor de bodemgebruiksvormen Landbouw en Natuur geldt als criterium een set van nieuwe achtergrondwaarden, de 95ste percentiel van de achtergrondwaarden die in 2000 zijn opgesteld. Door de toepassing van deze nieuwe achtergrondwaarden, in plaats van de oude achtergrondwaarden die begin jaren 90 door Van den Hoop (1995) zijn afgeleid, zijn sommige referentiewaarden sterk aangepast. NOBO heeft ook gevraagd om in 2006 voor meer stoffen referentiewaarden af te leiden, zoals antimoon, barium, kobalt en molybdeen.

In maart 2006 zijn de eerste referentiewaarden als conceptwaarden in de vorm van een bijlage bij het ontwerpbesluit bodemkwaliteit van de Wbb gepubliceerd (VROM, 2006a). De wijze waarop uiteindelijk wordt omgegaan met de voorstellen van RIVM en NOBO is onderwerp van een beleidsmatige afweging die resulteert in waarden die opgenomen worden in de Regeling bodemkwaliteit, waarnaar in het Besluit bodemkwaliteit wordt verwezen (VROM, 2006b). In deze regeling zijn 'maximale waarden' vastgesteld voor drie bodemfunctieklassen; deze maximale waarden zijn gebaseerd op de in dit rapport gegeven referentiewaarden voor zeven bodemgebruiksvormen (bodemfuncties). In deze rapportage wordt nog de term bodemgebruiksvorm gehanteerd in aansluiting met de eerder gebruikte terminologie. In gebruik is er geen onderscheid met de 'bodemfuncties' in de Regeling bodemkwaliteit.

Uitloging van stoffen naar het grondwater is slechts kwalitatief meegenomen als factor voor een kritisch bodemgehalte bij de afleiding van de referentiewaarden. Een kwantitatieve uitwerking zal in 2007 aan de orde komen. Hierbij zal worden afgestemd met de discussies over de drempelwaarden voor grondwater, die per 1 januari 2008 in het kader van de EU-Kaderrichtlijn Water moeten worden vastgesteld.

Een eerdere versie van dit rapport is op 12 juli jl. aan de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) gezonden. Het advies van de TCB (TCB, S53 (2006) is meegenomen in dit RIVM-rapport.

Inhoud

| | |
|---|-----------|
| SAMENVATTING | 9 |
| 1. INLEIDING | 11 |
| 1.1 Preambule..... | 11 |
| 1.2 Definitie..... | 12 |
| 1.3 Relatie tussen referentiewaarden en LAC2006-waarden voor landbouw | 12 |
| 1.4 Stofselectie..... | 12 |
| 1.5 Leeswijzer | 13 |
| 2. BELEIDSKEUZEN..... | 15 |
| 2.1 Stappen om te komen tot een referentiewaarde | 15 |
| 2.2 Beleidskeuzen uit het verleden | 16 |
| 2.3 Beleidskeuzen 2005/2006..... | 16 |
| 3. BODEMGEBRUIKSVORMEN | 19 |
| 3.1 Inleiding..... | 19 |
| 3.2 Selectie bodemgebruiksvormen | 19 |
| 3.3 Bodemgebruiksvormen..... | 20 |
| 4. AFLEIDING KRITISCHE BODEMGEHALTEN | 23 |
| 4.1 Aanpak bij het afleiden van referentiewaarden | 23 |
| 4.2 Risico's voor de mens; blootstellingsscenario's en parameterkeuze | 23 |
| 4.2.1 Inleiding..... | 23 |
| 4.2.2 Humaan-toxicologisch eindpunt | 23 |
| 4.2.3 Grondingestie..... | 25 |
| 4.2.4 Consumptie van groenten..... | 28 |
| 4.2.5 Overige blootstellingroutes..... | 29 |
| 4.3 Landbouwkundige risico's..... | 30 |
| 4.4 Ecologische risico's..... | 30 |
| 4.4.1 Achtergrondwaarden en toegevoegd risico | 30 |
| 4.4.2 Ecologische risico's | 31 |
| 4.5 Risico's via grond- en oppervlaktewater | 36 |
| 5. RESULTATEN..... | 39 |

| | | |
|------------|--|-----------|
| 5.1 | Overzicht..... | 39 |
| 5.2 | Toelichting per stof | 41 |
| 5.2.1 | Metalen..... | 41 |
| 5.2.2 | PAK's (som10)..... | 44 |
| 5.2.3 | Minerale olie | 44 |
| 5.2.4 | Chloorbenzenen en Chloorfenolen..... | 44 |
| 5.2.5 | Pesticiden..... | 45 |
| 5.2.6 | HCH's..... | 45 |
| 5.2.7 | DDT, DDE, DDD | 45 |
| 5.2.8 | Organotinverbindingen | 46 |
| 5.3 | Mogelijkheden voor somwaarden..... | 46 |
| 5.3.1 | Somwaarde voor PAK (10 PAK van VROM)..... | 47 |
| 5.3.2 | Somwaarde voor DDT, DDE, DDD | 47 |
| 5.3.3 | Somwaarde voor drins | 47 |
| 5.3.4 | Somwaarde voor HCH..... | 48 |
| 6. | DISCUSSIE EN CONCLUSIE..... | 49 |
| 6.1 | Algemeen | 49 |
| 6.2 | Toetsing aan potentie voor uitloging naar grondwater..... | 50 |
| 6.3 | Conclusie..... | 51 |
| | LITERATUUR..... | 53 |
| | LIJST MET AFKORTINGEN | 57 |
| | BIJLAGE 1. DOOR NOBO IN 2006 GEDEFINIEERDE BODEMGEBRUIKSVORMEN..... | 59 |
| | BIJLAGE 2. HUMAAN-TOXICOLOGISCHE TOETSCRITERIA | 61 |
| | BIJLAGE 3. OVERIGE BLOOTSTELLINGSROUTES VOOR DE RISICO'S VOOR DE MENS | 63 |
| | BIJLAGE 4. GRIP OP GRONDINGESTIE; EEN BENADERING OP BASIS VAN HUIDBELADING | 67 |
| | BIJLAGE 5. VERGELIJKING MTR_{BODEM} EN ER_{BODEM} OP BASIS VAN DOORVERGIFTIGING | 71 |
| | BIJLAGE 6. NOTITIE OVER DE AW2000- NORMWAARDEN | 81 |
| | BIJLAGE 7. MOGELIJKHEDEN VOOR SOMWAARDEN VOOR PAK..... | 83 |
| | BIJLAGE 8. OVERZICHT VAN KRITISCHE BODEMGEHALTEN VOOR VERSCHILLENDE STOFFEN..... | 87 |

**BIJLAGE 9. VERKENNENDE ANALYSE UITLOGING NAAR GRONDWATER
VAN REFERENTIEWAARDEN.....129**

Samenvatting

Naar aanleiding van de aanpassingen in het bodembeleid en het opstellen van het Besluit Bodemkwaliteit binnen de Wet bodembescherming, zijn in dit rapport getalswaarden afgeleid voor referentiewaarden, ter onderbouwing van de maximale waarden in de normstelling voor bodemverontreiniging.

Voor zeven verschillende bodemgebruiksvormen werden kritische bodemgehalten afgeleid, voor relatief immobiele contaminanten, waaronder metalen, anorganische stoffen en enkele organische verbindingen. Dit gebeurde op basis van risico's voor drie beschermingsdoelen: de mens, het ecosysteem en de landbouwproductie. Tevens werd een kwalitatieve verkenning gemaakt van kritische bodemgehalten op basis van toetsing van uitloging naar grondwater. Dit criterium dient in de toekomst, in breder perspectief, verder uitgewerkt te worden.

Op verzoek van de door VROM ingestelde werkgroep NOBO (Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling) is gebruikgemaakt van een procedure analoog aan die voor de afleiding van de bodemgebruikswaarden, om nog in 2006 een voorstel voor referentiewaarden gereed te hebben voor het geselecteerde stoffenpakket. Bij de afleiding van de referentiewaarden werd rekening gehouden met de door de werkgroep NOBO geformuleerde uitgangspunten en beslissingen. De hiaten bij de afleiding van referentiewaarden voor bepaalde stoffen werden aangevuld met 'oude' kennis, wat soms tot inconsistenties leidde. Aanbevolen wordt om aan deze inconsistenties en zwakke plekken van de referentiewaarden de komende jaren aandacht te besteden.

De voorgestelde referentiewaarden zijn in het rapport terug te vinden in Tabel 6 op pagina 40.

De toegepaste beschermingsniveaus zijn afhankelijk van de gevoeligheid van het te beschermen object bij het betreffende bodemgebruik. De risico's voor de mens werden bepaald op basis van de berekende blootstelling en het maximaal toelaatbare risiconiveau voor de mens (MTR_{humanaan}) als toelaatbare blootstelling. Bij de berekende blootstelling voor de mens spelen met name het standaardscenario, de gewasconsumptie en de groningestie een rol. De ecologische risico's worden getoetst aan de bekende risicogrenzen (HC50 en MTR_{eco}). Daarnaast werd op verzoek van de werkgroep NOBO ook een tussenliggend ecologisch beschermingsniveau geïntroduceerd, namelijk het zogenaamde middenniveau (gemiddeld niveau tussen het MTR_{eco} en de HC50).

Bovendien werd door NOBO de achtergrondwaarde de AW2000-normwaarden geïntroduceerd als zelfstandige risicogrenzen voor specifieke vormen van bodemgebruik. Hiertoe werden de 95^{ste} percentielen van de gemeten concentraties van Achtergrondwaarden 2000 (AW2000) gebruikt, als generieke achtergrondwaarde. De achtergrondwaarde speelde al een rol voor de streef- en interventiewaarde voor metalen, in het zogenaamde toegevoegd risicoconcept. Behoudens de optelling binnen enkele specifieke stofgroepen wordt er voor de referentiewaarden geen rekening gehouden met combinatietoxiciteit, ofwel het gezamenlijke voorkomen van een cocktail aan verontreinigende stoffen in de bodem.

1. Inleiding

1.1 Preambule

In de werkprogramma's van 2005 en 2006 van RIVM en Alterra liep het project 'Afleiding Referentiewaarden'. Op verzoek van de beleidsmatige werkgroep NOBO (normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling) werden deze referentiewaarden in 2005 versneld afgeleid. De reden hiervoor was dat de implicaties van het nieuwe bodembeleid in beeld gebracht moesten worden. In deze rapportage krijgen de referentiewaarden een definitief karakter. Zij vormen de onderbouwing van de maximale waarden in de Regeling bodemkwaliteit van het Besluit bodemkwaliteit. De maximale waarden representeren beleidsmatig de grens voor een goede bodemkwaliteit per bodemfunctie.

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de belangrijkste beleidskeuzen die ten grondslag liggen aan de afleiding van referentiewaarden. Op basis van beleidsmatige uitgangspunten en randvoorwaarden zijn kritische bodemgehalten voor de mens en het ecosysteem afgeleid. In principe zijn deze kritische bodemgehalten afgeleid volgens de meest recente wetenschappelijke kennis en aangesloten bij de gegevens en methodieken die gerapporteerd zijn bij de evaluatie van de Interventiewaarden in 2001 (Lijzen et al., 2001). Enkele zeer recente Europese methodieken zijn zodoende niet geïmplementeerd. Voor een aantal stoffen is beleidsmatig besloten niet of nog niet de nieuwste wetenschappelijke inzichten te volgen. Voor deze stoffen (koper, zink, PAK en minerale olie) zijn beleidsmatige waarden vastgesteld die grotendeel aansluiten bij de huidige normwaarden (al dan niet gebaseerd op risico's). Voor lood is voorlopig gekozen voor het behoud van de huidige interventiewaarde. Voor 2007 is een onderzoek gepland dat zal uitwijzen hoe voor stedelijke ophooglagen op generieke wijze rekening kan worden gehouden met een lagere orale biobeschikbaarheid van lood uit grond. Deze beleidsmatige waarden (voor koper, zink, PAK en minerale olie) zijn voor de volledigheid wel opgenomen in deze rapportage.

De referentiewaarden zijn volledig gebaseerd op bekende risicoconcepten, eerder afgeleide kritische bodemgehalten, en bestaande gegevens voor achtergrondgehalten. Omdat hiervoor verschillende rapporten, modelconcepten en gegevensbestanden zijn gebruikt, die ook over meerdere jaren zijn gegenereerd en gepubliceerd, zijn de referentiewaarden soms niet gebaseerd op dezelfde uitgangspunten. Voor een deel van de stoffen geldt dat de referentiewaarden inhoudelijk geëvalueerd dienen te worden, eventueel gevolgd door een degelijke afleiding van nieuwe kritische bodemgehalten en normwaarden. Deze voorstellen voor referentiewaarden voor zeven bodemgebruiksvormen (bodemfuncties) hebben de basis gevormd voor het vaststellen van (landelijke) maximale waarden voor de drie bodemklassen: bodemfunctieklasse Wonen, bodemfunctieklasse Industrie en achtergrondwaarden die gelden voor bodemfuncties Landbouw, Moestuin en Natuur in de Regeling bodemkwaliteit (VROM, 2006b). In hoofdstuk 3 is aangegeven hoe deze klassen aan de bodemfuncties zijn

gekoppeld. Naast de maximale waarden in de Regeling, wordt voor het gebiedsgerichte kader de mogelijkheid gegeven locale maximale waarden (LMW) vast te stellen voor dezelfde zeven bodemgebruiksvormen als genoemd in dit rapport (met voor sommige functies een verdere verfijning).

1.2 Definitie

Voor 'referentiewaarde' is de volgende definitie gebruikt:

Het totaalgehalte van een stof in de bodem, waarbij aan alle gestelde bodemgebruikseisen voor een bepaalde bodemgebruiksvorm wordt voldaan.

Beleidsmatig wordt gesteld dat bij concentraties beneden dit niveau de bodem duurzaam geschikt is voor het beoogde gebruik.

In praktische zin: de laagste waarde van alle kritische bodemgehalten die afgeleid zijn voor de diverse bodemgebruikseisen. Een kritisch bodemgehalte is een gehalte in de bodem waarbij juist voldaan wordt aan een toelaatbaar geacht risico voor een specifieke bodemgebruikseis. In de praktijk betekent overschrijding van de referentiewaarde dat de kwaliteit van de bodem voor een of meerdere gebruikseisen niet optimaal is. Voor sommige mengsels van stoffen kan een somwaarde als referentiewaarde gebruikt worden.

1.3 Relatie tussen referentiewaarden en LAC2006-waarden voor landbouw

Beneden de interventiewaarden kan er sprake zijn van risico's voor de landbouw, in die zin dat landbouwproducten niet voldoen aan eisen vanwege Warenwet, diergezondheid en plantenziekten. De referentiewaarden voor landbouw dekken deze risico's wel af. Om duidelijk te maken boven welke gehalten deze risico's kunnen voorkomen, worden momenteel LAC2006-waarden afgeleid (ref. Alterra). Deze gaan de huidige LAC-sigitaalwaarden vervangen. De huidige LAC-sigitaalwaarden zijn in 1986 opgesteld door de Landbouwadviscommissie Milieukritische stoffen (LAC-sigitaalwaarden, 1986) en herzien in 1991 (LAC-sigitaalwaarden, 1991). Deze waarden zijn toen gedefinieerd als: 'het laagste gehalte van een stof in de bodem dat bij overschrijding aanleiding kan geven tot het optreden van nadelige effecten voor de opbrengst en kwaliteit van agrarische producten en de gezondheid van mens en dier.' Het overschrijden van de LAC-sigitaalwaarde voor een stof moet leiden tot het uitvoeren van nader onderzoek en het geven van advies voor het gebruik van de grond. In deze rapportage wordt verder niet ingegaan op de LAC2006-waarden.

1.4 Stofselectie

Er is primair aangesloten bij de lijst van stoffen, waarvoor in het verleden BGW's (Bodemgebruikswaarden) zijn afgeleid (IPO-VNG-DGM, 1999). Op verzoek van de beleidsmatige projectgroep Grond & Bagger en NOBO zijn ook referentiewaarden afgeleid voor: antimoon, barium, beryllium, kobalt, molybdeen, selenium, thallium, tin, vanadium, HCH's en

organotinverbindingen. De behoefte bestond om voor stoffen die in het standaard stoffenpakket zouden komen in elk geval referentiewaarden te hebben. Dit is de reden dat minder frequent voorkomende stoffen nu niet in deze rapportage zijn opgenomen. Desgewenst kan ook voor andere stoffen in de toekomst dezelfde procedure gevolgd worden.

Verder zijn er geen referentiewaarden voor vluchtige stoffen afgeleid. De reden hiervoor is dat hierbij een aantal locatiespecifieke factoren die onafhankelijk zijn van de vorm van bodemgebruik (diepte van de grondwaterspiegel, type bebouwing) een grotere rol spelen voor de berekening van de kritische bodemgehalten dan het bodemgebruik. Als gevolg hiervan is de (berekende) bandbreedte van een referentiewaarde voor vluchtige stoffen binnen een vorm van bodemgebruik waarschijnlijk groter dan de verschillen tussen vormen van bodemgebruik. Voor deze stoffen is ook verspreiding naar het grondwater van belang, en die is nog niet meegenomen bij de afleiding van de referentiewaarden. Vluchtige stoffen komen meestal niet voor als diffuse verontreinigingen in grond.

Uitgangspunt is om referentiewaarden (en vroeger bodemgebruikswaarden) af te leiden voor relatief immobiele stoffen. Hiervoor bestaat geen sluitende definitie aangezien de mobiliteit van een stof behalve van de stofeigenschappen ook afhangt van de bodemeigenschappen. Dit is in een werkdocument voor de Bodemgebruikswaarde (BGW) in juni 2003 ten behoeve van de Werkgroep Bodembeleid en Normstelling (BONS) nog op een rij gezet. Wel zijn bepaalde stoffen duidelijk als mobiel aan te merken of als immobiel. De potentiële mobiliteit kan gekoppeld worden aan de Koc (de op organisch koolstof genormaliseerde partiticoëfficiënt) of nog beter aan de fractie van de stof die in het poriewater aanwezig is. Daarnaast kan het belang van de vluchtigheid gekwantificeerd worden via het percentage van de blootstelling dat via de vluchtige route verloopt in het 'wonen-met-tuin-scenario'.

Voor de beoordeling zijn de volgende criteria te gebruiken:

- a. stoffen zijn mobiel als de fractie in het poriewater (Pw%) > 1%. Ook de waarde van 0,1% kan gehanteerd worden om alleen echt immobiele stoffen op te nemen; dit is natuurlijk ook afhankelijk van het type bodem.
- b. stoffen worden als te vluchtig bestempeld als de bijdrage aan de blootstelling in het standaardscenario (wonen met tuin) > 10%. Dit betekent dat rond de berekende risicogrens bodem de bijdrage via de vervluchtigingsroute beperkt is en niet zelfstandig tot wezenlijke beïnvloeding kan leiden. Voor een grotere zekerheid zou ook een lagere waarde gehanteerd kunnen worden.

Vanuit NOBO is gevraagd om referentiewaarden af te leiden voor chloorbenzenen en chloorfenolen. Na een toetsing van de vluchtigheid en de mobiliteit op bovenstaande wijze is besloten alleen voor hexachloorbenzeen (andere chloorbenzenen zijn te vluchtig) en tri-, tetra- en pentachloorfenol een referentiewaarde af te leiden (VROM, in voorbereiding). Voor tri-, tetra-, pentachloorbenzeen, (som)chloorbenzenen en (som)chloorfenolen is wel een voorstel gedaan voor een referentiewaarde deze is in Bijlage 8 opgenomen.

1.5 Leeswijzer

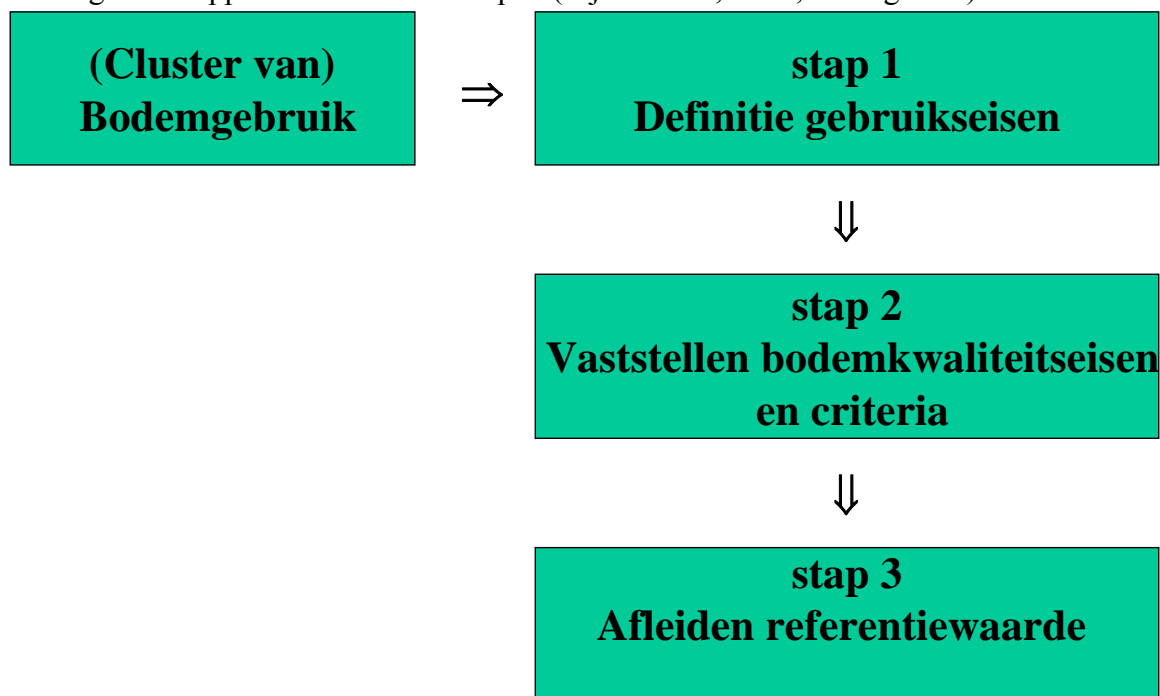
In hoofdstuk 2 wordt op de beleidskeuzen ingegaan waarop is aangesloten en de aspecten

waaraan specifiek door het beleid aandacht moet worden besteed. Dit betreft vooral de keuze van de bodemgebruiksvormen en de bijbehorende bodemgebruikseisen en -criteria. In hoofdstuk 3 worden de bodemgebruiksvormen nader toegelicht en in hoofdstuk 4 wordt verder ingegaan op de bodemgebruikseisen en -criteria die aan elke bodemgebruiksvorm gesteld zijn. Tevens is aangegeven welke bronnen zijn gebruikt en welke nieuwe berekeningen zijn uitgevoerd om tot voorstellen voor referentiewaarden te komen. In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de resultaten. Het rapport besluit met een korte discussie en conclusie (hoofdstuk 6).

2. Beleidskeuzen

2.1 Stappen om te komen tot een referentiewaarde

Voor de afleiding van referentiewaarden dienen in analogie met de afleiding van de BGW's de volgende stappen te worden doorlopen (Lijzen et al., 1999; zie Figuur 1):



Figuur 1. Stappen om per bodemgebruiksvorm tot een referentiewaarde te komen.

- o Bepalen van het te onderscheiden bodemgebruik en eventuele clusters: Dit wordt beleidsmatig vastgesteld en hierop wordt in hoofdstuk 3 ingegaan.
- o Definitie van gebruikseisen per bodemgebruiksvorm: Een kwalitatieve beschrijving van eisen waaraan de bodem moet voldoen. Bijvoorbeeld: de mens moet veilig voedsel kunnen consumeren uit eigen tuin. Dit moet beleidsmatig vastgesteld worden. Voor de referentiewaarden zijn per bodemgebruik eisen gesteld voor de mens, landbouwkundige risico's en ecologische risico's. Hierop wordt in hoofdstuk 4 ingegaan.
- o Vaststellen van bodemkwaliteitseisen en –criteria: Het beschrijven van de bijbehorende eisen in risicotermen. Dit wordt gedaan met de wetenschappelijk beschikbare methodieken voor risicobeoordeling. Bijvoorbeeld bij 10% van de totale voedselconsumptie mag de blootstelling niet hoger zijn dan het maximaal toelaatbaar risico voor de mens (MTR_{humanaan}) of de landbouwgewassen die geteeld worden moeten voldoen aan de warenwetnorm. In hoofdstuk 4 wordt meteen ook ingegaan op de gehanteerde kwantitatieve criteria.
- o Afleiden van de referentiewaarde: Het afleiden van kritische bodemgehalten voor de diverse gebruikseisen per bodemgebruiksvorm. Vervolgens het vaststellen van referentiewaarde door het kiezen van het laagste kritische bodemgehalte voor de

betreffende bodemgebruiksvorm. In hoofdstuk 5 wordt deze integratieslag gedaan.

2.2 Beleidskeuzen uit het verleden

Alvorens in te gaan op de door NOBO gemaakte keuzen in het najaar van 2005 en 2006 wordt hier eerst kort ingegaan op de in het verleden gemaakte keuzen voor de Bodemgebruikswaarden (BGW's). De referentiewaarden gaan in een aantal opzichten dezelfde functie vervullen als de BGW's.

In 1998 zijn beleidskeuzen gemaakt door een beleidsmatige werkgroep ten behoeve van de afleiding van de eerste serie BGW's voor het stedelijke gebied in 1998-1999 (gerapporteerd in Lijzen et al., 1999 en in Van trechter naar zeef (IPO-VNG-DGM, 1999)). Voor de tweede serie BGW's (voor landbouw, natuur en waterbodems) werden nooit beleidsmatige keuzen gemaakt. Hiervoor zijn wel voorstellen van RIVM/Alterra/RIZA beschikbaar, zoals gerapporteerd in 2003 (Van Wezel et al., 2003). Deze voorstellen zijn destijds tot stand gekomen in overleg met de beleidsmatige stuurgroep van de BGW's voor landbouw, natuur en waterbodems. Voor de voorstellen voor 'voorlopige referentiewaarden' in 2005 zijn deze twee rapporten gebruikt, inclusief een aantal beleidsmatige aannames die destijds door genoemde werkgroepen in overleg met RIVM, RIZA en Alterra zijn gemaakt. De nu gemaakte beleidskeuzen zijn gedeeltelijk analoog aan deze eerdere keuzen, maar zijn op onderdelen ook sterk aangepast.

2.3 Beleidskeuzen 2005/2006

In het najaar van 2005 en voorjaar van 2006 heeft in de werkgroep NOBO een discussie plaatsgevonden over het al dan niet beschouwen van specifieke bodemkwaliteitseisen bij de verschillende vormen van bodemgebruik en over de te hanteren beschermingsniveaus. In Bijlage 1 is het resultaat van deze discussie in een tabel gepresenteerd. In de voorgaande brieffrapportages met voorlopige voorstellen voor referentiewaarden waren ook al keuzen gemaakt, maar resteerden nog de volgende aspecten van NOBO. De beleidskeuzen zijn cursief opgenomen. Voor een uitgebreide argumentatie van de beleidskeuzen wordt verwezen naar VROM rapportage over NOBO (VROM, in voorbereiding).

- o Warenwet voor moestuinen toepassen? *Besloten is, alleen humane en ecologische risicobeoordeling van toepassing te laten zijn.*
- o Doorvergiftiging voor natuur en landbouw in relatie tot doorvergiftiging richting grutto en das, onder de aanname dat 100% gefoerageerd wordt op één bepaalde akker, natuurgebied of grasland. *Besloten is doorvergiftiging ook te betrekken op het niveau van een akker, niet alleen op grote gebieden.*
- o Besluit BOOM als additionele eis voor natuur en landbouw. *Nee, BOOM is niet als additionele eis opgenomen.*
- o Generieke ecologische eis voor natuur. *Ja, kritische bodemgehalte voor het ecosysteem bij het bodemgebruik natuur is bepaald, en de AW2000-normwaarden is het criterium.*

In Bijlage 1 is in een tabel een overzicht opgenomen van de gemaakte beleidskeuzen. In de hoofdstukken hierna wordt nader ingegaan op de keuzen en de getalsmatige uitwerking die deze keuzen tot gevolg hebben. Er is voor gekozen alleen de uitwerking op basis van de gemaakte beleidskeuzen (randvoorwaarden) in deze rapportage op te nemen. Hoofdstuk 3 gaat in op de te onderscheiden bodemgebruiksvormen. In hoofdstuk 4 worden de gemaakte keuzen wat betreft de bodemkwaliteitseisen toegelicht. Kort samengevat komt het erop neer dat voor alle bodemgebruiksvormen humane en ecologische eisen worden gesteld en dat het de AW2000-normwaarden als kritisch bodemgehalte worden gebruikt voor landbouwkundige risico's bij Landbouw en voor ecologische risico's bij Natuur. Daarnaast is beleidsmatig afgesproken om de referentiewaarden aan de onderkant te begrenzen door deze AW2000-normwaarden en aan de bovenkant door de interventiewaarden.

3. Bodemgebruiksvormen

3.1 Inleiding

De bodemgebruiksvormen zijn vastgesteld door de werkgroep NOBO (VROM in voorbereiding). De bodemgebruiksvormen onderscheiden zich in de mate van het contact van de mens met de bodem (vooral groningestie en consumptie van groenten) en de veronderstelde gevoeligheid van het ecosysteem ten behoeve van keuze voor het beschermingsniveau. Daar waar de bodemgebruiksvormen op grond van de risico's voor de mens en voor het ecosysteem niet van elkaar verschillen, zijn zij samengevoegd. Dit heeft geresulteerd in zeven gebruiksvormen (zie hieronder).

Het is goed te realiseren dat er diverse definities zijn van bodemgebruiksvorm, -gebruiksfunctie, -type, -bestemming, et cetera, met verschillende indelingen. De definitie van gebiedstype, ruimtelijke bestemming, gebruiksfunctie of bodemgebruiksvorm kan verschillen als gevolg van doel, gebruik en schaalniveau. Voor de risicobeoordeling op lokale schaal (bijvoorbeeld voor de beoordeling van ernstige lokale bodemverontreiniging) kan men een specifiek bodemgebruik onderscheiden bijvoorbeeld voor de beslissing omtrent spoedeisendheid bij een geval van ernstige bodemverontreiniging.

Voor de referentiewaarden worden zeven bodemgebruiksvormen onderscheiden. Hoe men in de praktijk om kan gaan met andere indelingen en de koppeling of transponentie van verschillende indelingen, zal uitgewerkt worden door het project Routeplanner Bodemambities (RBA) in samenwerking met project Routeplanner Ondergrond (RO).

Referentiewaarden worden vastgesteld voor een gebied. In een gebied kunnen verschillende bodemgebruiksvormen naast elkaar voorkomen. Belangrijk is dat NOBO besloten heeft om bij de toekenning van een bodemgebruiksvorm aan een gebied uit te gaan van het dominante bodemgebruik, en niet het meest gevoelige bodemgebruik. Aangezien NOBO ook de bodemgebruiksvormen Plaatsen waar kinderen spelen en Moestuinen/volkstuinen kent, kunnen wel kleine locaties binnen een gebied een aparte referentiewaarde krijgen. In het project BKK (Bodemkwaliteitskaarten) wordt dit voorstel uitgewerkt waarbij ook wordt aangegeven hoe kleine locaties binnen het gebied die een ander (gevoeliger) bodemgebruik hebben, kunnen worden beheerd.

Het project BKK heeft een voorzet gegeven voor een transponerings- of omzettingstabel waarin bestaande coderingen worden toegekend aan de zeven bodemgebruiksvormen. Hierdoor moet het op termijn mogelijk zijn om vergelijkbare functiekaarten te maken.

3.2 Selectie bodemgebruiksvormen

Het vertrekpunt bij de selectie van de bodemgebruiksvormen zijn de bodemgebruiksvormen zoals gedefinieerd in Van Trechter Naar Zeef (IPO-VNG-DGM, 1999). Van Trechter naar

Zeef (VTNZ) was de basis voor het kabinetsstandpunt over de functiegerichte en kosteneffectieve aanpak van bodemverontreiniging van eind 1999. Hiertoe waren Bodemgebruikswaarden (BGW's) afgeleid die aangaven wat de kwaliteit van de bodem na sanering moet zijn. De gebruiksscenario's die in VTNZ de basis waren voor de BGW's, zijn, voor wat de kritische bodemgehalten voor de mens betreft, merendeels gebaseerd op de scenario's die sinds 1994 gebruikt worden voor de beoordeling van bodemsaneringlocaties in het kader van de saneringsurgentiesystematiek. De volgende publicaties gaan daar uitvoering op in:

- Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunningaanvragen (Bockting et al., 1994).
 - Urgentie van bodemsanering. De handleiding (Koolenbrander, 1995).
 - Bodemgebruikswaarden. Methodiek en uitwerking (Lijzen et al., 1999).
- Door voor de referentiewaarden vast te houden aan deze eerdere keuzen wordt een zo groot mogelijke consistentie mogelijk tussen interventiewaarden, referentiewaarden en het saneringscriterium.

Schaalniveau en detailniveau

Het schaalniveau waarop normstelling, referentiewaarden of saneringsafwegingen plaatsvindt, verschilt van landelijk (interventiewaarden) tot gebied (referentiewaarden) en perceel (saneringsafweging). Daarmee gaat het detailniveau van het in beschouwing genomen bodemgebruik van klein naar groot. Voor referentiewaarden resulteert dit in maximaal zeven bodemgebruiksvormen, terwijl er voor de saneringsafweging (saneringscriterium) specifiek bodemgebruik met lokaal toegesneden blootstellingsscenario's mogelijk zijn. De zeven bodemgebruiksvormen voor de referentiewaarden krijgen nog een uitvoerige en herkenbare omschrijving. Daardoor moet het mogelijk zijn aan elke mogelijk bodemgebruik één van de zeven bodemgebruiksvormen toe te kennen. Elke bodemgebruiksvorm is concreet gemaakt door de toekenning van een blootstellingsscenario voor de mens en een beschermingsniveau voor het ecosysteem en voor landbouwkundige risico's.

Blootstelling binnen en buiten

Blootstelling (waaronder de ingestie van grond) vindt zowel binnen als buiten plaats. Bij de vaststelling van grondingestiewaarden is besloten geen onderscheid te maken tussen binnen en buiten. De gekozen waarden houden rekening met zowel blootstelling binnen als buiten. Verder kan nog worden opgemerkt dat de blootstelling binnen vooral van belang is in geval van mobiele en vluchtige stoffen waardoor uitdamping de binnenluchtkwaliteit beïnvloedt. Aangezien voor mobiele verontreinigingen geen referentiewaarden worden vastgesteld, zijn de verblijftijden binnen en buiten in dit kader geen belangrijk punt.

3.3 Bodemgebruiksvormen

De referentiewaarden zijn berekend voor de bodemgebruiksvormen vermeld in Tabel 1. In paragraaf 4.2.3 zijn de bodemgebruiksvormen nader omschreven voor het onderdeel grondingestie.

Tabel 1. Bodemgebruiksvormen voor de referentiewaarden.

| Bodemgebruiksvormen | |
|----------------------------|--|
| 1 | Wonen met tuin |
| 2 | Plaatsen waar kinderen spelen |
| 3 | Moestuinen/volkstuinen |
| 4 | Landbouw (zonder boerderij en erf) |
| 5 | Natuur |
| 6 | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie en stadsparken) |
| 7 | Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |

In de Regeling bodemkwaliteit (conceptversie van 15 september 2006) zijn deze bodemgebruiksvormen *bodemfuncties* genoemd en geclusterd tot drie bodemfunctieklassen (VROM, 2006b):

- Bodemfunctieklassse Wonen omvat ‘Wonen met tuin’, ‘Plaatsen waar kinderen spelen’ en ‘Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie en stadsparken)’;
- Bodemfunctieklassse Industrie omvat ‘Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie’;
- Achtergrondgehalten bepalen in feite de derde klasse die de bodemfuncties ‘Moestuinen/volkstuinen’, ‘Landbouw’ en ‘Natuur’ omvatten.

4. Afleiding kritische bodemgehalten

4.1 Aanpak bij het afleiden van referentiewaarden

Naar analogie met de afleiding van de bodemgebruikswaarden zijn bodemkwaliteitseisen aan de bodemgebruiksvormen gesteld (zie Figuur 1). Bijlage 1 bevat een tabel met daarin de bodemkwaliteitseisen per bodemgebruiksvorm, zoals door NOBO is vastgesteld. Tevens is aangegeven (in de tabel en/of in voetnoten) welke beschermingsniveaus en welke verdere beleidsmatige keuzen zijn gehanteerd. Hieronder volgt voor risico's voor de mens (paragraaf 4.3), landbouwkundige risico's (paragraaf 4.4) en risico's voor het ecosysteem (paragraaf 4.5) een weergave van de overwegingen die een rol hebben gespeeld bij de keuze van bodemkwaliteitseisen/criteria en een toelichting op de wijze waarop de kritische bodemgehalten zijn afgeleid (bijvoorbeeld, de AW2000-normwaarden en het middenniveau).

4.2 Risico's voor de mens; blootstellingsscenario's en parameterkeuze

4.2.1 Inleiding

In deze paragraaf zijn de humaan-toxicologische toetscriteria, de blootstellingsscenario's en de parameterkeuze voor alle blootstellingsroutes beschreven. In Tabel 2 worden voor de referentiewaarden de belangrijkste scenario's geresumeerd. In de daarop volgende paragrafen wordt de verantwoording gegeven.

In de versie van het briefrapport Voorstel voor "voorlopige landelijke Referentiewaarden" en "voorlopige Geschiktheidsgrenzen Landbouw" van 26 april 2006 aan VROM (Lijzen et al., 2006) werden de eerder afgeleide humaan-toxicologische risicogrenzen uit Van Wezel et al. (2003) overgenomen. In de huidige versie zijn deze opnieuw berekend. Als gevolg hiervan zijn bij de in deze rapportage weergegeven humaan-toxicologische kritische bodemgehalten de nieuwste modelconcepten en parameterisatie in CSOIL (Otte et al., 2001), alsmede de door NOBO gemaakte beleidskeuzen verwerkt. Dit kan tot andere waarden voor de risico's voor de mens leiden, maar vrijwel nergens heeft dit geleid tot een andere referentiewaarde. Een uitzondering is bijvoorbeeld de humane risicogrens voor cadmium voor de bodemgebruiksvorm Moestuinen/volkstuinen (van 3,6 naar 1,2 mg/kg).

4.2.2 Humaan-toxicologisch eindpunt

Bij de afleiding van referentiewaarden wordt hetzelfde toxicologisch toetsingscriterium gebruikt als bij de afleiding van de Bodemgebruikswaarden (BGW's) (Lijzen et al., 1999; Van Wezel, 2003). Dit betekent dat voor niet-carcinogenen (de drempelwaarde stoffen) de blootstelling getoetst wordt aan het maximaal toelaatbaar risico (MTR) minus de werkelijke achtergrondblootstelling (WAB). De WAB is vastgesteld voor de meeste stoffen door Baars et al. (2001) bij de evaluatie van MTR's. Voor stoffen die daar niet in staan (zgn. tweede-

t/m vierdetranchestoffen waarvoor een risico-evaluatie is uitgevoerd ten behoeve van het vaststellen van de interventiewaarde), is voor de hoogte van de achtergrondblootstelling uitgegaan van de rapporten die de basis vormen voor de huidige interventiewaarden (Van den Berg et al., 1994; Kreule et al., 1995; Kreule en Swartjes, 1998). In het algemeen wordt de werkelijke achtergrondblootstelling veroorzaakt door de consumptie van voedsel.

Tabel 2. Scenario's en parameterwaarden voor de afleiding van de humaan-toxicologische risicogrenzen in deze rapportage.

| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Volks-, moestuin | Landbouw zonder boerderijen en erf | Natuur | Groen met natuurwaarden | Ander groen, infrastructuur, bebouwing, en industrie |
|--|----------------|-------------------------------|------------------|------------------------------------|--------|-------------------------|--|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Kind | | | | | | | |
| grondingestie (mg/d) | 100 | 100 | 100 | 100 | 20 | 20 | 20 |
| aardappel uit eigen tuin (%) | 10% | 0% | 50% | 10% | 0% | 0% | 0% |
| groenten uit eigen tuin (%) | 10% | 0% | 100% | 10% | 0% | 0% | 0% |
| gem. consumptie aardappels/knol gewas (g versgew./dag) | 59.5 | | 65 | 59.5 | | | |
| gem. consumptie groenten (g versgew./dag) | 58.3 | | 70 | 58.3 | | | |
| verblijftijd binnen (uur/d) | 21.1 | 9.1 | 21.1 | 21.1 | 0.0 | 0.0 | 6.0 |
| verblijftijd buiten (uur/d) | 2.9 | 2.9 | 2.9 | 2.9 | 1.0 | 1.0 | 1.0 |
| contactuur grond binnen (uur/dag) | 9.14 | 9.14 | 9.14 | 9.14 | 0.00 | 0.00 | 6.00 |
| contactuur grond buiten (uur/dag) | 2.86 | 2.86 | 2.86 | 2.86 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| Volwassene | | | | | | | |
| grondingestie (mg/d) | 50 | 50 | 50 | 50 | 10 | 10 | 10 |
| aardappel uit eigen tuin (%) | 10% | 0% | 50% | 10% | 0% | 0% | 0% |
| groenten uit eigen tuin (%) | 10% | 0% | 100% | 10% | 0% | 0% | 0% |
| gem. consumptie aardappels/knol gewas (g versgew./dag) | 122 | | 134 | 122 | | | |
| gem. consumptie groenten (g versgew./dag) | 139 | | 250 | 139 | | | |
| verblijftijd binnen (uur/d) | 22.9 | 14.9 | 22.9 | 22.9 | 0.0 | 0.0 | 6.0 |
| verblijftijd buiten (uur/d) | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.0 | 1.0 | 1.0 |
| contactuur grond binnen (uur/dag) | 14.9 | 14.9 | 14.9 | 14.9 | 0.0 | 0.0 | 6.0 |
| contactuur grond buiten (uur/dag) | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.0 | 1.0 | 1.0 |
| blootstelling via drinkwater | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja |

Voor enkele stoffen geldt dat de achtergrondblootstelling in belangrijke mate het MTR opvult. De bodem zou dan niet of nauwelijks meer aan de blootstelling bij mogen dragen en moet dan geheel schoon zijn. Dit is volgens NOBO onredelijk, omdat een mogelijk risico dan vooral het gevolg is van andere bronnen en slechts in beperkte mate door de bodem wordt veroorzaakt. Voor die stoffen wordt de referentiewaarde voor de mens getoetst aan 50% van het MTR. Dit is overigens slechts voor enkele stoffen van toepassing en leidt slechts tot kleine correcties. Deze stoffen zijn lood, zink, beryllium, gamma-HCH en tributyltin-oxide.

NOBO heeft ook de keus gemaakt om net als voor de BGW's voor carcinogenen te toetsen aan een kans op een extra geval van kanker bij levenslange blootstelling van 10^{-6} (voorheen benoemd als Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR)), terwijl voor bepaling van interventiewaarden en spoedeisendheid 10^{-4} wordt gebruikt (carcinogenic risk oraal (CR_{oraal}) of CR_{inhalatie}; voor het gemak vaak MTR-niveau genoemd). Blootstelling uit andere bronnen (achtergrondblootstelling) speelt hierbij dus geen rol.

Bijlage 2 geeft een overzicht van de humane kritische bodemgehalten en achtergrondblootstelling.

4.2.3 Grondingestie

Het jaargemiddelde voor grondingestie (uitgedrukt in mg grond per dag) is gebaseerd op de resultaten van de evaluatie van de Interventiewaarden van 2001 (Otte et al., 2001; Lijzen et al., 2001). Deze waarden (voor kinderen 100 mg/d en voor volwassene 50 mg/d voor de som van de hoeveelheid bodemmateriaal binnen en buiten) zijn gebruikt voor de afleiding van interventiewaarden en voor het bodemgebruik Wonen met tuin (en Plaatsen waar kinderen spelen, Moestuinen en Landbouw). De geselecteerde waarden komen overeen met de waarden uit het Exposure Factors Handbook (US-EPA, 1997) en de waarden gebruikt in het IEUBK-model (US-EPA, 1994). Een recentelijk onderzoek door de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (Bierkens en Cornelis, in voorbereiding) komt tot ongeveer dezelfde waarden. Overigens baseren de verschillende onderzoeken zich grotendeels op dezelfde studies.

Bestaande parameterisatie op basis van blootstellingsfrequentie

Voor de inschatting van de grondingestie voor ander bodemgebruik dan 'Wonen met tuin' is voor de parameterisatie de benadering van Bockting et al., (1994) gevolgd. Deze houdt in dat op basis van de frequentie van de blootstelling (het aantal geschatte blootstellingsdagen per jaar en daaraan gekoppeld het aantal uren blootstelling per dag) de hoeveelheid grondingestie per bodemgebruiksvorm kan worden gedifferentieerd.

Voor grondingestie werd een hoog niveau gehanteerd voor woon-bodemgebruiksvormen en Landbouw (1, 2, 3 en 4) en een laag niveau voor overige bodemgebruiksvormen (5, 6 en 7). Hierbij werd impliciet rekening gehouden met blootstelling binnen en buiten. Een en ander resulteerde in een verhouding hoog-laag van 5:1 (zie hieronder voor nadere verklaring).

Parameterisatie grondingestie

In 2005 is door de projectgroep NOBO een voorstel gedaan voor nieuwe bodemgebruiksvormen. Hierover is door de Technische Commissie Bodembescherming (TCB) geadviseerd. Voor de functies Natuurgebieden, Groen met natuurwaarden, Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie adviseert zij de grondingestie op nul te stellen. Dit advies wordt in deze notitie niet gevolgd. Een bepaald niveau van grondingestie is o.i. altijd aanwezig en met het meewegen van grondingestie bij de risicobeoordeling blijft de beoordeling consistent en bovendien waardevol voor het uitsluiten van risico's. Bovendien, voor de hoogte van de referentiewaarde zal deze blootstellingsroute niet van invloed zijn voor de genoemde bodemgebruiksvormen.

Voor de blootstelling via de ingestie van grond stellen we voor aan te sluiten bij de huidige benadering. Dat betekent voor de hoeveelheid grondingestie een verhouding van hoog-laag van 5:1. Deze verhouding hoog-laag (5:1) is tegen het licht gehouden en vergeleken met de benadering van VITO voor de evaluatie van grondingestiewaarden (zie Bijlage 4). De VITO-evaluatie benadert de grondingestie vanuit de huidbelading, het hand-mondgedrag, de contactfrequentie en verblijftijden binnens- en buitenshuis. In de bijlage wordt deze

benadering uitgewerkt voor de Nederlandse bodemgebruiksvormen. We concluderen dat de hoeveelheid van bodemingestie volgens deze benadering geen reden is om de verhouding hoog-laag van 5:1 te herzien.

De toekenning van waarden voor grondingestie worden hierna gegeven met per bodemgebruiksvorm een korte verantwoording:

- a. De gemiddelde grondingestie voor kinderen en volwassenen voor standaard bodemgebruik Wonen met tuin wordt gehandhaafd op resp. 100 en 50 mg/d conform de evaluatie Interventiewaarden 2001. De gemiddelde grondingestie is een jaargemiddelde waarbij wordt aangenomen dat er sprake is van een contactfrequentie buiten van 125 keer per jaar voor kinderen en 50 keer per jaar voor volwassenen. De blootstellingsfrequentie binnen is dagelijks. Dit is conform de benadering van Bockting et al., (1994).
- b. Onder Plaatsen waar kinderen spelen (2) wordt verstaan alle voor kinderen (0-6) ingerichte speelplekken, trapveldjes, speelweiden, tuintjes behorend bij scholen en zorginstellingen en frequent door kinderen gebruikt groen. Voor kinderen en volwassenen is de blootstellingsfrequentie buiten gelijk aan die van Wonen met tuin (125 en 50 d/j). Dit resulteert in waarden voor grondingestie van 100 mg/d voor kinderen en voor volwassenen 50 mg/d.
- c. Onder Moestuinen/volkstuinen (3) worden tuinen verstaan waar groenten en aardappels voor eigen consumptie worden verbouwd en welke deel uitmaakt van het wonen (in feite spreekt men beter van wonen met moestuin). De contactfrequentie en de grondingestie van een kind en volwassene worden gelijkgesteld aan Wonen met tuin (100 en 50 mg/d).
- d. Onder (4) Landbouw (zonder boerderij en erf) wordt het productieterrein van de agrariër verstaan. De grondingestie van een kind en volwassene wordt gelijkgesteld aan die voor volkstuinen (100 en 50 mg/d). Overigens zal de agrariër zelf wellicht een hogere contactfrequentie hebben en daarmee een hogere ingestie van bodem. Dit moet volgens NOBO worden beoordeeld als beroepsrisico.
- e. Voor Natuur (5) is de contactfrequentie en daarmee de grondingestie vijf maal lager dan voor Wonen met tuin waarmee de grondingestie uitkomt op respectievelijk 20 en 10 mg/d.
- f. Voor Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) (6) wordt de grondingestie 1/5 van Wonen met tuin toegepast. Daarmee komt de grondingestie uit op 20 (kind) en 10 mg/d (volwassene). Zijn er op deze locaties (bijvoorbeeld in stadsparken) plekken specifiek ingericht als kinderspeelplaats (kinderen jonger dan zes jaar) of zijn er plekken waar dagelijks wordt gespeeld door kinderen dan kan men deze (sub)locaties beoordelen als Plaatsen waar kinderen spelen.
- g. Voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie (7): Een waarde voor grondingestie identiek aan Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) (6).

Bovenstaande overwegingen leiden tot de waarden voor grondingestie in Tabel 3.

Zoals eerder aan de orde is gekomen is de grondingestie een jaargemiddelde waarde. De contactfrequentie die hoort bij de bodemgebruiksvorm is ook gegeven in Tabel 3. Per dag (of gebeurtenis) buiten kan de grondingestie hoger zijn dan 100 mg. Daarnaast is er dagelijkse blootstelling via bodems of binnen. Het jaargemiddelde van blootstelling binnen en buiten is 100 mg/dag.

In deze tabel zijn, voor een vergelijking met de alternatieve benadering (zie Bijlage 3) de ratio's hoog/laag vermeld. Zoals eerder gezegd zijn de verschillen niet zodanig dat, ook gezien de onzekerheden bij de aannames, voor een andere ratio hoeft te worden gekozen. Een kanttekening bij het bodemgebruik Groen met natuurwaarden is dat, afhankelijk van bijvoorbeeld de ligging ten opzichte van woonbebouwing en de intensiteit van het gebruik door met name kinderen, een hogere grondingestie kan voorkomen. In dat geval is het scenario Plaatsen waar kinderen spelen meer van toepassing.

Tabel 3. Waarden voor grondingestie voor de verschillende bodemgebruiksvormen.

| | Bodemgebruiksvorm | | | | | |
|---|---|-----------------------------|--------------------|-----------------------------|------------------------|--|
| | Kinderen | Blootstelling binnen/buiten | Contact-frequentie | Grondingestie jaargem. mg/d | Verhouding Hoog / laag | Verhouding Hoog / laag Alternatieve benadering |
| | | | dagen/jaar | totaal | | Zie bijlage 3 |
| 1 | Wonen met tuin | binnen+buiten | 125 | 100 | | |
| 2 | Plaatsen waar kinderen spelen | binnen+buiten | 125 | 100 | | |
| 3 | Moestuinen/volkstuinen | binnen+buiten | 125 | 100 | | |
| 4 | Landbouw (zonder boerderij en erf) | binnen+buiten | 125 | 100 | | |
| 5 | Natuur | alleen buiten | 25 | 20 | 5:1 | 4:1 |
| 6 | Groen met natuurwaarden (voor sport recreatie, stadsparken) | alleen buiten | 25 | 20 | 5:1 | 4:1 |
| 7 | Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie | binnen+buiten | 25 | 20 | 5:1 | 5:1 tot 3:1 |
| | Volwassenen | | | | | |
| 1 | Wonen met tuin | binnen+buiten | 50 | 50 | | |
| 2 | Plaatsen waar kinderen spelen | binnen+buiten | 50 | 50 | | |
| 3 | Volkstuin/moestuin | binnen+buiten | 50 | 50 | | |
| 4 | Landbouw (zonder boerderij en erf) | alleen buiten | 50 | 50 | | |
| 5 | Natuur | alleen buiten | 10 | 10 | 5:1 | 5:1 |
| 6 | Groen met natuurwaarden (voor sport recreatie, stadsparken) | alleen buiten | 10 | 10 | 5:1 | 5:1 |
| 7 | Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie | binnen+buiten | 10 | 10 | 5:1 | 5:1 tot 3:1 |

Blootstelling via huisstof

De concentratie van bodemcontaminanten in huisstof kunnen hoger zijn dan de concentraties in de bodem buiten. Voorgesteld wordt dit, mede gezien de verwachte variaties, niet expliciet mee te wegen bij het vaststellen van referentiewaarden. Voor de saneringsafweging kunnen andere keuzen worden gemaakt.

Relatieve orale biobeschikbaarheid

Voor alle stoffen is uitgegaan van een relatieve biobeschikbaarheid in het menselijk lichaam van 1.0; dat wil zeggen dat de biobeschikbaarheid in het menselijk lichaam gelijk is aan de biobeschikbaarheid van de toxicologische studies die ten grondslag ligt aan het humane MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico). Voor lood is echter een uitzondering gemaakt. In eerste instantie is gerekend met een relatieve biobeschikbaarheid van 0,6 die in lijn is met het voorstel voor Interventiewaarde uit 2001 (Lijzen et al., 2001). Op basis van de beschikbare informatie eind 2005 wordt als generieke relatieve biobeschikbaarheidsfactor voorlopig een waarde van 0,74 voorgesteld (Lijzen et al., 2006). Deze waarde sluit aan bij het voorlopig handhaven van de interventiewaarde voor lood op 530 mg/kg. In 2007 zal een onderzoek worden uitgevoerd om voor stedelijke ophooglagen op een generieke relatieve orale biobeschikbaarheidsfactor af te leiden van lood uit grond.

4.2.4 Consumptie van groenten

Voor bodemgebruik Wonen met tuin is overeen gekomen dat 10% van de geconsumeerde groenten uit eigen tuin afkomstig is. Deze 10% is in feite een beleidsmatig uitgangspunt 'bij Wonen met tuin moet het mogelijk zijn een beperkt deel (10%) van de behoefte aan groenten en aardappels uit eigen tuin te kunnen consumeren'. Bij de evaluatie Interventiewaarden (Otte et al., 2001) is onderzocht of er redenen waren dit percentage aan te passen. Op basis van de consumptiehoeveelheid uit eigen tuin en het percentage van de bevolking dat uit een moestuin groenten en aardappels eet, is geconcludeerd dat voor generieke toepassing (interventiewaarden) er geen reden is om af te wijken van het oorspronkelijke uitgangspunt. Voor het gebruik Wonen met moestuin of Volkstuinen is een hoger percentage overeengekomen (50% aardappelen en 100% groenten uit eigen tuin) ondermeer op basis van een onderzoek onder volkstuinders (Wegener-Sleeswijk en Kleijn, 1993). Hieraan is, in tegenstelling tot eerdere gedachten in NOBO, geen oppervlakenorm gekoppeld, hoewel er wel een zeker verband is tussen de oppervlakte van een tuin en de hoeveelheid (uitgedrukt in percentage van het totaal) gewasconsumptie uit eigen moestuin. Beleidsmatig is voor de bodemgebruiksvorm Landbouw het scenario van Wonen met tuin van toepassing verklaard. In Van Wezel et al. (2003) zijn drie verschillende humane scenario's onderscheiden afhankelijk van de exacte vorm van landbouw, waarbij gewasconsumptie uiteenloopt van geen tot 100% consumptie van het eigen perceel.

Voor alle andere vormen van bodemgebruik wordt geen consumptie van groenten uit eigen tuin verondersteld.

De hoeveelheid geconsumeerde groenten en aardappels zijn voor Wonen met tuin gebaseerd op de gemiddelde consumptie en conform de evaluatie Interventiewaarden uit 2001 (Otte et al., 2001). Volkstuinders eten meer groenten en aardappels uit eigen tuin dan gemiddeld. Voor deze groep wordt daarom uitgegaan van een hogere consumptiehoeveelheid op basis van het onderzoek van Swartjes et al. (2007). Tabel 4 geeft tevens de consumptiehoeveelheden waarop de referentiewaarden zijn gebaseerd.

Bij de afleiding van lokale referentiewaarden krijgt het bevoegd gezag de mogelijkheid om het percentage gewasconsumptie uit eigen tuin aan te passen. Er komt een handreiking op basis waarvan de lokale keuzen kunnen worden verantwoord (VROM, in voorbereiding).

Voor Landbouw kan eventueel nog onderscheid worden gemaakt tussen de diverse landbouwtypen. Van Wezel et al. (2003) hebben voor de bodemgebruikswaarden hieraan uitwerking gegeven. NOBO heeft besloten om daar voor de referentiewaarden geen vervolg aan te geven.

Tabel 4. Consumptiehoeveelheden en percentages groenten uit eigen tuin (consumptiehoeveelheden zijn onderbouwd in Otte et al., 2001)

| | Bodemgebruiksvorm | Percentage aardappels (knolgewassen) uit eigen tuin | Percentage groenten uit eigen tuin | Consumptie hoeveelheid aardappels (knolgewassen) | Consumptie hoeveelheid groenten |
|---|--|---|------------------------------------|--|---------------------------------|
| | eenheid | % | % | g versgewicht/dag | g versgewicht/dag |
| 1 | Wonen met tuin | 10 | 10 | Kind 59,5 Volwassene 122 | Kind 58,3 Volwassene 139 |
| 2 | Plaatsen waar kinderen spelen | 0 | 0 | n.v.t. | n.v.t. |
| 3 | Moestuinen/volkstuinen | 50 | 100 | Kind 65 Volwassene 134 | Kind 70 Volwassene 250 |
| 4 | Landbouw (zonder boerderij en erf) | 10 | 10 | Kind 59,5 Volwassene 122 | Kind 58,3 Volwassene 139 |
| 5 | Natuur | 0 | 0 | n.v.t. | n.v.t. |
| 6 | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 0 | 0 | n.v.t. | n.v.t. |
| 7 | Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie | 0 | 0 | n.v.t. | n.v.t. |

De blootstelling via de consumptie van fruit van eigen grond (fruitteelt) is waarschijnlijk niet beperkend, omdat wordt aangenomen dat de opname van verontreinigingen uit de bodem klein is ten opzichte van de opname in andere gewassen. Daarom is hiervoor geen kritisch bodemgehalte afgeleid. Bij het bodemgebruik Moestuinen/volkstuinen is het risico's via de consumptie van gewassen uit eigen moestuin veelal bepalend.

Voor kobalt is het niet mogelijk een betrouwbare blootstelling via consumptie van groenten te berekenen. Hiervoor ontbreekt een degelijke Bio Concentratie Factor (BCF). Er is gerekend met een conservatieve BCF, zodat de berekende humaan-toxicologische risicogrens onzeker en conservatief is. Daarom is het bijbehorende kritische bodemgehalte niet gebruikt voor de referentiewaarde (ecologie wordt bepalend).

4.2.5 Overige blootstellingroutes

Referentiewaarden worden in principe afgeleid vastgesteld voor niet-mobiele stoffen (zie paragraaf 1.4). De bijdrage van de blootstellingsroute via de inhalatie van binnenlucht en buitenlucht is bij niet-vluchtige verbindingen klein en daardoor niet van wezenlijke invloed op de hoogte van de referentiewaarden. Ook andere mogelijke blootstellingsroutes dragen

zeer beperkt bij aan de totale blootstelling. Dit geldt voor de routes via drinkwater en dermaal contact.

Uitgangspunt is echter dat bij de afleiding van humane referentiewaarden alle mogelijke blootstellingroutes die behoren bij een bepaalde bodemgebruiksvorm worden meegewogen. Hierdoor blijft de methodiek consistent met bijvoorbeeld het saneringscriterium en de afleiding van interventiewaarden. De parameterisatie van deze blootstellingsroutes wordt gegeven in de Bijlage 3.

4.3 Landbouwkundige risico's

Voor de landbouwkundige risico's heeft NOBO beleidsmatig besloten om de AW2000-normwaarden toe te passen als criterium. Deze waarde is beleidsmatig gekozen als waarde waarbij in het landelijk beleid grond geschikt is voor elk bodemgebruik. Een belangrijke reden was dat bij het hanteren van een hoger gehalte, eigenaren verplicht zouden zijn lichtverontreinigde gronden te accepteren. Hiermee vervallen in feite de andere criteria voor het afleiden van de referentiewaarden. Voor de afleiding van de LAC2006-waarden voor de landbouw en andere landbouwkundige risico's wordt verwezen naar de rapporten van Alterra. Voor de relatie van AW2000-normwaarden met de risicobenadering wordt verwezen naar Spijker en Van Vlaardingen (2007).

4.4 Ecologische risico's

4.4.1 Achtergrondwaarden en toegevoegd risico

Een norm afgeleid volgens de toegevoegd risicobenadering bestaat uit twee delen: (1) de natuurlijke achtergrondwaarde (Cb) en (2) een toegevoegd deel, bijvoorbeeld de maximaal toelaatbare toevoeging (MTT), verwaarloosbare toevoeging (VT) of ernstig-risicotoevoeging (ET). De rationale achter deze benadering is dat het op risico's gebaseerd beleid slechts ingezet wordt op de door de mens veroorzaakte verontreiniging en niet op de van nature voorkomende bodemgehalten. De aanname is dat de natuurlijke achtergrond dus niet leidt tot ongewenste risico's (Struijs et al., 1997; Crommentuijn et al., 2000a; Crommentuijn et al., 2000b).

De toegevoegdrisicobenadering wordt toegepast op stoffen die van nature in de bodem voorkomen, voornamelijk metalen en metalloïden. Voor stoffen waarvan men aanneemt dat ze van nature niet voorkomen, meestal organische contaminanten, is beleidsmatig afgesproken dat de totale aanwezige bodemconcentratie het risico op ongewenste effecten bepaalt. De huidige 'natuurlijke' achtergrondwaarden zijn begin jaren 90 afgeleid door Van Den Hoop (1995) op basis van de gegevens van Edelman (1984) en De Wilde et al. (1992). Hiervoor zijn in natuurgebieden gelegen locaties bemonsterd die over het algemeen liggen op zandbodems. Onlangs zijn nieuwe normwaarden als 'achtergrondwaarden' gepresenteerd vanuit het project 'Achtergrondwaarden 2000' (AW2000; Lamé et al., 2004; Lamé and

Nieuwenhuis, 2006). Door de werkgroep Grond & Bagger en NOBO is aangegeven dat voor metalen de 95^{ste} percentiel (p95) van de meetwaarden van AW2000 (AW2000-normwaarden) als achtergrondwaarde gebruikt dient te worden bij de afleiding van de nieuwe referentiewaarden, volgens de systematiek van het toegevoegd risico. In Spijker en Van Vlaardingen (2007) wordt nader op deze keuze ingegaan.

De voorgestelde de AW2000-normwaarden wijken in definitie af van natuurlijke achtergrondwaarden. De AW2000 werkgroep heeft gekozen om achtergrondgehalten te bepalen die op dit moment voorkomen in natuurgebieden en met name landbouwgronden (80% van de locaties). Op deze wijze wil de AW2000 werkgroep een zo goed mogelijk beeld krijgen van actuele bodemconcentraties en dit inzetten als ondersteuning voor het bodembeheer. Opgemerkt dient te worden dat de AW2000-normwaarden in sommige gevallen lagere waarden oplevert dan de huidige Cb-waarden, en in sommige gevallen hogere waarden. Deze verschillen kunnen voornamelijk verklaard worden door verschillen in chemische analyse, variabiliteit in bemonsterde bodemtypes en mogelijk beleidskeuzen (Spijker en Van Vlaardingen 2007).

De achtergrondwaarden uit AW2000 bevatten voor de elementen As, Cd, Cu, Pb en Zn een aantoonbare verhoging van concentraties (Spijker en Van Vlaardingen, 2007). Voor Nederland is bekend dat landbouwbodems sterk zijn aangerijkt met deze metalen (Van der Veer 2006, Spijker 2005) Dit fenomeen speelt deels ook bij de op natuurgronden gebaseerde Cb-waarden maar verklaren niet de grote verschillen met AW2000-normwaarden. Er bestaat discussie over in hoeverre de voorgestelde normwaarden uit AW2000 gebruikt kunnen worden als natuurlijke achtergrondwaarden binnen de toegevoegd risicobenadering voor metalen. (zie discussiestuk in Bijlage 6). Deze discussie zal vooral moeten worden gevoerd met de wetenschappers onderling in het kader van de beleidsmatige toepassing ervan.

4.4.2 Ecologische risico's

Achtergrondgehalten. De werkgroep NOBO heeft het 95^{ste} percentiel van de meetwaarden van AW2000 gekozen als de waarden voor de achtergrond. Deze waarde zal in het vervolg de 'de AW2000-normwaarden' worden genoemd. De AW2000-normwaarden vormen de absolute ondergrens voor de referentiewaarden voor alle bodemgebruiksvormen. De interventiewaarde vormt de absolute bovengrens voor de referentiewaarden voor alle bodemgebruiksvormen.

Gebruik AW2000-normwaarden als risicocriterium. De AW2000-normwaarden is voor sommige bodemgebruiksvormen een criterium voor het kritische bodemgehalte, namelijk:

- 1) voor landbouwkundige risico's bij de bodemgebruiksvorm Landbouw
- 2) voor ecologische risico's bij de bodemgebruiksvorm Natuur

Het gebruik van de AW2000-normwaarden is strikt genomen geen ecologisch risicocriterium, omdat deze waarden niets met risico's te maken hebben. De BGW's bevatten altijd een risicoterm (soms verwaarloosbaar klein) en een achtergrondgehalte (de vigerende Cb-waarden). Als men uit gaat van het feit dat de AW2000-normwaarden relatief onbelaste

gebieden vertegenwoordigt, waarbij men aanneemt dat er geen risico's zijn van bodemverontreiniging, dan gaat van dit criterium een beschermende werking uit (zie paragraaf 4.6 voor een discussie over de toegevoegd risicobenadering en de keuze voor de achtergrond).

Ecologisch criterium landbouw en natuur. Voor de bodemgebruiksvormen Natuur en voor Landbouw wordt de referentiewaarde bepaald door de AW2000-normwaarden. Voor Landbouw zijn ecologische risico's als criterium benoemd op het middenniveau (zie hieronder). Getalsmatig hebben deze echter geen praktische betekenis, zolang het laagste kritische bodemgehalte de referentiewaarde bepaalt. Als na een beleidsmatige afweging niet het laagste criterium gekozen wordt, kan het middenniveau wel van belang zijn.

Ecologisch criterium ander bodemgebruik. Bij de andere vormen van bodemgebruik (1, 2, 3, 6 en 7) zijn generieke ecosysteemeisen van toepassing verklaard. Voor de bodemgebruiksvormen 6 en 7 (Groen met natuurwaarden en Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie) is doorvergiftiging ook als criterium gebruikt conform de aanpak bij de afleiding van de BGW's en gezien het vaak grotere schaalniveau van dit bodemgebruik.

Ecologische risiconiveaus. Er worden drie niveaus voor kritische bodemgehalten voor het ecosysteem door NOBO voorgesteld, kortweg aan te duiden met de AW2000-normwaarden,, HC50 en middenniveau (zie Bijlage 1). Deze niveaus zijn respectievelijk geïnterpreteerd als de AW2000-normwaarden, het zogenaamde 'HC50-niveau', en het zogenaamde 'middenniveau'. Voor de berekening van de 'HC50-niveau' (ER_{eco}) en middenniveau zijn de volgende vergelijkingen gebruikt:

$$\begin{aligned} \text{HC50-niveau}_{\text{metalen}} &= ET_{eco} + \text{de AW2000-normwaarde} \\ \text{HC5-niveau}_{\text{metalen}} &= MTT_{eco} + \text{de AW2000-normwaarde} \\ \text{middenniveau}_{\text{metalen}} &= \text{geometrisch midden } (ET_{eco}, MTT_{eco}) + \text{de AW2000-normwaarde} \\ &\text{Voor organische stoffen wordt de AW2000-normwaarde niet in rekening gebracht} \\ \text{HC50-niveau}_{\text{org.stoffen}} &= ER_{eco} \\ \text{HC5-niveau}_{\text{org.stoffen}} &= MTR_{eco} \\ \text{middenniveau}_{\text{org.stoffen}} &= \text{geometrisch midden } (ER_{eco}, MTR_{eco}) \end{aligned}$$

Hierbij is de ER_{eco} de ernstig-risicotoevoeging ofwel het ecologische risiconiveau dat ten grondslag ligt aan de interventiewaarden. MTR_{eco} is het maximaal toelaatbare risiconiveau ofwel het ecologische risiconiveau dat de basis vormt voor de streefwaarden. Beleidsmatig bestond de behoefte aan het 'middenniveau' hier tussen (VROM, in voorbereiding). Hiertegen bestaat op zich geen bezwaar, maar er bestaat geen wetenschappelijke redenering bij de hoogte van deze waarde. In Tabel 5 zijn de verschillende risiconiveaus, de AW2000-normwaarden, en de Cb-waarden gegeven.

Vershil met voorlopige rapportage 2005. In de aanvankelijke rapportage over de Referentiewaarden van 9 september 2005 zijn op verzoek van NOBO HC20-waarden voorgesteld als kritische bodemgehalten voor een aantal bodemgebruiksvormen. In het briefrapport van 26 april 2006 is dit voorstel bediscussieerd en aangepast en werd de ‘tussenwaarde’ voorgesteld. De tussenwaarde is het geometrische gemiddelde van het MTR en ER (of in het geval van metalen MTT en ET), idealiter uitgedrukt als HC5 en de HC50. Het geometrisch gemiddelde van de HC5 en de HC50 komt numeriek ongeveer overeen met een HC20-niveau.

De aanduiding van tussenwaarde is echter verwarrend, omdat er bij de uitvoering van het bodembeleid gebruik gemaakt wordt van een (andere) tussenwaarde. Op verzoek van NOBO is daarom de aanduiding veranderd in ‘middenniveau’. In Tabel 5 zijn de middenniveaus gegeven.

Doorvergiftiging. De kritische bodemgehalten op basis van doorvergiftiging zoals gerapporteerd in Van Wezel et al., (2003) en in Lijzen et al., (2002) zijn vergeleken. Hieruit zijn voorstellen gedestilleerd voor de toe te passen kritische bodemgehalten voor doorvergiftiging bij de afleiding van de referentiewaarden (Tabel in Bijlage 5). Effecten van doorvergiftiging zijn in eerste instantie meegenomen voor de bodemgebruiksvormen Natuur, Landbouw, Groen met natuurwaarden en Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie op basis van generieke doorvergiftigingswaarden. Deze hebben betrekking op standaard voedselketens (bijvoorbeeld bodem – regenworm - vogel). Natuur is in een later stadium vervallen, vanwege de keuze voor de AW2000-normwaarden als kritisch bodemgehalte voor de Referentiewaarde. Er is aangenomen dat de foeragering volledig op de betreffende bodem plaatsvindt. Die aanname is echter niet reëel voor de grotere predatoren en zal mogelijk voor deze dieren tot een overschatting leiden van het risico, zeker wanneer het zandgronden betreft. NOBO vindt dit aspect relevant voor grote groene gebieden. De waarden voor doorvergiftiging hebben betrekking op een standaardbodem. Uitsplitsing naar grondsoort (zand, klei en veen) is belangrijk (en bij locatiespecifieke beoordeling essentieel) omdat de verschillen in de uiteindelijke waarden als gevolg van verschillen in bodemtype hiertussen groot zijn. In Bijlage 5 zijn nog enige opmerkingen ten aanzien van doorvergiftiging opgenomen.

Getalsmatige verschillen met rapportage 2005. Sommige referentiewaarden zijn sterk aangepast ten opzichte van het briefrapport in 2005. Voor arseen, chroom en nikkel blijkt de MTT zoals die door INS is afgeleid ongeveer een factor 10 hoger te zijn dan de uiteindelijk toegepaste MTT-waarden uit Verbruggen et al., (2001), en dit heeft een sterk effect op het middenniveau als kritisch bodemgehalte. Voor beryllium, vanadium en tin blijkt de (indicatieve) interventiewaarde lager te zijn dan het kritische bodemgehalte voor de bodemgebruiksvorm Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie, waardoor de referentiewaarde dus bepaald wordt door de interventiewaarde.

Tabel 5A geeft van de stoffen een overzicht van de streefwaarde (SW), de interventiewaarde (IW), de achtergrondconcentratie (Cb), de AW2000-normwaarden en de waarden voor de

ecologische risico's bodem: Het ernstig risiconiveau bodem (EReco bodem), maximaal toelaatbare toevoeging (MTT), ernstig-risicotoevoeging (ET) en het geometrisch gemiddelde (geom. gemidd.)

Voor het berekenen van het geometrisch gemiddelde (geom. gemidd.) wordt het gemiddelde van de nieuwe ETeco en de nieuw voorgestelde MTTsoil berekend. Voor metalen wordt hierbij de AW2000-normwaarde bij opgeteld.

Bij ecologische risico's op het generieke middenniveau voor niet-metalen wordt het geometrisch gemiddelde van de new EReco en de MTRsoil berekend.

Tabel 5B geeft de risicowaarden op basis van doorvergiftiging voor deze ecologische risico's

Tabel 5A. Ecologische risicogrenzen en waarden voor de achtergrondgehalten (vigerende Cb-waarden, de AW2000-normwaarden). Het ecologische middenniveau is berekend op basis van het geometrische gemiddelde tussen de ER_{eco} en de MTR uit directe toxiciteit voor bodemorganismen. Voor het middenniveau voor metalen is daar de AW2000-normwaarde bij opgeteld.

| | SW | IW | EReco bodem | MTT | ET | Geom. gemidd | Cb | AW2000 norm- waarden | ER | Midden niveau |
|----------------------------|---------|---------|----------------|---------|---------|-----------------|---------|----------------------------|---------|------------------|
| | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] | [mg/kg] |
| Antimoon | 3 | 22 | | 0.53 | 2890 | 39 | 3 | 4.0# | 2894 | 43 |
| Arseen | 29 | 76 | 85 | 0.9 | 56 | 7.1 | 29 | 20 | 76 | 27 |
| Barium | 160 | 920 | 890 | 180 | 730 | 362 | 155 | 190 | 920 | 552 |
| Beryllium | 1.1 | 30* | | 0.0061 | 29 | 0.42 | 1.1 | 1.5 | 31 | 1.9 |
| Cadmium | 0.8 | 13 | 13 | 0.79 | 12 | 3.1 | 0.8 | 0.6 | 13 | 3.7 |
| Chroom | 100 | 180 | 220 | 0.38 | 120 | 6.8 | 100 | 55 | 175 | 62 |
| Kobalt | 9 | 190 | 180 | 2.4 | 170 | 20 | 9 | 15 | 185 | 35 |
| Koper | 36 | 190 | 96 | 3.4 | 60 | 14 | 36 | 40 | 100 | 54 |
| Lood | 85 | 530 | 580 | 55 | 490 | 164 | 85 | 50 | 540 | 214 |
| Kwik | 0.3 | 36 | 36 | 1.9 | 36 | 8.3 | 0.3 | 0.15 | 36 | 8.4 |
| Molybdeen | 3 | 190 | 190 | 39 | 190 | 86.1 | 0.5 | 1.5 | 192 | 88 |
| Nikkel | 35 | 95 | 100 | 0.26 | 65 | 4.1 | 35 | 30 | 95 | 34 |
| Seleen | 0.7 | 100* | | 0.11 | 5 | 0.74 | 0.7 | 4 | 9.0 | 4.7 |
| Thallium | 1 | 5* | | 0.25 | 14 | 1.9 | 1 | 1.5 | 16 | 3.4 |
| Tin | 19## | 900* | | 34 | 910 | 176 | 19 | 6.5 | 917 | 182 |
| Vanadium | 42 | 250* | | 1.1 | 250 | 17 | 42 | 80 | 330 | 97 |
| Zink | 140 | 720 | 350 | 16 | 210 | 58 | 140 | 140 | 350 | 198 |
| PAK | 1 | 40 | | | | | | 1.5 | 40 | |
| Minerale olie | | | | | | | | | | |
| Hexachloor- -benzeen | 0.00028 | 2 | 2 | 0.024 | 2.0 | 0.22 | | 0.0085 | 2.0 | 0.22 |
| Trichloor- fenolen | 0.0004 | 22 | 22 | 0.17 | 22 | 1.9 | | 0.0020 | 22 | 1.9 |
| Tetrachloor fenolen | 0.0003 | 21 | 21 | 0.05 | 21 | 1.0 | | 0.0060 | 21 | 1.0 |
| Penta- chloorfenol | 0.002 | 12 | 12 | 0.16 | 12 | 1.4 | | 3E-04 | 12 | 1.4 |
| Drins(som- drins) | | 0.14 | 0.14 | 0.012 | 0.14 | 0.04 | | 0.015 | 0.14 | 0.040 |
| HCH a | 0.003 | 17 | 17 | 0.31 | 17 | 2.30 | | 0.0010 | 17 | 2.3 |
| HCH b | 0.009 | 1.6 | 13 | 0.011 | 13 | 0.38 | | 0.0020 | 13 | 0.38 |
| HCH y | 0.00005 | 1.2 | 1.2 | 0.001 | 1.2 | 0.035 | | 0.0030 | 1.2 | 0.035 |
| DDT | | 1 | 1 | 0.01 | 1 | 0.10 | | 0.20 | 1.0 | 0.10 |
| DDE | | 1.3 | 1.3 | 0.013 | 1.3 | 0.13 | | 0.10 | 1.3 | 0.13 |
| DDD | | 34 | 34 | 0.021 | 34 | 0.84 | | 0.020 | 34 | 0.84 |
| TBTO | 0.001 | | | 0.003 | 0.48 | 0.04 | | | 0.48 | 0.038 |
| Tetrabutyl- tin | | | | 0.078 | | | | | | |
| Tributyltin | 0.00002 | | | 1.9 | | | | 0.065 | | |
| Trifenylnin (compounds) | | | | 0.33 | 5.1 | 1.30 | | | 5.1 | 1.3 |

* indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging

Door de toegepaste analyseprocedure, met een relatief hoge aantoonbaarheidsgrens, ligt deze gemeten waarde van 4 mg/kg boven de werkelijke achtergrondwaarde van de Nederlandse bodem

Cb Circulaire Streef- en Interventiewaarden (VROM, 2000).

Tabel 5B. Ecologische risicogrenzen (ER_{eco} , MTR) en middenniveau op basis van doorvergiftiging. Het middenniveau is berekend op basis van het geometrische gemiddelde tussen de ER_{eco} en de MTR op basis van doorvergiftiging. Voor het middenniveau voor metalen is daar de AW2000-normwaarden bij opgeteld.

| Stof | EReco bodem [mg/kg] | MTT [mg/kg] | ET [mg/kg] | Geom. gemidd. [mg/kg] | AW2000-norm-waarden [mg/kg] | ER [mg/kg] | Midden niveau [mg/kg] |
|-------------------------|------------------------|----------------|---------------|--------------------------|--------------------------------|---------------|--------------------------|
| Cadmium | 4.5 | 0.1 | 3.7 | 0.6 | 0.6 | 4.3 | 1.2 |
| Koper | 320 | 25 | 284 | 84 | 40 | 324 | 124 |
| Kwik | 4.9 | 0.1 | 4.6 | 0.7 | 0.15 | 4.8 | 0.83 |
| Lood | 550 | 55 | 465 | 160 | 50 | 515 | 210 |
| Zink | 370 | 40 | 230 | 96 | 140 | 370 | 236 |
| DDT | | 0.0035 | 1.1 | 0.062 | | 1.1 | 0.062 |
| aldrin/ dieldin | | 0.011 | 0.53 | 0.076 | | 0.53 | 0.076 |
| Endrin | | 0.0026 | 0.18 | 0.022 | | 0.18 | 0.022 |
| Drins (som drins) | | 0.0053 | 0.31 | 0.041 | | 0.31 | 0.041 |

4.5 Risico's via grond- en oppervlaktewater

In 2005 was in eerste instantie het idee om risico's van uitspoeling en afspoeling naar respectievelijk grondwater en oppervlaktewater mee te nemen als criterium voor het afleiden van referentiewaarden (conform de BGW's). Het idee was om te komen tot het afleiden van *voorlopige* kritische bodemconcentraties in relatie tot ecologische effecten in het grondwater (op basis van normen voor oppervlaktewater) en in relatie tot humane gebruikseisen (op basis van normen voor drinkwater uit het Waterleidingbesluit en op basis van kritische bodemgehalten voor directe consumptie van grondwater als drinkwater, zoals gehanteerd bij de afleiding van de interventiewaarde voor grondwater). De aanpak voor de voorlopige waarden zou zich beperken tot het beschouwen van partitie in de bovengrond, maar niet van transport naar het grondwater. Daarbij is het de vraag of dit met een generiek getal moet en kan worden ingevuld. Door deze beperking kon niet worden voldaan aan de eis dat de orde grootte van de voorlopige referentiewaarden niet sterk zal verschillen van de uiteindelijke definitieve referentiewaarden.

Met het doel om de impact van uitloging van stoffen naar het grondwater op de referentiewaarden in beeld te brengen, is een verkennende analyse van de uitloging gemaakt. Hierbij worden op basis van modelberekeningen met het model-STONE de stoffen geselecteerd, waarbij de referentiewaarden mogelijk zullen moeten worden aangepast in de toekomst op basis van een uitloogcriterium.

Een kwantitatieve uitwerking zal in 2007 aan de orde komen. Beleidsmatig is besloten dit later op te pakken. De procedure voor berekening en de toetsing van grond- en oppervlaktewaterconcentraties moet namelijk worden afgestemd tussen meerdere lopende en afgesloten projecten (bijvoorbeeld Herziening bouwstoffenbesluit, Grond & Bagger en

bepaling van kritische bodembelasting) en wettelijke kaders (bijvoorbeeld Toelating van bestrijdingsmiddelen). Hierbij dient te worden aangesloten bij de discussies over de drempelwaarden voor grondwater, die per 1 januari 2008 in het kader van de EU-Kaderrichtlijn Water en de Docterrichtlijn Grondwater moeten worden vastgesteld. Bescherming van het grondwater wordt dus wel van belang gevonden, maar wordt vooralsnog niet getalsmatig ingevuld. In de discussie wordt op de kwalitatieve analyse ingegaan.

5. Resultaten

5.1 Overzicht

In Bijlage 8 zijn de resultaten per stof en voor sommige stofgroepen weergegeven. Dit betreft een overzicht van de kritische bodemgehalten voor de verschillende categorieën risico's (mens, ecosysteem, landbouw) per vorm van bodemgebruik. Tevens zijn de daarop gebaseerde voorstellen voor referentiewaarden (minimum van alle berekende waarden per vorm van bodemgebruik) gegeven. Beleidsmatig is gesteld dat de ondergrens van alle referentiewaarden wordt bepaald door de AW2000-normwaarden en de bovengrens door de (nieuwe) interventiewaarden.

Het laagste kritische bodemgehalte leidt tot de referentiewaarde voor de betreffende bodemgebruiksvorm. Alle referentiewaarden zijn samengevat in een overzichtelijke tabel (Tabel 6). Beleidsmatig zou eventueel hiervan afgeweken kunnen worden, door het één na laagste kritische bodemgehalte te gebruiken, indien het laagste kritische gehalte in een specifieke situatie niet van belang wordt geacht. Daarvoor dient dan Bijlage 8 geraadpleegd te worden. Omgekeerd geldt hetzelfde. Als het aannemelijk is dat er risico's zijn beneden de referentiewaarde, kan beleidsmatig besloten worden om een strengere waarde voor te stellen.

Tabel 6. Voorstellen voor referentiewaarden voor de geselecteerde stoffen op basis van de beleidsmatig gestelde uitgangspunten en afgeleide kritische bodemgehalten.

| Bodemgebruiksvormen → | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/volkstuinen | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|---------------------------------|----------------|-------------------------------|------------------------|------------------------------------|----------------|--|---|
| Voorstel Referentiewaarde: | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg | mg/kg |
| Antimoon | 15 | 22 | 4.0 (j) | 4.0 (j) | 4.0 (j) | 22 | 22 |
| Arseen | 27 | 27 | 27 | 20 | 20 | 27 | 76 |
| Barium | 550 | 550 | 550 | 190 | 190 | 550 | 920 |
| Beryllium | 1.9 | 1.9 | 1.9 | 1.5 | 1.5 | 1.9 | 30 (b) |
| Cadmium | 3.7 | 3.7 | 1.2 | 0.60 | 0.60 | 1.2 | 4.3 |
| Chroom(III) | 62 | 62 | 62 | 55 | 55 | 62 | 180 |
| Kobalt (i) | 35 | 35 | 35 | 15 | 15 | 35 | 190 |
| Koper | 54 | 54 | 54 | 40 | 40 | 54 | 190 (e) |
| Kwik | 8.4 | 8.4 | 8.4 | 0.15 | 0.15 | 0.83 | 4.8 |
| Lood | 210 | 210 | 70 (a) | 50 | 50 | 210 | 530 (h) |
| Molybdeen | 88 | 88 | 54 | 1.5 | 1.5 | 88 | 190 |
| Nikkel | 34 | 34 | 34 | 30 | 30 | 34 | 95 |
| Seleen | 4.7 | 4.7 | 4.7 | 4.0 | 4.0 | 4.7 | 9.0 (b) |
| Thallium | 3.4 | 3.4 | 3.4 | 1.5 | 1.5 | 3.4 | 16 |
| Tin | 180 | 180 | 180 | 6.5 | 6.5 | 180 | 900 (b) |
| Vanadium | 97 | 97 | 97 | 80 | 80 | 97 | 250 (b) |
| Zink | 200 | 200 | 200 | 140 | 140 | 200 | 720 (f) |
| PAK's (som 10) | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 40 |
| minerale olie | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 500 |
| Hexa-Chloorbenzeen | 0.027 | 0.22 | 0.0085 | 0.0085 | 0.0085 | 0.22 | 1.4 |
| Trichloorfenolen (g) | 1.9 (g) | 1.9 (g) | 1.9 | 0.0015 | 0.0015 | 1.9 (g) | 22 |
| Tetrachloorfenolen | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0060 | 0.0060 | 1.0 | 21 |
| Pentachloorfenol | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 0.00030 | 0.00030 | 1.4 | 12 |
| Drins (som) | 0.040 | 0.040 | 0.040 | 0.015 | 0.015 | 0.040 | 0.14 |
| HCHα | 2.3 | 2.3 | 2.3 | 0.0010 | 0.0010 | 2.3 | 17 |
| HCHβ | 0.38 | 0.38 | 0.19 | 0.0020 | 0.0020 | 0.38 | 1.6 |
| HCHγ | 0.04 | 0.04 | 0.04 | 0.0030 | 0.0030 | 0.040 | 1.2 |
| DDT | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 1.0 |
| DDE | 0.13 | 0.13 | 0.13 | 0.10 | 0.10 | 0.13 | 1.3 |
| DDD | 0.84 | 0.84 | 0.84 | 0.020 | 0.020 | 0.84 | 34 |
| TBTO | 0.038 | 0.038 | 0.038 | <i>(c)</i> | <i>(c)</i> | 0.038 | 0.48 |
| Tetrabutyltin | <i>(d)</i> | <i>(d)</i> | <i>(d)</i> | <i>(d)</i> | <i>(d)</i> | <i>(d)</i> | <i>(d)</i> |
| Trifenyyltin (compounds) | 1.3 | 1.3 | 1.3 | <i>(c)</i> | <i>(c)</i> | 1.3 | 2.5(k) |
| Tributyltin | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 |

Noten:

(a) 70 mg/kg is gebaseerd op notitie briefrapport Lijzen et. al., juli 2006.

(b) De huidige IW is een indicatief niveau van ernstige verontreiniging, dit is van toepassing op Seleen, Tin, Beryllium en Vanadium.

(c) Hier is geen AW2000-normwaarde beschikbaar.

(d) Geen gegevens beschikbaar.

(e) Dit is een beleidsmatige keuze om voor de referentiewaarde voor koper voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie 190 mg/kg te nemen.

(f) Dit is een beleidsmatige keuze om voor Zink voor de referentiewaarde Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie 720 mg/kg te nemen.

(g) Voor Trichloorfenol is beleidsmatig besloten om voor de bodemgebruiksvormen 1,2,6 op de AW2000-normwaarde van 0,0015 mg/kg te normeren.

(h) Dit is een beleidsmatige keuze om voor de referentiewaarde van de bodemgebruiksvorm Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie 530 mg/kg te normeren.

(i) Kobalt. De humane risicogrens worden niet meegenomen, vanwege relatief grote onzekerheid van de gewasopname.

(j) Door de toegepaste analyseprocedure van antimoon, voor de bepaling van de 95 ste percentiel van de meetwaarden van AW2000 met een relatief hoge aantoonbaarheidsgrens, ligt deze gemeten waarde van 4 mg/kg boven de werkelijke achtergrondwaarde van de Nederlandse bodem.

(k) Dit is de IW van de totaal gesommeerde concentratie aangetroffen organotin verbindingen.

5.2 Toelichting per stof

5.2.1 Metalen

Antimoon

De referentiewaarden voor Wonen met tuin en Moestuinen/volkstuinen zijn humaan bepaald resp. 15 en 1,3 mg/kg. De waarde van Moestuinen/ volkstuinen wordt op de 4 mg/kg gesteld; dit is het voorstel voor de herziene achtergrondwaarde, de AW2000-normwaarde is de ondergrens voor de referentiewaarde. De interventiewaarde bodem voor antimoon is herberekend en voor de bodemgebruiksvormen. Plaatsen waar kinderen spelen, Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken), Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie op 22 mg/kg gesteld.

Door de toegepaste analyseprocedure van antimoon, voor de bepaling van de AW2000-waarde met een relatief hoge aantoonbaarheidsgrens, ligt deze gemeten waarde van 4 mg/kg boven de werkelijke achtergrondwaarde van de Nederlandse bodem.

Arseen, Barium, Chroom, Kobalt, Nikkel, Seleen en Thallium

Voor deze stoffen is de referentiewaarde voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen door de ecologisch bodemkwaliteitscriteria bepaald. Behalve Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen.

Beryllium

Voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie wordt de IWbodem als referentiewaarde aangehouden. De referentiewaarde wordt bepaald door de ecologische risico's generiek, van organismen, ecologische processen, planten, kringlopen en LSF, deze waarde is 31 mg/kg en hoger dan de IWbodem van 30 mg/kg. Dit is wel een indicatief bepaalde IW.

Cadmium

De referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen zijn door de ecologisch bodemkwaliteitscriteria bepaald. Voor Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) en Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie is doorvergiftiging van sleutel- en doelsoorten bepalend voor de referentiewaarde.

Behalve Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen.

Kobalt

De humane referentiewaarden worden niet meegenomen vanwege relatief grote onzekerheid van de gewasopname.

Kwik

Voor deze stof is de referentiewaarde voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie lager dan de bodemgebruiksvormen Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen, Moestuinen/volkstuinen. Dit komt doordat de referentiewaarde voor de bodemgebruiksvorm Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen, Moestuinen/volkstuinen bepaald is door de ecologisch bodemkwaliteitscriteria generiek met een waarde van 8,4 mg/kg. Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken), Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie wordt door het ecologisch criterium doorvergiftiging bepaald en is resp. 0,83 en 4,8 mg/kg. Voor Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen.

Koper

De referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen zijn ecologisch bepaald. Uitgezonderd Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur, hiervoor is beleidsmatig de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen.

Echter voor Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie is een beleidsmatige keuze gemaakt om voor de referentiewaarde niet de ecologische bodemkwaliteitscriteria bepaalde waarde van 100 mg/kg te kiezen voor koper maar de huidige bodeminterventiewaarde van 190 mg/kg.

Lood

De referentiewaarde bodem voor Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen, Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken), en Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie worden met de bodemkwaliteitscriteria ecologische risico's bepaald. De referentiewaarde voor Moestuinen/ volkstuinen is bepaald door bodemkwaliteitscriteria humane risico's.

Voor de referentiewaarde voor Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur is beleidsmatig de AW2000-normwaarde gekozen.

Gezien de kleine verschillen in doorvergiftiging (510 mg/kg) en de IW voor lood bij de bodemgebruiksvorm 'Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' is beleidsmatig de referentiewaarde op 530 mg/kg gesteld.

Molybdeen

De referentiewaarde bodem voor Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen, Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken), en Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie worden door de bodemkwaliteitscriteria ecologische risico's bepaald.

De referentiewaarde voor Moestuinen/volkstuinen is bepaald door bodemkwaliteitscriteria humane risico's .

Voor de referentiewaarde voor Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur is beleidsmatig de AW2000-normwaarde gekozen.

Voor een aantal metalen konden geen ecologische risico's voor doorvergiftiging berekend worden, omdat hiervoor geen data beschikbaar zijn. Er zou een literatuuronderzoek gedaan moeten worden naar de grootte van de ecologische risico's van doorvergiftiging van sleutel- en doelsoorten voor de volgende metalen:

- Antimoon
- Barium
- Beryllium
- Kobalt
- Molybdeen
- Seleen (b)
- Thallium
- Tin
- Vanadium

Seleen

De IW is gesteld op een indicatief niveau van ernstige bodemverontreiniging van 100 mg/kg. De risicogrenzen liggen aanzienlijk lager. Hierom is besloten om seleen niet te normeren.

Tin

De referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen zijn ecologisch bepaald. Dat geldt niet voor Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur. Hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen.

Vanadium.

De referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen zijn ecologisch bepaald.

Dat geldt niet voor Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur. Hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen.

Echter voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie wordt de referentiewaarde door de ecologische bodemkwaliteitscriteria bepaald, maar wordt een beleidsmatige keuze gemaakt door de waarde af te toppen naar IW van 250 mg/kg.

Zink

De referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen zijn ecologisch bepaald. Uitgezonderd Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur. Hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen.

Echter voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie is een beleidsmatige keuze gemaakt om voor de referentiewaarde niet de door ecologische bodemkwaliteitscriteria bepaalde waarde van 350 mg/kg te kiezen, maar de beleidsmatig gekozen huidige bodeminterventiewaarde van 720 mg/kg.

5.2.2 PAK's (som10)

De AW2000-normwaarden is de ondergrens voor de referentiewaarden van alle bodemgebruiksvormen. Hierdoor is voor zes van de zeven bodemgebruiksvormen de referentiewaarde voor bodem 1,5 mg/kg. Terwijl de door de ecologische bodemkwaliteitscriteria bepaalde waarde 1 mg/kg is; dit is de eco-somwaarde volgens TU-benadering. Binnen de ecologische bodemkwaliteitscriteria is doorvergiftiging waarschijnlijk niet kritischer dan directe toxiciteit (Lijzen et al., 2002). Voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie is beleidsmatig besloten de interventiewaarde voorlopig op 40 mg/kg te handhaven.

Beleidsmatig is tevens besloten om ecologische risico's in stedelijk gebied niet op het niveau 1,5 mg/kg mee te nemen. Er is uitgeweken naar de indicatieve humane somwaarde voor PAK van 6,8 mg/kg (zie Bijlage 7). Een lokatiespecifieke bepaling van het risico heeft echter de voorkeur.

Evaluatie op basis van ecologische risico's is voorzien in 2007.

5.2.3 Minerale olie

Minerale olie is gebaseerd op de AW2000-normwaarden voor zes van de zeven bodemgebruiksvormen. Voor de risicobenadering heeft een fractiebenadering de voorkeur. Beleidsmatig is besloten dit nog niet te implementeren, maar het voornemen bestaat dit in de nabije toekomst wel te doen.

5.2.4 Chloorbenzenen en Chloorfenolen

Voor Tri-, Tetra- en Pentachloorbenzeen worden geen referentiewaarden bepaald vanwege hun vluchtigheid.

Hexachlorobenzeen. Voor Wonen met tuin, Moestuinen/ volkstuinten en Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie wordt de referentiewaarde bodem bepaald door de humane risico's van de bodemkwaliteitscriteria. De waarde van Moestuinen/volkstuinen ligt zelfs nog lager dan de AW2000-normwaarde: resp. 0,0051 mg/kg en 0,0085 mg/kg. Plaatsen waar kinderen spelen en Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) worden door de ecologische risico's van de bodemkwaliteitscriteria bepaald. Voor Landbouw (zonder boerderij en erf) is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen. Voor de andere chloorbenzenen is een voorstel voor een referentiewaarde in de Bijlage 8 opgenomen.

Chloorfenolen (som) . Er is niet voor een somwaarde voor de Chloorfenolen gekozen. Voor Trichloorfenol, Tetrachloorfenol en Pentachloorfenol zijn de referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen ecologisch bepaald. Uitgezonderd Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur. Hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen. Voor Trichloorfenol is beleidsmatig besloten om geen referentiewaarde af te leiden, gezien de relatieve mobiliteit van de stof. Daarom wordt voor de bodemgebruiksvormen Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen en Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) AW2000-normwaarde van 0,0015 mg/kg te normeren. Dit is in de Ministeriële regeling opgenomen.

5.2.5 Pesticiden

Drins

Drins (som drins), Aldrin, Dieldrin, Endrin

Voor de Drins zijn de referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen ecologisch bepaald. Voor Aldrin , Dieldrin en Endrin speelt doorvergiftiging een rol bij de bodemgebruiksvorm Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken).

Voor Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarden gekozen.

5.2.6 HCH's

Voor α -HCH en γ -HCH zijn de referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen ecologisch bepaald. Uitgezonderd Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur. Hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarden gekozen.

De referentiewaarde voor β -HCH is bij de bodemgebruiksvormen Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen en Groen met natuurwaarde (sport, recreatie en stadsparken) ecologisch bepaald. De referentiewaarde voor β -HCH bij bodemgebruiksvorm Moestuin/volkstuin is 0,19 mg/kg en humaan bepaald. De referentiewaarde voor β -HCH bij bodemgebruik Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie wordt de op basis van humane argumenten herziene IW 1,6 mg/kg voorgesteld. Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur. Hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarden gekozen.

5.2.7 DDT, DDE, DDD

DDT

De AW2000-normwaarden zijn voor zes van de zeven bodemgebruiksvormen de ondergrens voor de referentiewaarden. Hierdoor is referentiewaarde voor bodem 0,2 mg/kg. Terwijl de door de ecologische bodemkwaliteitscriteria bepaalde waarde 0,1 mg/kg is. Voor Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie is de referentiewaarde door de ecologische

bodemkwaliteitscriteria bepaald.

DDE en DDD

De referentiewaarden voor vijf van de zeven verschillende bodemgebruiksvormen zijn ecologisch bepaald. Uitgezonderd Landbouw (zonder boerderij en erf). Hiervoor is beleidsmatig voor de referentiewaarde de AW2000-normwaarde gekozen.

5.2.8 Organotinverbindingen

De gegevens van deze stoffen zijn versnipperd en onvolledig. De tabellen geven een overzicht van de beschikbare risicogrenzen en gemeten achtergrondwaarden. In 2007 zullen daarom voor organotinverbindingen de risicogrenzen worden geëvalueerd. Voorafgaand aan een betere risico-onderbouwing per stof zijn beleidsmatig referentiewaarden vastgesteld voor organotin als geheel. Dit was vooral nodig omdat uit AW2000 is gebleken dat het 95^{ste} van de waargenomen 'achtergrondgehalten' op het niveau van de interventiewaarde ligt. Voor Moestuinen, Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur is de P95 percentiel van de meetwaarden van alle organotin uit AW 2000 gehanteerd van 0.15 mg/kg. Voor Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen en Groen met natuurwaarden is een waarde gesteld van 0,5 mg/kg als een soort gemiddelde van het ecologische middenniveau voor TBTO en trifenylytin. Voor industrie is voorlopig de reeds bestaande interventiewaarde van 2,5 mg/kg gehanteerd.

Voor tetrabutyltin zijn geen gegevens beschikbaar.

Tributyltin. De huidige streefwaarde zit ver onder de AW2000-normwaarde, resp. 0,00002 mg/kg en 0,065 mg/kg.

Trifenylytin (compounds)

Voor trifenylytin (stofniveau) en trifenylytin (compounds) is geen AW2000-normwaarde en IW beschikbaar. Voor Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur kan door de afwezigheid van een AW-2000 normwaarde geen referentiewaarde worden voorgesteld. Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen, Moestuinen en volkstuinen en Groen met natuurwaarden wordt door de ecologische bodemkwaliteitscriteria bepaald, de waarde hiervoor is 1,3 mg/kg. Voor Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie zou volgens de systematiek de referentiewaarde 5,1 mg/kg zijn deze waarde is echter hoger dan de IW voor de totaal aangetroffen concentratie organotinverbindingen van 2,5 mg/kg. Op individueel stofniveau is geen referentiewaarde vastgesteld.

Voor TBTO is geen AW2000-normwaarde beschikbaar. Voor Landbouw (zonder boerderij en erf) en Natuur kan daarom geen referentiewaarde worden voorgesteld. Voor de andere vijf bodemgebruiksvormen zijn de ecologische bodemkwaliteitscriteria bepalend.

5.3 Mogelijkheden voor somwaarden

In 2005 is ten behoeve van NOBO een notitie verschenen over de mogelijkheden voor

somwaarden voor PAK, DDT en Drins. De resultaten van die notitie zijn in deze paragraaf opgenomen, aangevuld met de stofgroepen HCH, chloorbenzenen en chloorfenolen. Alle ecologische data zijn afkomstig uit Verbruggen et al. (2001) en alle humaan-toxicologische gegevens en kritische bodemgehalten zijn gebaseerd op Baars et al., 2001 en Lijzen et al., 2001. Deze notitie was intern-RIVM afgestemd, maar niet extern afgestemd (met de wetenschappelijk klankbord INS). Het voorstel voor deze stoffen sluit grotendeels aan bij hetgeen ten behoeve van de voorstellen voor interventiewaarden is beschreven (Lijzen et al., 2001). Dit geldt dus voor het ER-niveau ('HC50-niveau'); voor het middenniveau is dezelfde methodiek toegepast. De kritische bodemgehalten voor de mens liggen voor vrijwel alle stoffen hoger dan voor de ecologie.

5.3.1 Somwaarde voor PAK (10 PAK van VROM)

In Bijlage 7 zijn de mogelijkheden voor somwaarden uitvoerig omschreven. Samenvattend kan gesteld worden dat bij voorkeur de Toxic Unit (TU)-benadering gevolgd moet worden. Wel wordt het verantwoord gevonden op basis van de toepassing van de Toxic Unit-benadering en de dataset over PAK-profielen uit de AW2000-normwaarden, een som-PAK voor de 10 PAK van VROM voor te stellen van 1 mg/kg voor het middenniveau en van 0,1 mg/kg op het MTR-niveau. Op basis van het gekozen humane risiconiveau (10^{-6} levenslang) ligt de somwaarde met genoemd profiel hoger (6,8 mg/kg voor Wonen met tuin), maar in feite buiten het concentratiebereik waarvoor somwaarden kunnen worden afgeleid. Deze waarden kunnen alleen worden gebruikt in het lage concentratiebereik tot 1 mg/kg wanneer er geen gegevens over de individuele PAK beschikbaar zijn. Voor het hogere concentratiebereik moet met locatiespecifieke PAK-profielen een beoordeling worden uitgevoerd of somwaarden voor PAK-mengsels worden afgeleid. De som-PAK op het ER_{eco}-niveau van 7,6 mg/kg bij de gehanteerde methode, heeft een te grote onzekerheid. Voor dit soort locaties zal via de Toxic Unit-benadering per locatie het ecologisch risico bepaald moeten worden.

5.3.2 Somwaarde voor DDT, DDE, DDD

Aangezien er aanwijzingen zijn dat deze stoffen een ander werkingsmechanisme hebben, is vanuit de wetenschap in 2001 geen voorstel gedaan voor een somwaarde. Voor DDT, DDE en DDD biedt de somwaarde geen meerwaarde ten opzichte van afzonderlijke normering. Indien het toch beleidsmatig gewenst is voor DDT en DDE een somwaarde te stellen, kan dit op basis van het geometrisch gemiddelde van beide (ER-niveau 1,1 mg/kg; middenniveau 0,11 mg/kg, zie Tabel 7); dit gezien het kleine verschil tussen beide waarden. Beleidsmatig is gekozen voor individuele waarden.

5.3.3 Somwaarde voor drins

Voor aldrin en dieldrin geldt al een somwaarde op ER-niveau (0,22 mg/kg); voor alle drins samen is voorgesteld een somwaarde op het ER-niveau te hanteren van 0,14 mg/kg (geometrisch gemiddelde) en voor het ecologische middenniveau van 0,04 mg/kg. Dit komt door de lagere waarde van endrin. Wetenschappelijk heeft het de voorkeur beide apart te

houden en de Toxic Unit-benadering te volgen. Beleidsmatig is besloten een somwaarde te hanteren.

5.3.4 Somwaarde voor HCH

Voor HCH's wordt geen somwaarde voorgesteld omdat zowel ecologische (alfa-HCH en gamma-HCH) als humaan-toxicologische risico's (beta-HCH) het kritische bodemgehalte bepalen. Wetenschappelijk heeft het ook de voorkeur ze apart te houden en de Toxic Unit-benadering per eindpunt te volgen. Vanuit de ecologische risico's bezien zou eventueel een somwaarde kunnen worden gesteld. Beleidsmatig worden de individuele waarden per stof gehanteerd.

Tabel 7. Ecologische somwaarde voor PAK en drins (op ER- niveau reeds gepresenteerd bij afleiding interventiewaarden in Lijzen et al. (2001); zie ook Bijlage 7 voor PAK).

| Criterion | Som-PAK [mg/kg] |
|-----------------------------|------------------------|
| 'MTR-niveau' | 0.094 |
| 'middenniveau' | 0.98 |
| 'ER _{eco} -niveau' | 7.4* |

| Criterion | Som-Aldrin, dieldrin, endrin [mg/kg] |
|-----------------------------|--|
| 'MTR-niveau' | - |
| 'middenniveau' | 0.04 (0.1 voor aldrin+dieldrin; 0,01 voor endrin) |
| 'ER _{eco} -niveau' | 0.14 (0.22 voor aldrin+dieldrin; 0,1 voor endrin) |

| Criterion | Som-DDT, DDE [mg/kg] |
|-----------------------------|-----------------------------|
| 'MTR-niveau' | - |
| 'middenniveau' | 0.11 |
| 'ER _{eco} -niveau' | 1.1 |

6. Discussie en conclusie

6.1 Algemeen

Om tot een complete lijst met referentiewaarden te komen is uitgegaan van de procedure welke ten grondslag lag aan de afleiding van de BGW's (Bodemgebruikswaarden). Het principe van deze procedure is nog steeds van toepassing. Het maakt de positie van beleidsmatige keuzen zichtbaar. Net als in eerder (brief)rapportages kunnen een aantal zwakke plekken worden aangewezen:

- o De berekende referentiewaarden zijn wat betreft humane en algemene ecologische risico's grotendeels compatibel met de rekenmodules uit de Evaluatie van de eerste tranche interventiewaarden. Dezelfde toxicologische kritische bodemgehalten zijn gebruikt. Wat betreft de humane blootstellingsmodellering zijn nog enige verbeteringen mogelijk (opname organische stoffen in planten, blootstelling aan stof binnenshuis).
- o Door de werkgroep NOBO zijn beleidsmatige keuzen gemaakt voor specifieke ecologische risiconiveaus als basis voor de referentiewaarden. Deze risiconiveaus zijn slechts ten dele vergelijkbaar met de risiconiveaus uit het 'oude' normenstelsel. Er is gekozen voor een niveau tussen de interventiewaarde en de MTR, ook wel aangeduid met 'middenniveau' of 'HC20-niveau'. Aan deze waarde is geen inhoudelijke betekenis te koppelen. Tevens is de 'achtergrondwaarde' op basis van de P95^{ste} percentiel van de meetwaarden van AW2000, de AW2000-normwaarden, voorgesteld als een ecologisch risiconiveau bij de nieuwe indeling van bodemgebruiksvormen.
- o De wens om voor een groot aantal stoffen referentiewaarden af te leiden op basis van bestaande risiconiveaus, heeft als logische consequentie dat de onderliggende afleidingen in termen van methodieken en gegevensbronnen soms niet vergelijkbaar zijn. Het kan dus zijn dat ondanks het feit dat hetzelfde criterium werd toegepast, de referentiewaarden een verschillende oorsprong hebben en strikt genomen niet goed naast elkaar gebruikt kunnen worden. Dit geldt bijvoorbeeld voor risicogrenzen voor stoffen die wel geëvalueerd zijn in 2001 en voor stoffen van eerdere datum (tweede tot en met de vierde tranche).
- o Een aantal referentiewaarden zou in theorie beneden de AW2000-normwaarden uit kunnen komen. Beleidsmatig is bepaald dat in dat geval de referentiewaarde bepaald wordt door de AW2000-normwaarden (ondergrens). In de tabel met resultaten en de gepresenteerde tabellen in Bijlage 8 is dit doorgevoerd. Voor een enkele referentiewaarde (bijvoorbeeld vanadium) zou de referentiewaarde boven het interventiewaardeniveau (indicatief niveau voor V) uit kunnen komen. In dat geval wordt de referentiewaarde bepaald door de interventiewaarde. Voor vanadium is bij de interventiewaarde geen rekening gehouden met de achtergrond, vanwege het destijds ontbreken van een geldige Cb-waarde.
- o Er dient discussie te worden gevoerd over de (onzekerheden bij) toepassing van

(natuurlijke) achtergrondgehalten in de toegevoegd risicobenadering. In de rapportage van Spijker et al. (2007) worden aanknopingspunten gegeven over de manier hoe met (natuurlijke) achtergrondgehalten omgegaan zou moeten worden. Het vervolg hiervan kan tot aangepaste voorstellen leiden in combinatie met een nieuwe methode voor de bodemtypecorrectie.

- o De referentiewaarden voor lood zijn voorlopig ingevuld op basis van de beschikbare gegevens medio 2006. In een advies is aangegeven dat op basis van het 80%-percentiel van de relatieve biobeschikbaarheid op enkele tientallen locaties in Nederland (Lijzen et al., 2006). Daarbij werd ook betrokken dat kinderen een deel van de tijd gevoed en een deel nuchter zullen zijn. Dit leidde tot een voorlopige relatieve biobeschikbaarheid van 0,74. In 2007 zal een grootschalig onderzoek worden gedaan naar de relatieve biobeschikbaarheid in stedelijke ophooglagen; dit zal vermoedelijk aanleiding geven tot aanpassing in de (gebiedsspecifieke) risicobeoordeling.

6.2 Toetsing aan potentie voor uitloging naar grondwater

Zoals in paragraaf 4.5 is aangegeven zal toetsing van uitloging naar het grondwater nog uitgevoerd worden. Een procedure hiervoor moet nog ontwikkeld worden, rekening houdend met meerdere beleidskaders. Beleidsmatig wordt het van belang gevonden dat op het niveau van de referentiewaarden geen verontreiniging van het grondwater zal optreden. Er zijn (nog) geen beleidsmatige randvoorwaarden meegegeven om dit te toetsen. Daarom wordt in deze paragraaf kwalitatief ingegaan op de kans dat op het niveau van de referentiewaarden in de bovengrond het bovenste grondwater wordt beïnvloed boven een bepaald kritisch niveau (bijvoorbeeld MTT, maximaal toelaatbaar risiconiveau of streefwaarden ondiep grondwater). Op basis van verkennende berekeningen (zie Bijlage 9) wordt duidelijk dat vooral bij verontreiniging op niveau van de referentiewaarde Industrie er voor veel stoffen een potentie voor uitloging naar het grondwater lijkt te zijn, die uitkomt boven de streefwaarden voor ondiep grondwater en de MTT-grondwater. Dit is op basis van stationaire berekeningen (stap 1). Op basis van dynamische berekeningen (stap 2) voor koper, lood, nikkel, zink en cadmium kan geconcludeerd worden dat bij de referentiewaarde Industrie voor deze metalen, behalve lood, overschrijdingen van de beide grondwatercriteria optreden bij zand en veen (bij grondwaterstanden tussen 0,6 en 5 meter). Voor klei is er geen overschrijding binnen 100 jaar. Voor de referentiewaarde Achtergrondgehalte (voor natuur, landbouw en moestuinen) zijn er bij kleibodems ook geen overschrijdingen te verwachten en bij zand- en veenbodems alleen voor zink en nikkel bij een deel van de bodems. Voor een toelichting zie Bijlage 9. Het gebruik van dynamische berekeningen is daarmee en waardevolle aanvulling op de stationaire berekening.

Deze verkennende analyse is voldoende aanleiding specifiek en gebiedsgericht naar de potentie voor uitloging naar het grondwater te kijken. Het werkelijk optreden blijkt sterk gebiedsafhankelijk te zijn en afhankelijk van de toegepaste grond te zijn.

6.3 Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat voor de meeste stoffen een onderbouwing op basis van risico's kan worden gegeven die consistent is met de onderbouwing van andere normen in het bodembeleid. De onzekerheden in het generieke kader werken in gelijke mate door in de waarden in deze rapportage. Ook voor andere stoffen dan hier gepresenteerd is dit in principe mogelijk, maar daarbij is het wel gewenst op de kwaliteit van de onderliggende gegevens te letten en deze zo nodig te verbeteren.

De hoogte van de uiteindelijke afgeleide Referentiewaarde werd in belangrijk mate bepaald door de beleidsmatige randvoorwaarden en keuzen. Dit was in feite onderdeel van de werkwijze waarin gebruikseisen per bodemgebruik (bodemfunctie) aangegeven werden. Deze beleidsmatige randvoorwaarden en keuzen werden in opdracht van de werkgroep NOBO in dit rapport toegepast voor de afleiding van de referentiewaarden. De wetenschappelijke onderbouwing van de inhoudelijke elementen sluit voor een groot deel aan bij de eerdere onderbouwing van risicogrenzen. In die gevallen is in deze rapportage ook verwezen naar die eerder onderbouwing.

Literatuur

- Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., Van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L., Zeilmaker, M.J. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Rapport 711701025, RIVM, Bilthoven. 297 pp.
- Berg, R. van den, Bockting, G.J.M., Crommentuijn, G.H., Janssen, P.J.C.M. (1994). Proposals for intervention values for soil clean-up: Second series of compounds. Rapport 715810004, RIVM, Bilthoven.
- Bierkens, J., Cornelis (In voorbereiding). Opstellen van gebruiksafhankelijke waarden voor bodemingestie. (ontwerprapport versie 5, feb 2006)
- Bockting, G.J.M., Swartjes F.A., Koolenbrander J.G.M., Berg R. van den. (1994). Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van vergunningsaanvragen. Rapport 715810001, RIVM, Bilthoven.
- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., Van den Hoop, M., Van Leeuwen, K., Van de Plassche, E. (2000a). Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. *Journal of Environmental Management*, 60(2): 121-143.
- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van Leeuwen, K., Van de Plassche, E. (2000b). Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *Journal of Environmental Management*, 58(4): 297-312.
- Edelman, Th., (1984). Achtergrondgehalten van stoffen in de bodem. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- Hoop, M.A.G.T. van den (1995) Literatuurstudie naar achtergrondgehalten van zware metalen en arseen in bodem, sediment, oppervlaktewater en grondwater. Rapport 719101019, RIVM, Bilthoven.
- IPO-VNG-DGM (1999). Afwegingsproces saneringsdoelstelling; Van Trechter naar Zeef. Opgesteld door Kernteam A, vastgesteld door Bever-Regiegroep. Redactie: Th. Edelman en W. Kooper. Bunnik.
- Koolenbrander, J.G.M. (1995). Urgentie van bodemsanering - de handleiding. Tauw Milieu bv, SDU Uitgeverij, Den Haag.
- Kreule, P., Berg, R. van den, Waitz, M.F.W. & Swartjes, F.A. (1995). Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds. Rapport 715810010, RIVM, Bilthoven.
- Kreule, P, F.A. Swartjes. (1998). Proposals for Intervention Values for soil and groundwater, including the calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds. Rapport 711701005, RIVM, Bilthoven.
- LAC-sigitaalwaarden. (1986). Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen. Ministerie van LNV.
- LAC-sigitaalwaarden. (1991). Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen. Ministerie van LNV.

- Lamé, F.P.J., Nieuwenhuis, R.H. (2006). Beleidsmatig vervolg AW2000. Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de bijbehorende toetsingsregel. 2006-U-R0044/A. 2006. TNO Bouw en Ondergrond.
- Lamé, F.P.J., Brus, D.J., Nieuwenhuis, R.H. (2004). Achtergrondwaarden 2000. Hoofdrapport fase 1. NITG 04-242-A. 2004. TNO.
- Lijzen, J.P.A., F.A. Swartjes, P. Otte en W.J. Willems. (1999). BodemGebruiksWaarden. Methodiek en uitwerking. Rapport 711701 016, RIVM, Bilthoven. 41 pp.
- Lijzen, J.P.A., Mesman, M., Aldenberg, T., Mulder, C.D., Otte, P.F., Posthumus, R., Roex, E., Swartjes, F.A., Versluijs, C.W., Van Vlaardingen, P.L.A. Van Wezel A.P., Van Wijnen, H.J. (2000). Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden. Rapport 711701029. RIVM, Bilthoven. 171 pp.
- Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J, Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J, Van Wezel, A.P. (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. Report 711701023, RIVM, Bilthoven. 147 pp.
- Lijzen JPA, Mesman M, Aldenberg T, Mulder CT, Otte PF, Posthumus R, Roex E, Swartjes FA , Versluijs CW, Van Vlaardingen PLA, Van Wezel AP, Van Wijnen HJ. (2002). Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden. Rapport. 711701029, RIVM, Bilthoven. 171 pp.
- Lijzen, J.P.A., A.G. Oomen, A.J. Baars, F.A. Swartjes en P.F. Otte (2006). Risicogrenzen voor lood in de bodem. Consequenties van orale biobeschikbaarheid op generieke humane risicobeoordeling. Briefrapport 214/06 LERJL/md, juli 2006).
- Lijzen, J.P.A., W. De Vries, P.F.A.M. Romkens, J.C. Voogd, M. Rutgers, F.A. Swartjes. Voorstel voor "voorlopige landelijke Referentiewaarden" en "voorlopige Geschiktheidsgrenzen Landbouw" RIVM/Alterra, briefrapport 138/06/LER/JL, 26 april 2006.
- Lijzen, J.P.A., Oomen, A.G., Baars, A.J., Swartjes, F.A., Otte, P.F. (2006) Risicogrenzen voor lood in de bodem. Consequenties van orale biobeschikbaarheid op generieke humane risicobeoordeling (Briefrapport 214/06 LERJL/md, 7 juli 2006). RIVM, Bilthoven.
- Oomen, A. G., Lijzen, J.P.A. (2004). Relevancy of human exposure via house dust to the contaminants lead and asbestos. Report 711701037. RIVM, Bilthoven.
- Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Otte, J.G., Swartjes, F.A., Versluijs, C.W. (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. Rapport 711701021, RIVM, Bilthoven.
- Sheppard, S.C. (1995). Parameter values to model the soil ingestion pathway. Environmental Monitoring and Assessment 34: 27-44.
- Spijker, J., Van Vlaardingen, P. (2007). Implicaties van voorgestelde bodemnormwaarden uit 'Achtergrondwaarden 2000' in relatie tot risico's . Rapport 711701052. RIVM, Bilthoven.
- Spijker, J., (2005). Geochemical patterns in the soils of Zeeland. PhD-thesis Urecht University, Nederlands Geografische Studies 330, Utrecht, 205 pp.

- Struijs, J., Van de Meent, D., Peijnenburg, W.J.G.M., Van den Hoop, M.A.G.T., Crommentuijn, T. (1997). Added risk approach to derive maximum permissible concentrations for heavy metals: how to take natural background levels into account. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37(2): 112-118.
- Swartjes, F.A., Dirven-Van Breemen, E.M., Otte, P.F., Van Beelen, P., Rikken, M.G.J., Tuinstra, J., Spijker, J., Lijzen, J.P.A. (2007). Towards a protocol for the site-specific human health risk assessment for consumption of vegetables from contaminated sites. Rapport 711701040, RIVM, Bilthoven.
- TCB (2006). Advies Prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid. Den Haag, 20 januari 2006
- TCB (2006b). Advies diverse onderwerpen uitwerking Besluit bodemkwaliteit (TCB S53, 2006). Den Haag.
- US-EPA (1994) IEUBK. Guidance Manual for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children. EPA/540/R-93/081; Washington: U.S. Environmental Protection Agency.
- US-EPA (1997). Exposure Factors Handbook, National Centre for Environmental Assessment. Office of Research and Development.
- Veer, G van der. (2006). Geochemical soil survey of the Netherlands. Atlas of major and trace elements in topsoil and parent material; assessment of natural and anthropogenic enrichment factors. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap.
- Verbruggen, E.M.J., Posthumus, R., Van Wezel, A.P. (2001). Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Report 711701020. RIVM, Bilthoven
- VROM, (1999). Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan de Rijn.
- VROM, (2000). Circulaire Streefwaarden en Interventiewaarden bodemsanering, 4 februari 2000, nr DBO/19999226863 Directoraat-Generaal Milieubeheer Directie Bodem.
- VROM, (2006a). Ontwerp-besluit houdende regels inzake bescherming van de bodem. Staatscourant 31 maart 2006, nr65/ pag. 15.
- VROM, (2006b). Concept-voorontwerp van de Regeling bodemkwaliteit (versie 5.0, 15 september 2006).
- VROM (in voorbereiding). Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling; Beleidsmatige keuzes en onderbouwing voor de bodemnormen in 2005 en 2006 (ed. Wezenbeek). Den Haag.
- Waterleidingbesluit, 2001 (1960-2001). Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het Waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. Staatsblad 2001 (31).
- Wegener-Sleeswijk, A., Klein, R. (1993). Locaties voor volkstuinten: een toetsingskader. CML report 102, 1993.
- Wezel, A. van, De Vries, W., Beek, M., Otte, P., Lijzen, J., Mesman, M., Van Vlaardingen, P., Tuinstra, J., Van Elswijk, M., Römken, P., Bonten, L. (2003). Bodemgebruikswaarden voor Landbouw, natuur en waterbodem. Technisch

wetenschappelijke afleiding van getalswaarden. Rapport 711701 031, RIVM, Bilthoven.
Wilde, P.G.M. de, Keijzer, J., Janssen, G.L.J., Aalbers, Th.G., Zevenbergen, C. (1992).
Beoordeling van gereinigde grond: I Uitloogkarakteristieken en chemische samenstelling
van referentiegronden. Rapport 216402001, RIVM, Bilthoven.

Lijst met afkortingen

| | |
|-------------|---|
| AW | Achtergrond Waarden |
| BCF | Bioconcentratiefactor |
| BGW | Bodemgebruikswaarden |
| BIW | Bodemingestiewaarde |
| BKK | Bodemkwaliteitskaarten |
| BONS | Bodembeleid en Normstelling |
| BOOM | Besluit Overige Organische Meststoffen |
| BSAF | Biota to soil accumulation factor (of: biota to sediment accumulation factor) |
| BWL | Directie Bodem, Water en Landelijk Gebied |
| Cb | Achtergrondconcentratie (Concentratie background) |
| CR | Carcinogenic Risk |
| CRinhalatie | Complete respons voor wat betreft inhalatie |
| CSOIL | Blootstellingsmodel om humane risico's voor bodem en grondwater mee te berekenen |
| DGM | Directoraat-Generaal Milieubeheer |
| ER | Ernstig Risiconiveau |
| ET | Ernstig-risicotoevoeging |
| EU-TGD | European Union - Technical Guidance Document |
| HC50 | Hazardous Concentration for which for half of the species and processes are not protected |
| HC | Hazardous Concentration |
| IEUBK-model | Integrated Exposure Uptake Biokinetic model |
| INS | (Inter)nationale Normstelling Stoffen vroeger: Integrale normstelling stoffen |
| IPO | Inter Provinciaal Overleg |
| JGT | Jaargemiddelde blootstellingsduur |
| IW | Interventiewaarde |
| LAC | Landbouwadvies commissie Milieukritische stoffen |
| MPA | Maximum Permissible Addition (=MTT) |
| MPC | Maximum Permissible Concentration (=MTR) |
| Ms | Multi substances (in NL: meer stoffen) |
| MTR | Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau |
| MTT | Maximaal Toelaatbare Toevoeging |
| NOBO | Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling |
| NOEC | No Observed Effect Concentration |
| OZBG | Onderzoeksbegeleidingsgroep |
| PAF | Potentieel Aangetaste Fractie |
| RBA | Routeplanner Bodemambities |
| RIVM | Rijks Instituut voor Volksgezondheid en Milieu |
| RIZA | Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling |
| RO | Routeplanner Ondergrond |
| RTB | Risicoolbox |
| SRC | Serious Risk Concentration (=ER) |
| TCB | Technische Commissie Bodembescherming |
| TU | Toxic Unit |
| SW | Streefwaarde |
| US-EPA | US Environmental Protection Agency |

| | |
|------|---|
| VITO | Vlaams Instituut voor Technologisch Onderzoek |
| VNG | Vereniging Nederlandse Gemeenten |
| VR | Verwaarloosbaar Risiconiveau |
| VROM | Volkshuisvesting, de Ruimtelijke Ordening en het Milieubeheer |
| VTNZ | Van Trechter Naar Zeef |
| VT | Verwaarloosbare Toevoeging |
| WAB | Werkelijke Achtergrond Blootstelling |
| Wbb | Wet bodembescherming |

BIJLAGE 1. DOOR NOBO IN 2006 GEDEFINIEERDE BODEMGEBRUIKSVORMEN

Tabel B1.1. De gebruiksvormen die in 2006 door de werkgroep NOBO zijn gedefinieerd, met criteria voor 'duurzame geschiktheid'.

| Voorstel referentiewaarden op basis van beleidsbeslissingen binnen NOBO | | | | | | | |
|--|--|-------------------------------|--|---|---|--|---|
| Kolomnr. | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Bodemgebruiksvormen | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen / volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Humane risico's | Standaard scenario, 10% gewas-consumptie | geen gewas-consumptie | consumptie 100% bladgewas en 50% knolgewas | wonen met tuin, 10% gewascon-sumptie | geen gewas-consumptie | geen gewas-consumptie | geen gewas-consumptie |
| Landbouwrisico's: productiviteit, plantgezondheid en diergezondheid | grondingestie 100% | grondingestie 100% | grondingestie 100% | grondingestie 100% | ingestie 20% van wonen met tuin | ingestie 20% van wonen met tuin | ingestie 20% van wonen met tuin |
| Ecologische risico's generiek | - | - | - | Beleidsmatig is de AW2000-normwaarde als beschermings niveau gekozen. | - | - | - |
| Ecologische risico's doorvergiftiging | Middenniveau | Middenniveau | Middenniveau | Middenniveau | Beleidsmatig is de AW2000-normwaarde als beschermings niveau gekozen. | Middenniveau | HC50-niveau |
| Bovengrens | Interventiewaarde | Interventiewaarde | Interventiewaarde | Interventiewaarde | Interventiewaarde | Interventiewaarde | Interventiewaarde |
| Ondergrens | AW2000-normwaarde | AW2000-normwaarde | AW2000-normwaarde | AW2000-normwaarde | AW2000-normwaarde | AW2000-normwaarde | AW2000-normwaarde |

Ecologische risico's generieke middenniveau voor metalen: Het geometrisch gemiddelde van de ETeco-waarde en de MTeco-waarde plus de AW 2000-normwaarde.
 Ecologische risico's generieke middenniveau voor niet-metalen: Het geometrisch gemiddelde van de EReco-waarde en de MTReco-waarde.
 Ecologische risico's generieke 'HC50-niveau': Voor metalen is de ETeco plus AW 2000-normwaarde gebruikt.
 Ecologische risico's generieke 'HC50-niveau': Voor de niet metalen is de EReco waarde gebruikt

BIJLAGE 2. HUMAAN-TOXICOLOGISCHE TOETSCRITERIA

Tabel B2.1. Humaan-toxicologisch toetscriterium voor metalen

| Stofnaam | MTR µg/kg/d | WAB µg/kg/d | MTR-WAB µg/kg/d | 50% MTR |
|-------------------|----------------|----------------|--------------------|---------|
| Arseen | 1.0 | 0.3 | 0.7 | |
| Barium | 20 | 9 | 11 | |
| Cadmium | 0.50 | 0.22 | 0.28 | |
| chrom (III) | 5 | 1 | 4 | |
| Kobalt | 1.4 | 0.3 | 1.1 | |
| Koper | 140 | 30 | 110 | |
| kwik (metallisch) | 2.0 | 0.1 | 1.9 | |
| Lood | 3.6 | 2.0 | 1.6 | 1.8 |
| molybdeen | 10 | 4 | 6 | |
| Nikkel | 50 | 4 | 46 | |
| Zink | 500 | 300 | 200 | 250 |
| Beryllium | 0.5 | 0.3 | 0.2 | 0.25 |
| Antimoon | 0.86 | 0.28 | 0.58 | |
| Selenium | 5 | 1 | 4 | |
| Thallium | 0.20 | 0.03 | 0.17 | |
| tin | 2000 | onbekend | 2000 | |
| vanadium | 2.0 | 0.3 | 1.7 | |

Tabel B2.2. Humaan-toxicologisch toetscriterium voor organische verbindingen

| stofnaam | MTR µg/kg/d | WAB µg/kg/d | MTR-WAB of VR µg/kg/d | 50% MTR µg/kg/d |
|----------------------------|----------------|-----------------|-----------------------------|--------------------|
| Naphthalene | 40.00 | onbekend | 40.00 | |
| Acenaphthylene | 50.00 | VR | 0.50 | |
| acenaphthene | 500.00 | VR | 5.00 | |
| 9H-Fluorene | 40.00 | onbekend | 40.00 | |
| Anthracene | 40.00 | onbekend | 40.00 | |
| Phenanthrene | 40.00 | onbekend | 40.00 | |
| Pyrene | 500.00 | VR | 5.00 | |
| Fluoranthene | 50.00 | VR | 0.50 | |
| Benzo(a)anthracene | 5.00 | VR | 0.05 | |
| Chrysene | 50.00 | VR | 0.50 | |
| Benzo(a)pyrene | 0.50 | VR | 0.005 | |
| Benzo(k)fluoranthene | 5.00 | VR | 0.05 | |
| Benzo(b)fluoranthene | 5.00 | VR | 0.05 | |
| Benzo(j)fluoranthene | 5.00 | VR | 0.05 | |
| Indeno, 1,2,3-cd pyrene | 5.00 | VR | 0.05 | |
| Benzo(ghy)perylene | 30.00 | onbekend | 30.00 | |
| Dibenz(a,h)anthracene | 0.50 | VR | 0.005 | |
| DDT | 0.50 | 0.10 | 0.40 | |
| DDE | 0.50 | 0.10 | 0.40 | |
| DDD | 0.50 | 0.10 | 0.40 | |
| Aldrin | 0.10 | 0.04 | 0.06 | |
| Dieldrin | 0.10 | 0.04 | 0.06 | |
| Endrin | 0.20 | 0.04 | 0.16 | |
| a-HCH | 1.00 | 0.03 | 0.97 | |
| b-HCH | 0.02 | 0.01 | 0.01 | |
| g-HCH | 0.04 | 0.03 | 0.01 | 0.02 |
| 1,2,3-Trichlorobenzene | 8.00 | 0.04 | 7.96 | |
| 1,2,4-Trichlorobenzene | 8.00 | 0.04 | 7.96 | |
| 1,3,5-Trichlorobenzene | 8.00 | 0.04 | 7.96 | |
| 1,2,3,4-Tetrachlorobenzene | 0.50 | onbekend | 0.50 | |
| 1,2,3,5-Tetrachlorobenzene | 0.50 | onbekend | 0.50 | |
| 1,2,4,5-Tetrachlorobenzene | 0.50 | onbekend | 0.50 | |
| Pentachlorobenzene | 0.50 | onbekend | 0.50 | |
| Hexachlorobenzene | 0.16 | VR | 0.0016 | |
| 2,3,4-Trichlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 2,3,5-Trichlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 2,3,6-Trichlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 2,4,5-Trichlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 2,4,6-Trichlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 3,4,5-Trichlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 3,4,5-Trichlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 2,3,4,5-Tetrachlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 2,3,4,6-Tetrachlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| 2,3,5,6-Tetrachlorophenol | 3.00 | verwaarloosbaar | 3.00 | |
| Pentachlorophenol | 3.00 | 0.001 | 2.999 | |
| tri-butyltinoxide | 0.30 | 0.20 | 0.10 | 0.15 |
| tri-fenyltin (compounds) | 0.50 | onbekend | 0.50 | |
| trifenyltinhydroxide | 0.50 | onbekend | 0.50 | |

BIJLAGE 3. OVERIGE BLOOTSTELLINGSROUTES VOOR DE RISICO'S VOOR DE MENS

In geval van referentiewaarden dragen de volgende blootstellingsroutes marginaal bij aan de totale blootstelling van de mens. Het betreft de blootstellingsroutes via de inhalatie, via drinkwater en via dermaal contact.

Inhalatie binnenlucht

Voor de risicobepaling door de inhalatie is de blootstellingsduur op de verontreinigde locatie van belang. Vertrekpunt voor de vaststelling van de verblijftijden was de functie van het bouwwerk. Ook de vloerkwaliteit werd meegenomen. Deze is belangrijk voor de beïnvloeding van kruipruimtelucht en binnenlucht (zie Tabel B3.1.; uit Bockting et al., 1994).

Op basis van bovenstaande gebruiksspecificatie zijn de verblijftijden toegekend aan de verschillende blootstellingsscenario's voor de locatiespecifieke risicobeoordeling voor de bepaling van de urgentie (Bijlage 2). Het voorstel voor de verblijftijden voor de bodemgebruiksvormen voor referenties is daarmee in lijn (Tabel B3.1).

Tabel B3.1. Overwegingen blootstelling via binnenlucht volgens Bockting et al. (1994)

| Type bouwwerk | Infrastructuur | |
|---|---------------------|--|
| Bouwwerken maar geen gebouw | | 1 uur/dag buitenlucht |
| Schuren, opslagplaatsen, ruimten voor apparatuur | Geen betonnen vloer | 1 uur/dag buitenlucht 1 uur/dag binnenlucht bijdrage kruipruimte 20% |
| | Wel betonnen vloer | 1 uur/dag buitenlucht 1 uur/dag binnenlucht bijdrage kruipruimte 10% |
| Woningen | Geen betonnen vloer | Kind 2,9 uur/dag buitenlucht Volw. 1,1 uur/dag buitenlucht Kind 21.1 uur/dag binnenlucht Volw. 22.9 uur/dag binnenlucht bijdrage kruipruimte 20% |
| | Wel betonnen vloer | Kind 2,9 uur/dag buitenlucht Volw. 1,1 uur/dag buitenlucht Kind 21.1 uur/dag binnenlucht Volw. 22.9 uur/dag binnenlucht bijdrage kruipruimte 20% |
| Bedrijfsruimten, maatschappelijk culturele gebouwen, recreatieruimten | Geen betonnen vloer | 1 uur/dag buitenlucht 6 uur/dag binnenlucht bijdrage kruipruimte 20% |
| | Wel betonnen vloer | 1 uur/dag buitenlucht 6 uur/dag binnenlucht bijdrage kruipruimte 10% |

Tabel B3.2. Jaargemiddelde verblijftijden inhalatie voor referenties.

| | Bodemgebruiksvorm | Tijd buiten Kind u/d | Tijd binnen Kind u/d | Tijd buiten Volw. u/d | Tijd binnen Volw. u/d |
|---|--|----------------------------|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 1 | Wonen met tuin | 2.86 | 21.14 | 1.14 | 22.86 |
| 2 | Plaatsen waar kinderen spelen | 2.86 | 9.14 | 1.14 | 14.86 |
| 3 | volkstuin/moestuin | 2.86 | 21.14 | 1.14 | 22.86 |
| 4 | Landbouw (zonder boerderij en erf) | 2.86 | 0 | 1.14 | 0 |
| 5 | Natuur | 1 | 0 | 1 | 0 |
| 6 | Groen met natuurwaarden | 1 | 0 | 1 | 0 |
| 7 | Ander groen, bebouwing, infra-structuur en industrie | 1 | 6 | 1 | 6 |

Inhalatie van gronddeeltjes

Inhalatie van gronddeeltjes is een blootstellingsroute die slechts marginaal bijdraagt aan de totale blootstelling (< 1%). De route blijft wel onderdeel van het blootstellingsmodel (zie ook de opmerkingen bij paragraaf 5.3.) Voor het blootstellingsscenario zijn de volgende parameters van belang (Bockting et al., 1994). Deze parameters zijn niet geëvalueerd in het kader van de evaluatie Interventiewaarden. Wel is er in het rapport van stof in huis aandacht aan besteedt (Oomen et al., 2004).

Tabel B3.3. Parameterkeuze voor de route inhalatie van gronddeeltjes.

| Parameter | Waarde Bockting, 1994 | Voorstel op basis van Oomen 2004 |
|--|--------------------------------------|---|
| Hoeveelheid fijn stof buiten lucht | 70 ug/m ³ | |
| Hoeveelheid fijn stof binnen lucht | 75% van hoeveelheid buiten | 60 ug/m ³ (100 ug/m ³) |
| % in het lichaam achtergebleven deeltjes | 75% van het ingeademde deel | |
| % gronddeeltjes in stof, binnen | 80% | 50% |
| % gronddeeltjes in stof, buiten | 50% | |
| Tijdsduur blootstelling | Zie inhalatie binnen- en buitenlucht | |
| | | |

Dermale opname van stoffen

Via dermaal contact met grond kunnen verontreinigingen op worden genomen in het lichaam. De opname van anorganische stoffen en metalen wordt verwaarloosbaar geacht. De opname van organische stoffen hangt af van de contactmogelijkheid (buiten spelen en tuinieren) en de frequentie. Voor de frequentie (aantal dagen per jaar) wordt aangesloten bij de benadering voor de opname door

directe ingestie van grond. Voor de contacttijd per gebeurtenis wordt van 8 uur uitgegaan (Bockting et.al., 1994).

Consumptie drinkwater (na permeatie of uit eigen bron)

Drinkwater uit kunststof leidingen die door de verontreiniging lopen is een route die wordt meegenomen bij de bepaling van risico's van bodemverontreiniging. Ook bij de afleiding van interventiewaarden en bij de beoordeling van gevallen van bodemverontreiniging worden deze blootstellingsroutes meegenomen. Bij referentiewaarden blijkt deze route marginaal bij te dragen aan de totale blootstelling.

Voorgesteld wordt om vast te houden aan de bestaande parameterisatie.

Het betreft hier de consumptiehoeveelheid drinkwater

Voor kind: 1 l/d

Voor volwassene: 2 l/d

Bij de bodemgebruiksvormen Wonen met tuin (1), Moestuinen/volks (3), Landbouw (4) en Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie(7) wordt de blootstelling via drinkwater (maar niet uit eigen bron) meegenomen.

Consumptie van vlees, melk en eieren

De consumptie van vlees en melk kan van belang zijn voor bepaalde vormen van landbouw. Van Wezel et al. (2003) heeft, voor de BGW landbouw, de humane risico's van de consumptie van vlees en melk meegewogen voor de landbouwworm 'grasland'. Voor de afleiding van referenties wordt geen rekening gehouden met de risico's t.g.v. de consumptie van melk en vlees. Verondersteld wordt dat dit afgedekt wordt door de andere eisen die gesteld worden aan landbouwgrond.

BIJLAGE 4. GRIP OP GRONDINGESTIE; EEN BENADERING OP BASIS VAN HUIDBELADING

Samenvatting

Door diverse onderzoekers is op basis van veelal dezelfde gegevens getracht de inname van grond te benaderen vanuit de huidbelading, het hand-mondgedrag, contactfrequentie en verblijftijden. Hierbij wordt soms onderscheid gemaakt tussen de belasting binnen en buiten. Recentelijk heeft het VITO deze benadering geëvalueerd en uitgewerkt voor de Vlaamse situatie (Bierkens en Cornelis, in voorbereiding). De voorlopige conclusie van het VITO is dat voor kinderen in een residentiële wijk een ingestiewaarde van 100 mg/d wordt afgeleid voor een gemiddeld blootstellingsscenario en 160 mg/d voor een verhoogd blootstellingsscenario. Voor volwassenen bedragen deze waarden respectievelijk 50 en 120 mg/d.

Op basis van de VITO-evaluatie is een doorrekening gedaan voor de Nederlandse situatie. Rekening houdend met de onzekerheden bleken de resultaten van deze rekenexercitie vergelijkbaar te zijn met de waarden gehanteerd in dit rapport.

De evaluatie geeft dan ook geen reden om voor een andere benadering te kiezen.

Uitwerking

Voor de blootstelling via de ingestie van grond werken we hierna een benadering uit gebaseerd op een recente evaluatie van de blootstelling door grondingestie door VITO (Bierkens en Cornelis, in voorbereiding). Hierbij wordt de grondingestie benaderd vanuit de huidbelading, het hand-mondgedrag en de contactfrequentie en verblijftijden. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen de belasting binnen en buiten.

Voorafgaand stellen we de volgende uitgangspunten vast:

- a. De gemiddelde grondingestie blijft van toepassing op het standaard bodemgebruik voor de afleiding van interventiewaarden Wonen met tuin.
- b. De bodemingestie per bodemgebruik wordt opgesplitst in binnen- en buitenactiviteiten en wordt berekend met de volgende formule:

$$AID_{c,a}^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}} = BIW_{c,a}^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}} * JGT^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}}$$

$BIW_{c,a}^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}}$: de bodemingestiewaarde jaargemiddelde (kind of volw.) voor bodemgebruik x [mg/uur]

$JGT^{\text{bodemgebruik x- binnen, buiten}}$: de jaargemiddelde blootstellingsduur voor het bodemgebruik [u/d]

- c. Voor de bodemingestiewaarde (BIW) per uur (mg/u) voor kinderen (< dan 6 jaar) is 25 mg/u voor buiten gekozen. Voor volwassenen buiten wordt verschil gemaakt tussen tuinactiviteiten (keuze 20 mg/u) en niet aan een tuin gerelateerde activiteiten (keuze 10 mg/u). Deze waarden zijn (gezien de onzekerheden) vergelijkbaar met de door Sheppard (1995) gevonden waarden zijnde 20 mg/u (kind), 10 mg/u (Kinderen ouder dan 6 jaar en volwassenen) en 20 mg/u (volwassenen met tuinactiviteiten).

Voor de activiteiten binnen is een keuze op basis van literatuurdata moeilijker te maken. Duidelijk is wel dat de huidbelading (en daarmee de ingestie) beduidend lager is. Besloten is te rekenen met een waarde van 3 mg/u voor kinderen jonger dan 6 en voor de andere groepen uit te gaan van 1/10 van de bodemingestie buiten (resp. 2 en 1 mg/u). Deze overwegingen na interpretatie van Bierkens en Cornelis (in voorbereiding), Sheppard (1995), Holmes (1999), Hawley (1985) en na discussie in de OZBG-humaan.

- d. De jaargemiddelde blootstellingsduur uitgedrukt in uren per dag is op basis van Bockting et al. (1994) waarbij de blootstellingsduur voor dermale opname richtinggevend was. Door de wijziging van enkele bodemgebruiksfuncties zijn evenwel aanpassingen gedaan. De verschillende bodemgebruiksvormen (TCB, advies Prioritaire projecten UP, 20 januari 2006), de jaargemiddelde blootstellingsduur (JGT) en de overwegingen daaraan ten grondslag zijn conform de beschrijving van de parameterisatie grondingestie voor referenties van 6.1

Tabel B4.1 geeft de blootstellingswaarden via grondingestie op basis van huidbelading, die het resultaat zijn van bovenstaande overwegingen.

Tabel B4.1. Geschatte blootstelling via ingestie van grond op basis van huidbelading

| | Bodemgebruiksfunctie | basis VITO en Sheppard (hand-mond belasting) | | | | | | |
|-------------|------------------------------------|--|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--|--------|--------|
| | | jaargem. u/d buiten | jaargem. u/d binnen | belasting mg/h buiten | belasting mg/h binnen | grondingestie jaargemiddeld in mg/d | | |
| kinderen | | | | | | totaal | buiten | binnen |
| 1 | wonen met tuin | 2.86 | 9.14 | 25 | 3 | 99 | 71 | 27 |
| | met siertuin | 2.86 | 9.14 | 25 | 3 | 99 | 71 | 27 |
| 2 | kinderspeelplaats | 2.86 | 9.14 | 25 | 3 | 99 | 71 | 27 |
| | zonder gebouw/niet binnen | 2.86 | 0 | 25 | n.v.t. | 71 | 71 | n.v.t. |
| 3 | volkstuint/moestuint (met wonen) | 2.86 | 9.14 | 25 | 3 | 99 | 71 | 27 |
| | zonder wonen/niet binnen | 2.86 | 0 | 25 | n.v.t. | 71 | 71 | n.v.t. |
| 4 | landbouw (zonder boerderij en erf) | 2.86 | 0 | 25 | n.v.t. | 71 | 71 | n.v.t. |
| | incl. wonen | 2.86 | 9.14 | 25 | 3 | 99 | 71 | 27 |
| 5 | natuurgebieden | 1 | 0 | 25 | n.v.t. | 25 | 25 | n.v.t. |
| | frequent bezoek | 2 | 0 | 25 | n.v.t. | 50 | 50 | n.v.t. |
| 6 | groen met natuurwaarden | 1 | 0 | 25 | n.v.t. | 25 | 25 | n.v.t. |
| | frequent gebruik | 2 | 0 | 25 | n.v.t. | 50 | 50 | n.v.t. |
| 7 | ander groen en industrie | 1 | 0 | 25 | n.v.t. | 25 | 25 | n.v.t. |
| | incl. binnen | 1 | 6 | 25 | 3 | 43 | 25 | 18 |
| | geen kind | 0 | 0 | 25 | n.v.t. | n.v.t. | n.v.t. | n.v.t. |
| 8 | bebouwing en infrastructuur | 1 | 6 | 25 | 3 | 43 | 25 | 18 |
| | niet binnen | 1 | 0 | 25 | n.v.t. | 25 | 25 | n.v.t. |
| volwassenen | | jaargem. u/d buiten | jaargem. u/d binnen | belasting mg/h buiten | belasting mg/h binnen | totaal | buiten | binnen |
| 1 | wonen met tuin | 1.14 | 14.86 | 20 | 2 | 53 | 23 | 30 |
| | met siertuin | 1.14 | 14.86 | 20 | 2 | 53 | 23 | 30 |
| 2 | kinderspeelplaats | 1.14 | 14.86 | 20 | 2 | 53 | 23 | 30 |
| | zonder gebouw/binnen | 1.14 | 0 | 20 | n.v.t. | 23 | 23 | n.v.t. |
| 3 | volkstuint/moestuint (met wonen) | 1.14 | 14.86 | 20 | 2 | 53 | 23 | 30 |
| | zonder wonen | 1.14 | 0 | 20 | n.v.t. | 23 | 23 | n.v.t. |
| 4 | landbouw (zonder boerderij en erf) | 1.14 | 0 | 20 | n.v.t. | 23 | 23 | n.v.t. |
| | incl. wonen | 1.14 | 15 | 20 | 2 | 53 | 23 | 30 |
| 5 | natuurgebieden | 1 | 0 | 10 | n.v.t. | 10 | 10 | n.v.t. |
| | frequent bezoek | 2 | 0 | 10 | n.v.t. | 20 | 20 | n.v.t. |
| 6 | groen met natuurwaarden | 1 | 0 | 10 | n.v.t. | 10 | 10 | n.v.t. |
| | frequent gebruik | 2 | 0 | 10 | n.v.t. | 20 | 20 | n.v.t. |
| 7 | ander groen en industrie | 1 | 0 | 10 | n.v.t. | 10 | 10 | n.v.t. |
| | incl. binnen | 1 | 6 | 10 | 1 | 16 | 10 | 6 |
| 8 | bebouwing en infrastructuur | 1 | 6 | 10 | 1 | 16 | 10 | 6 |
| | niet binnen | 1 | 0 | 10 | n.v.t. | 10 | 10 | n.v.t. |

Uit de resultaten concluderen we dat deze rekenexercitie op basis van huidbelading en het veronderstelde hand-mondgedrag tot dezelfde grondingestiewaarden leidt als gegeven in hoofdstuk 4, Tabel 2.

Tabel B4.2. Overzicht van de gebruikte data over de handbelading en afgeleide ingestiesnelheden.

| Reference/receptor | Location | Soil load outdoor (mg/cm ²) | Soil load indoor (mg/cm ²) | Soil ingestion rate outdoor (mg/u) | Soil ingestion rate indoor (mg/u) | |
|---|------------------------------------|---|--|------------------------------------|-----------------------------------|--|
| Hawley, 1985 interpreted by Sheppard 1995 2.5 year 6 year adult | Outdoor/indoor resp | 0.5 | 0.4 | 20 | 3 | |
| | Outdoor/indoor resp. | 0.5 | 0.04 | 10 | 0.15 | |
| | Outdoor/indoor resp. | 3.5 | 0.04 | 60 | 0.035 | |
| Sheppard, 1995 Pica-child 2.5 year 6 year adult Driver, 1989 Hawley, 1985 Lepow et al 1975 Que Hee et al 1985 Sheppard and Evenden 1994 | Outdoor/indoor resp. | 0.5 | 0.4 | 20 | 3 | |
| | Outdoor/indoor resp. | 0.5 | 0.04 | 10 | 0.15 | |
| | Gardening/indoor resp. | 1.0 | 0.04 | 20 | 0.035 | |
| | Dry whole soil | 0.2-0.9 | | | | |
| | Dry <150um | 0.8-2 | | | | |
| | Estimate 50um thick | 3.5 | | | | |
| | Children, adhesive film | 0.5 | | | | |
| | Housedust | 0.5 | | | | |
| | Dry soil | 0.06-2 | | | | |
| | Moist soil | 0.3-0.5 | | | | |
| | wet soil | 0.4-0.8 | | | | |
| | visually clean | <1 | | | | |
| | Holmes et al, 1999 Hands | Preactivity loading n=61 | 0.023 | | | |
| | | Postactivity loading n=61 | 0.076 | | | |
| Indoor kids no 1 | | | 0.0073 | | | |
| Indoor kids no 2 | | | 0.014 | | | |
| Daycare kids no 1a (in+out) | | 0.11 | | | | |
| Daycare kids no 1b (in+out) | | 0.15 | | | | |
| Daycare kids no 2 (in+out) | | 0.073 | | | | |
| Daycare kids no 3 (in+out) | | 0.036 | | | | |
| <i>Average children</i> | | <i>0.092</i> | <i>0.01</i> | | | |
| Gardeners no 1 | | 0.20 | | | | |
| Gardeners no 2 | | 0.18 | | | | |
| Utility workers no 1 | | 0.32 | | | | |
| Utility workers no 2 | | 0.27 | | | | |
| Bierkens, in voorb Average values ingestion rate based on calculations with hand-mouth frequency | Indoor kids no 1 | | 0.0073 | | 3.0 | |
| | Indoor kids no 2 | | 0.014 | | 5.5 | |
| | Daycare kids no 1a (in+out) | 0.11 | | 59.8 | | |
| | Daycare kids no 1b (in+out) | 0.15 | | 81.6 | | |
| | Daycare kids no 2 (in+out) | 0.073 | | 38.8 | | |
| | Daycare kids no 3 (in+out) | 0.036 | | 19.1 | | |
| | <i>Average children</i> | <i>0.092</i> | <i>0.01</i> | <i>50</i> | 4.3 | |
| | Gardeners no 1 | 0.20 | | 11.8 | | |
| | Gardeners no 2 | 0.18 | | 10.7 | | |
| | Utility workers no 1 | 0.32 | | 19.1 | | |
| | Utility workers no 2 | 0.27 | | 16.0 | | |

BIJLAGE 5. VERGELIJKING MTR_{BODEM} EN ER_{BODEM} OP BASIS VAN DOORVERGIFTIGING

Afkortingen:

| | |
|--------|---|
| BCF | bioconcentratiefactor |
| BSAF | biota to soil accumulation factor (of: biota to sediment accumulation factor) |
| Cb | achtergrondconcentratie |
| ER | ernstig risiconiveau |
| ET | ernstig-risicotoevoeging |
| EU-TGD | European Union - Technical Guidance Document |
| INS | (Inter)nationale Normstelling Stoffen |
| MPA | maximum permissible addition (=MTT) |
| MPC | maximum permissible concentration (=MTR) |
| MTR | maximaal toelaatbaar risiconiveau |
| MTT | maximaal toelaatbare toevoeging |
| NOEC | no observed effect concentration |
| SRC | serious risk concentration (=ER) |

Inleiding

In deze paragraaf worden de MTR_{Sbodem} op basis van doorvergiftiging zoals gerapporteerd in Van Wezel et al. en in Lijzen et al. (2002) vergeleken. De eerste te beantwoorden vraag is waar de geconstateerde verschillen tussen de vergeleken MTR 's op berusten. De getallen in Van Wezel et al. staan in RIVM rapport nr. 711701031, tabel A12.2 op p. 149. De getallen in Lijzen et al. staan in RIVM rapport nr. 711701029, tabel 6.1, op p. 80. Opgemerkt moet worden dat deze getalsmatige vergelijking alleen betrekking heeft op het MTR omdat in Van Wezel et al. alleen het MTR_{bodem} (op basis van doorvergiftiging) is gerapporteerd en niet het ER.

De tweede vraag is welke waarde voorgesteld zou worden als MTR en ER voor doorvergiftiging, in het licht van de huidige geldende methodiek. Ten slotte wordt de vraag beantwoord of het mogelijk is voor de overige, binnen dit project geselecteerde stoffen, MTR 's en ER's op basis van doorvergiftiging af te leiden.

N.B. Opgemerkt moet worden dat geen van de MTR 's die hier worden behandeld, beschouwd kunnen worden als 'vigerend' omdat deze waarden niet zijn besproken in de Wetenschappelijke Klankbordgroep INS (WK-INS, voorheen Onderzoeksbegeleidingsgroep Ecotoxicologie; OZBG-ECO) en niet zijn vastgesteld door de Stuurgroep Stoffen. Het gebruik van dezelfde term (MTR) en afkorting voor zowel normvoorstellen (milieurisicogrens) als vastgestelde normen werkt in dit geval verwarrend. Het begrip ' MTR ' in deze rapportage moet geïnterpreteerd worden als de uitkomst van een rekenexercitie, niet als voorgestelde of vastgestelde bodemnorm.

Vergelijking MTR_{bodem} -waarden uit Lijzen et al. (2002) en uit Van Wezel et al. (2003)

Tabel B5.1 bij deze rapportage laat de MTR_{Sbodem} o.b.v. doorvergiftiging uit beide rapporten zien, met vermelding van de gebruikte achtergrondgehalten voor de metalen en bij de waarden uit Van Wezel et al. de bron waaruit de getallen geciteerd zijn.

Opmerkingen

De getallen in Lijzen et al. zijn uitgedrukt in mg.kgds^{-1} , hetgeen identiek is aan mg.kg^{-1} drooggewicht bodem. Deze getallen zijn niet uitgedrukt in mg.kg^{-1} standaardbodem (25% lutum, 10% organisch stof). Voor de metalen cadmium, koper en kwik is dit omdat de via doorvergiftiging berekende $NOEC_{\text{bodem}}$ -waarden zijn berekend met een niet naar standaardbodem genormaliseerde BSAF (zie hiervoor Smit et al., 2000).

De getallen in Van Wezel et al. zijn (foutief) gerapporteerd als uitgedrukt in mg.kgdw^{-1} standaardbodem. Voor de metalen cadmium, koper en kwik is dit onjuist (zie vorige punt). Voor de overige waarden die uit Lijzen et al. zijn geciteerd is dit vermoedelijk ook onjuist, want in Lijzen et

al. worden waarden gerapporteerd in $\text{mg.kg}_{\text{dwt}}^{-1}$ (niet in standaardbodem). Voor de verbindingen uit Lijzen et al. anders dan de genoemde metalen, zou apart nagezocht moeten worden of de BSAF's zijn gecorrigeerd naar standaardbodem of niet. Dat is in het kader van dit onderzoek niet gedaan. Voor de metalen is het achtergrondgehalte (C_b) apart vermeld; C_b is uitgedrukt in $\text{mg.kg}_{\text{dwt}}^{-1}$ standaardbodem. De MTR's voor metalen worden vermeld inclusief achtergrondgehalte. De stoffen die in het project Referentiewaarden genoemd worden, maar waarvoor geen MTR op basis van doorvergiftiging is vastgesteld, zijn in de tabel gearceerd weergegeven.

Tabel B5.1. Vergelijking van MTR's_{bodem} voor doorvergiftiging uit Lijzen et al. (2002) en Van Wezel et al. (2003).

| Stofnaam | C_b [$\text{mg.kg}_{\text{dwt}}^{-1}$ s.b.] | Lijzen et al., 2002 MTR (incl. C_b) [$\text{mg.kg}_{\text{dwt}}^{-1}$] | Van Wezel et al., 2003 MTR (incl. C_b) [$\text{mg.kg}_{\text{dwt}}^{-1}$] ^a | bron in Van Wezel et al |
|--|---|---|---|----------------------------|
| Arseen | | niet mogelijk | | |
| Barium | | | | |
| Cadmium | 0,8 | 0,9 | 0,84 | Smit et al., 2000 |
| Chroom | | niet mogelijk | | |
| Cobalt | | | | |
| Koper | 36 | 61 | 51 | Smit et al., 2000 |
| Kwik | 0,3 | 0,4 | 0,86 | Smit et al., 2000 |
| Lood | 85 | 140 | 95 | Lijzen et al., 2002 |
| Molybdeen | | | | |
| Nikkel | | niet mogelijk | | |
| Zink | 140 | 180 | 169 | Lijzen et al., 2002 |
| PAK (som 10) | | minder relevant | | |
| HCH (α, β, γ) | | | | |
| DDT | | 0,0035 | 0,035 | Lijzen et al., 2002 |
| DDE | | niet mogelijk | | |
| DDD | | niet mogelijk | | |
| Aldrin/dieldrin | | 0,011 | 0,039 | Lijzen et al., 2002 |
| Endrin | | 0,0026 | 0,037 | Lijzen et al., 2002 |
| Σ drins | | 0,0053 | | |
| PCB 77 | | | 7,2 | Van Wezel et al., 1999 |
| PCB 105 | | | 26 | Van Wezel et al., 1999 |
| PCB 126 | | | 0,042 | Van Wezel et al., 1999 |
| Chloorbenzenen (tri, tetra, penta, hexa apart) | | | | |
| Chloorfenolen (tri, tetra, penta apart) | | | | |

Voetnoten

a) In Van Wezel et al. wordt onterecht aangegeven dat de MTR's in mg.kg^{-1} standaardbodem zijn uitgedrukt (zie tekst voor verklaring).

In het navolgende gedeelte zullen de MTR's worden besproken waarvoor een verschillende waarde is gerapporteerd in de twee bovengenoemde rapporten (Lijzen et al., 2002 en Van Wezel et al., 2003) en zal, voor zover mogelijk, worden nagegaan waar dit verschil aan te wijten is.

Cadmium

De oorzaak van het verschil tussen beide MTR's voor cadmium wordt beschreven in Lijzen et al. (2002). De waarde $0,84 \text{ mg.kg}^{-1}$ (inclusief C_b) uit Smit et al. (2000) is bepaald op basis van de gegevens voor vogels en zoogdieren. Wanneer gegevens voor directe toxiciteit (i.e. voor bodembewonende organismen, niet op basis van doorvergiftiging) uit Verbruggen et al. (2001) toegevoegd worden aan de gegevens voor vogels en zoogdieren uit Smit et al. ontstaat een nieuwe dataset. Indien deze dataset gebruikt wordt om een MTR af te leiden wordt de waarde van het MTR $0,9 \text{ mg/kg}$ (Lijzen et al., 2002).

Koper

De oorzaak van het verschil tussen beide MTR's voor koper wordt beschreven in Lijzen et al. (2002).

De waarde 51 mg.kg^{-1} (inclusief Cb) uit Smit et al. (2000) is bepaald op basis van de gegevens voor vogels en zoogdieren. Wanneer gegevens voor directe toxiciteit (i.e. voor bodembewonende organismen, niet op basis van doorvergiftiging) uit Verbruggen et al. (2001) toegevoegd worden aan de gegevens voor vogels en zoogdieren uit Smit et al. ontstaat een nieuwe dataset. Indien deze dataset gebruikt wordt om een MTR af te leiden wordt de waarde van het MTR 61 mg/kg (Lijzen et al., 2002).

Kwik

De oorzaak van het verschil tussen beide MTR's voor kwik wordt beschreven in Lijzen et al. (2002). De waarde $0,86 \text{ mg.kg}^{-1}$ (inclusief Cb) uit Smit et al. (2000) is bepaald op basis van de gegevens voor vogels en zoogdieren. Wanneer gegevens voor directe toxiciteit (i.e. voor bodembewonende organismen, niet op basis van doorvergiftiging) uit Verbruggen et al. (2001) toegevoegd worden aan de gegevens voor vogels en zoogdieren uit Smit et al. ontstaat een nieuwe dataset, die echter te klein is (was) om statistische extrapolatie mee uit te voeren om tot een MTR te komen. Daarom is een extrapolatiefactor van 10 toegepast op de laagste NOEC. Hiermee wordt de waarde van het MTR 0,4 (de niet afgeronde waarde drie significante cijfers: $0,382 \text{ mg/kg}$ (Lijzen et al., 2002)).

Lood

Het MTR voor lood van 95 mg.kgdw^{-1} standaardbodem dat Van Wezel et al. rapporteren, wordt geciteerd uit Lijzen et al. (2002). Genoemde waarde is in Lijzen et al. echter niet terug te vinden. Het gehele rapport is doorzocht, maar zonder positief resultaat. Ook in Van Wezel et al. is geen aanleiding te vinden voor een andere waarde. Er moet daarom geconcludeerd worden dat het hier om een onjuiste citatie gaat.

Het herziene MTT uit Verbruggen et al. (2001) voor terrestrische processen (in Lijzen et al. staat onterecht 'soorten') bedraagt 55 mg.kgdw^{-1} standaardbodem. Het MTT op basis van de gecombineerde datasets voor directe toxiciteit plus toxiciteit voor vogels en zoogdieren is 50 mg.kgdw^{-1} standaardbodem (Lijzen et al., 2002). Gebruikmakend van een Cb van 85 mg.kgdw^{-1} s.b. bedragen de MTR's respectievelijk 145 en 140 mg.kgdw^{-1} s.b.

Zink

Het MTR voor zink van 169 mg.kgdw^{-1} standaardbodem dat Van Wezel et al. rapporteren, wordt geciteerd uit Lijzen et al. (2002). Genoemde waarde is in Lijzen et al. echter niet terug te vinden. Het gehele rapport is doorzocht, maar zonder positief resultaat. Ook in Van Wezel et al. is geen aanleiding te vinden voor een andere waarde. Er moet daarom geconcludeerd worden dat het hier om een onjuiste citatie gaat. Een andere mogelijkheid is dat het hier een typefout betreft omdat de in Lijzen et al. gerapporteerde waarde $160 \text{ (mg.kg}^{-1})$ bedraagt.

Het herziene MTT uit Verbruggen et al. (2001) voor terrestrische processen bedraagt 16 mg.kgdw^{-1} standaardbodem. Het MTT op basis van de gecombineerde datasets voor directe toxiciteit plus toxiciteit voor vogels en zoogdieren is 40 mg.kgdw^{-1} standaardbodem (Lijzen et al., 2002). Gebruikmakend van een Cb van 85 mg.kgdw^{-1} s.b. bedragen de MTR's respectievelijk 160 (afgerond op drie significante cijfers: 156) en 180 mg.kgdw^{-1} s.b.

Er moet opgemerkt worden dat in de Europese risicobeoordeling voor zink, het aspect bioaccumulatie voor zink niet relevant geacht is. Kort samengevat is de overweging hiervoor dat zink een essentieel element is, dat door organismen uit verscheidene taxonomische niveaus gereguleerd kan worden. Dit wordt bevestigd door resultaten uit veldstudies, uitgevoerd op schone en vervuilde locaties.

DDT

Het MTR voor DDT van $0,035 \text{ mg.kgdw}^{-1}$ standaardbodem dat Van Wezel et al. rapporteren, wordt geciteerd uit Lijzen et al. (2002). Genoemde waarde is in Lijzen et al. echter niet terug te vinden. Het gehele rapport is doorzocht op het getal 0,035; maar zonder positief resultaat. Ook in Van Wezel et al. is geen aanleiding te vinden voor een andere dan de door Lijzen et al. voorgestelde waarde. Er moet daarom geconcludeerd worden dat het hier om een onjuiste citatie gaat. Een andere mogelijkheid is dat het hier een typefout betreft omdat de in Lijzen et al. gerapporteerde waarde $0,0035 \text{ (mg.kg}^{-1})$ bedraagt.

Drins

Aldrin en dieldrin

Het MTR voor zowel aldrin en dieldrin is $0,039 \text{ mg.kgdw}^{-1}$ standaardbodem en wordt door Van Wezel et al. geciteerd uit Lijzen et al. (2002). Genoemde waarde is in Lijzen et al. echter niet terug te vinden als MTR voor aldrin of dieldrin. Het gehele rapport is doorzocht, maar zonder positief resultaat. Ook in Van Wezel et al. is geen aanleiding te vinden voor een andere dan de door Lijzen et al. voorgestelde waarde. Er moet daarom geconcludeerd worden dat het hier om een onjuiste citatie gaat.

Endrin

Het MTR voor endrin van $0,037 \text{ mg.kgdw}^{-1}$ standaardbodem dat Van Wezel et al. rapporteren, wordt geciteerd uit Lijzen et al. (2002). Genoemde waarde is in Lijzen et al. echter niet terug te vinden als MTR voor endrin. Het gehele rapport is doorzocht, maar zonder positief resultaat.

Welke waarde wordt voorgesteld op basis van de huidig geldende methodiek?

Achtergrond

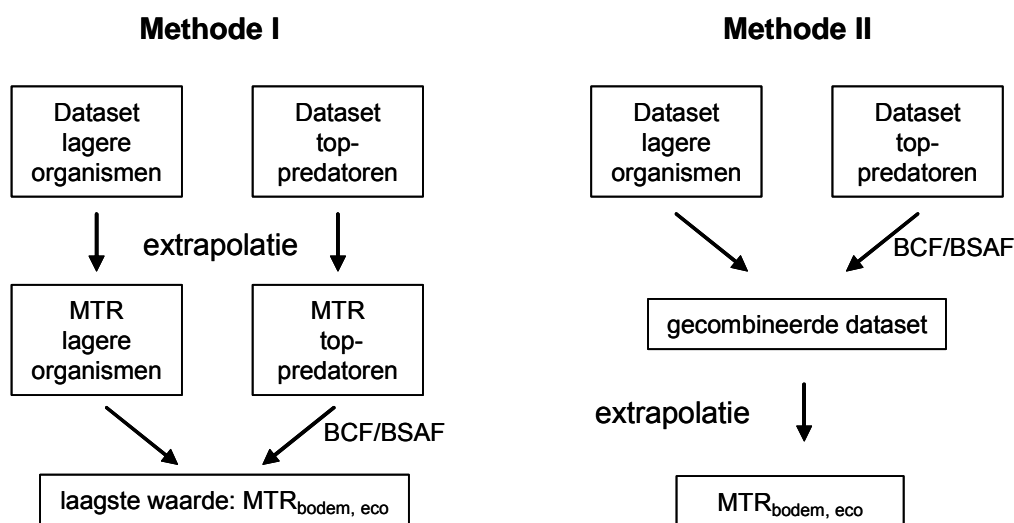
Sinds 1 januari 2004 wordt in het kader van nationale normstelling de methodiek gevolgd zoals beschreven in de EU-TGD. In de jaren daarvoor zijn andere afleidingsmethodes gebruikt. In feite zijn alle MTR's uit het onderhavige rapport waarin doorvergiftiging is betrokken, afgeleid volgens 'oudere' (inmiddels herziene) methodieken. Dit is geen verontrustend gegeven, aangezien in de loop van de jaren ook beleidsmatige keuzen gemaakt worden, of methodieken herzien worden als daar aanleiding toe is, denk aan voortschrijdend inzicht, het beschikbaar komen van nieuwe onderzoeksgegevens, enzovoort.

Voor het ER geldt dat het aspect doorvergiftiging voor deze milieurisicogrenzen in het verleden niet in de afleiding is meegenomen. In eerdere INS-rapporten waarin doorvergiftiging in de afleiding van milieurisicogrenzen is betrokken (Van de Plassche, 1994; Van Wezel et al., 1999; Smit et al., 2000) zijn geen ER's afgeleid. In Lijzen et al. (2002) zijn voor het eerst ER's gerapporteerd waarin specifiek met doorvergiftiging rekening is gehouden.

De getalsmatige consequentie van de verandering in rekenwijze voor het hier besproken $\text{MTR}_{\text{bodem}}$ en ER_{bodem} (beide op basis van doorvergiftiging) is niet gemakkelijk te kwantificeren, de normaflleiding moet hiervoor opnieuw gebeuren, beginnend vanaf het niveau van de gebruikte toxiciteitsgegevens. De volgende twee paragrafen laten in algemene bewoordingen zien waar de veranderingen hebben plaatsgevonden.

Samenvoegen van datasets: twee methoden

Er zijn twee methoden waarop toxiciteitsgegevens m.b.t. doorvergiftiging meegenomen kunnen worden in de normaflleiding, in dit geval van een $\text{MTR}_{\text{bodem}}$, hetgeen echter identiek is voor het ER_{bodem} . Deze tweedeling heeft alleen betrekking op het al dan niet samenvoegen van toxiciteitsgegevens. Figuur B5.1 laat deze twee methoden schematisch zien.



Figuur B5.1. Methoden om doorvergiftiging op te nemen in de normaafleiding (in dit geval MTR). Methode I: directe blootstelling (lagere organismen) en doorvergiftiging worden apart behandeld. Methode II: gegevens voor directe blootstelling en doorvergiftiging worden gecombineerd.

De eerste methode wordt methode I genoemd. Er worden twee MTR's_{s_{bodem}} (of MTT's_{s_{bodem}}, in het geval van metalen) afgeleid: één op basis van een toxiciteitsdataset voor 'vogels en zoogdieren' (doorvergiftiging) en één op basis van een toxiciteitsdataset voor 'lagere organismen' (micro-organismen, planten, regenwormen, insecten, etc.). De laagste van de twee MTR's wordt geselecteerd als MTR_{bodem}. Omdat de laagste waarde gekozen wordt, is het MTR altijd beschermend voor doorvergiftiging.

De tweede methode wordt methode II genoemd. De toxiciteitsdatasets voor de twee groepen: 'vogels en zoogdieren' en 'lagere organismen' (micro-organismen, planten, regenwormen, insecten, etc.) worden samengevoegd. In beide groepen zijn de toxiciteitwaarden uitgedrukt als NOEC in mg/kg bodem. Uit de totale set toxiciteitsgegevens wordt vervolgens één MTR (of MTT, in het geval van metalen) afgeleid, dat ook beschermend is voor doorvergiftiging.

Methode I is de methode die overeenkomt met de methodiek zoals die momenteel in zowel het nationale kader voor normstelling (INS) als het Europese kader voor risicobeoordeling van bestaande stoffen (Formeel: nieuwe stoffen, bestaande stoffen en biociden) gevolgd wordt. Wanneer momenteel voorstellen voor normwaarden gedaan zouden moeten worden, dient het INS-kader voor normstelling gevolgd te worden. Het nationale normstellingskader is afgestemd met het Europese kader voor risicobeoordeling van nieuwe en bestaande stoffen en biociden. Dit betekent dat wanneer nu normen afgeleid c.q. voorgesteld worden, methode I gevolgd dient te worden.

Berekening van milieurisicogrenzen

De manier waarop toxiciteitsgegevens rekenkundig worden behandeld alvorens tot twee MTR's (dan wel ER's) te komen waarmee methode I uitgevoerd kan worden, is in de afgelopen jaren aan verandering onderhevig geweest.

De methodiek voor de afleiding op basis van directe toxiciteitsgegevens (in de Figuur B5.1: 'MTR lagere organismen') is momenteel een andere dan de methodiek die gebruikt werd toen de in dit rapport gebruikte $MTR'_{s_{bodem}}$ werden vastgesteld. NB: ondanks het feit dat doorvergiftiging in dit deel van normafleiding niet is betrokken, kan het 'MTR voor lagere organismen' de uiteindelijke waarde van het MTR_{bodem} bepalen als deze lager is dan het MTR op basis van doorvergiftiging (zie hiervoor Figuur B5.1).

Ook de methodiek voor de normafleiding op basis van doorvergiftiging is momenteel anders dan tijdens de afleiding van de in Tabel B5.1 gepresenteerde MTR's. Voor wat betreft het onderdeel doorvergiftiging zijn de belangrijkste verschillen de volgende:

- toegevoegd is de toepassing van een veiligheidsfactor op toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren, die de volgende aspecten afdekt: interspecies variatie, extrapolatie van acuut/subchronische blootstelling naar chronische blootstelling en extrapolatie van laboratorium- naar veldomstandigheden;
- niet meer in het model opgenomen is een correctie voor het verschil in calorisch gehalte van het voedsel van laboratoriumdieren en het voedsel van in het wild levende dieren. Dit wordt niet meer toegepast; het model dat de bioaccumulatie van de verbinding van bodem naar regenworm beschrijft, is veranderd. In de huidige versie is naast bioaccumulatie in weefsel van de worm ook de concentratie in de darminhoud meegenomen. Dit model is echter niet geschikt om bioaccumulatie van metalen te beschrijven, hiervoor wordt voorgesteld de methode zoals gebruikt in Smit et al. (2000) te hanteren.

Welke waarde voorstellen?

Gelet op het bovenstaande, moeten we vaststellen dat geen van de $MTR'_{s_{bodem}}$ waarin doorvergiftiging is meegenomen (Tabel B5.1) in overeenstemming is met de huidige methodiek voor normafleiding. Zoals eerder werd gesteld is dit een onvermijdbaar gevolg van veranderingen in beleid en voortschrijdend inzicht en daarom inherent aan normstelling.

De in dit rapport genoemde $MTR'_{s_{bodem}}$ kunnen niet op eenvoudige wijze in overeenstemming gebracht worden met de huidige normstellingsmethodiek. De reden hiervoor is beschreven in de inleiding onder NB van deze Bijlage 5.

Om enig inzicht te krijgen in de verandering die het $MTR_{bodem, dv}$ en het $ER_{bodem, dv}$ (dv = op basis van doorvergiftiging) heeft ondergaan, kan alleen deze waarde worden herberekend, volgens de huidige methodiek (EU-TGD), zoals beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (in prep.). Twee opmerkingen van methodische aard:

- Voor metalen is het BCF-regenwormmodel uit deze methode vervangen door het gebruik van BSAF-waarden (biota to soil accumulation factor) zoals beschreven in Smit et al. (2000).
- Het verschil in afleiding tussen het MTR en het ER is dat voor het MTR de laagste waarde van de in $mg \cdot kg \text{ voedsel}^{-1}$ uitgedrukte MTR's geselecteerd wordt, terwijl voor het ER het geometrisch gemiddelde van alle waarden berekend wordt.

Tabel B5.2 laat de herberekende MTT, MTR, ET en ER waarden zien, voor zover herberekening mogelijk bleek. De volgende paragrafen bespreken de uitgevoerde berekening.

Cadmium

Methode I is gevolgd, maar alleen het $MTR_{bodem, dv}$ is opnieuw berekend, op basis van de toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren. Hiervoor zijn de toxiciteitsdata voor vogels en zoogdieren en de BSAF-waarde uit Smit et al. (2000) gebruikt. Alle toxiciteitsgegevens voor Cd zijn reeds uitgedrukt in $mg \cdot kg \text{ voedsel}^{-1}$. Deze waarden zijn vervolgens gecorrigeerd met behulp van een veiligheidsfactor. Hierna is voor berekening van het MTR de laagste waarde geselecteerd, deze bedraagt $0,0067 \text{ mg/kg voedsel}$. Gebruik makend van een geometrisch gemiddelde BSAF van 2,10 (n=147, in $kg \text{ bodem droog/kg worm nat}$) levert dit een $MTR_{bodem, dv}$ doorvergiftiging van $0,0032 \text{ mg/kgdw bodem}$. Het $ER_{bodem, dv}$ wordt berekend met de BSAF en het geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren ($0,185 \text{ mg} \cdot kg \text{ voedsel}^{-1}$). $ER_{bodem, dv}$ is $0,088 \text{ mg/kgdw bodem}$.

Koper

Methode I is gevolgd, maar alleen het MTR_{bodem} , doorvergiftiging is opnieuw berekend, op basis van de toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren. Hiervoor zijn de toxiciteitsdata voor vogels en zoogdieren en de BSAF waarde uit Smit et al. (2000) gebruikt. De toxiciteitsgegevens zijn omgerekend naar mg/kg voedsel en gecorrigeerd met behulp van een veiligheidsfactor. Vervolgens is de laagste waarde geselecteerd, deze bedraagt 0,13 mg/kgvoedsel. Gebruik makend van een geometrisch gemiddelde BSAF van 0,09 (n=170, in kgbodem droog/kgworm nat) levert dit een MTR_{bodem} , doorvergiftiging van 1,5 mg/kgdw bodem. Het ER_{bodem} , dv wordt berekend met de BSAF en het geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren (2,29 mg.kg voedsel⁻¹).

ER_{bodem} , dv is 25 mg/kgdw bodem.

Kwik

Methode I is gevolgd, maar alleen het MTR_{bodem} , doorvergiftiging is opnieuw berekend, op basis van de toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren. Hiervoor zijn de toxiciteitsdata voor vogels en zoogdieren en de BSAF waarde uit Smit et al. (2000) gebruikt. Alle toxiciteitsgegevens voor Hg zijn reeds uitgedrukt in mg/kgvoedsel. Deze waarden zijn vervolgens gecorrigeerd met behulp van een veiligheidsfactor. Hierna is de laagste waarde geselecteerd, deze bedraagt 0,033 mg/kgvoedsel. Gebruik makend van een geometrisch gemiddelde BSAF van 0,28 (n=91, in kgbodem droog/kgworm nat) levert dit een MTR_{bodem} , dv van 0,12 mg/kgdw bodem. Het ER_{bodem} , dv wordt berekend met de BSAF en het geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren (0,19 mg.kgvoedsel⁻¹). ER_{bodem} , dv is 0,67 mg/kgdw bodem.

Tabel B5.2. Herberekende waarden voor MTT, MTR, ET en ER op basis van doorvergiftiging.

| Stofnaam | C_b [mg.kg _{dw} ⁻¹ s.b.] | Lijzen <i>et al.</i> (2002) | | Dit rapport | | | |
|-----------------|---|--|---|---|---|--|--|
| | | MTR (incl. C_b) [mg.kg _{dw} ⁻¹] | ER (incl. C_b) [mg.kg _{dw} ⁻¹] | $MTT_{\text{bodem,dv}}$ [mg.kg _{dw} ⁻¹] | $MTR_{\text{bodem,dv}}$ [mg.kg _{dw} ⁻¹] | $ET_{\text{bodem,dv}}$ [mg.kg _{dw} ⁻¹] | $ER_{\text{bodem,dv}}$ [mg.kg _{dw} ⁻¹] |
| Cadmium | 0,8 | 0,9 | 4,5 | 0,0032 | 0,80 | 0,088 | 0,89 |
| Koper | 36 | 61 | 320 | 1,5 | 38 | 25 | 61 |
| Kwik | 0,3 | 0,4 | 4,9 | 0,12 | 0,42 | 0,67 | 0,97 |
| Lood | 85 | 140 | 550 | n.m. | n.m. | n.m. | n.m. |
| Zink | 140 | 180 | 370 | n.m. | n.m. | n.m. | n.m. |
| DDT | | 0,0035 | 1,1 | n.m. | n.m. | n.m. | n.m. |
| Aldrin/dieldrin | | 0,011 | 0,53 | - | n.m. | - | n.m. |
| Endrin | | 0,0026 | 0,18 | - | 0,013 ^a | - | 0,066 ^a |
| Σdrins | | 0,0053 | 0,31 | - | n.m. | - | n.m. |

Voetnoten

dv = doorvergiftiging.

n.m. = herberekening niet mogelijk; n.v.t. = niet van toepassing.

s.b. = standaardbodem.

a) waarde uitgedrukt in mg.kgdw, standaardbodem.

Lood

Voor lood kan de herberekening niet worden uitgevoerd. De methodiek vereist het toepassen van een veiligheidsfactor, waarvan de grootte afhankelijk is van de blootstellingsduur in het toxiciteitsexperiment (vogels en zoogdieren). De blootstellingsduur van het toxiciteitsexperiment is dus parameter die bekend moet zijn. Zowel in Lijzen et al. (2002) als in de originele bron die daarin wordt aangehaald (Spurgeon en Hopkin, 1996) wordt de grootte van de blootstellingsduur niet vermeld.

Zink

Ook voor zink kan de herberekening niet worden uitgevoerd. De methodiek vereist het toepassen van een veiligheidsfactor, waarvan de grootte afhankelijk is van de blootstellingsduur in het toxiciteitsexperiment (vogels en zoogdieren). De blootstellingsduur van het toxiciteitsexperiment is dus parameter die bekend moet zijn. Zowel in Lijzen et al. (2002) als in de originele bron die daarin wordt aangehaald (Spurgeon en Hopkin, 1996) wordt de grootte van de blootstellingsduur niet vermeld.

DDT

Voor DDT kan de herberekening niet worden uitgevoerd. De methodiek vereist het toepassen van een veiligheidsfactor, waarvan de grootte afhankelijk is van de blootstellingsduur in het toxiciteitsexperiment (vogels en zoogdieren). De blootstellingsduur van het toxiciteitsexperiment is dus parameter die bekend moet zijn. Zowel in Lijzen et al. (2002) als in de originele bron die daarin wordt aangehaald (Van de Plassche, 1994, Van de Plassche et al., 1994) wordt de blootstellingsduur van de toxiciteitsexperimenten niet vermeld.

Aldrin/dieldrin

Voor aldrin en endrin (gecombineerde norm) kan de herberekening niet worden uitgevoerd. De onderliggende toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren zijn wel beschikbaar, in Van de Plassche (1994) en Van de Plassche et al. (1994). Echter, de gerapporteerde toxiciteitsgegevens vragen om een nadere bestudering. Het is onduidelijk of de methoden die destijds zijn gebruikt om uit de gevonden toxiciteitsstudies NOEC-waarden af te leiden, momenteel ook zo toegepast zouden worden. Een nadere evaluatie van de toxiciteitsgegevens is momenteel niet haalbaar.

Endrin

Methode I is gevolgd, maar alleen het MTR_{bodem} , doorvergiftiging is opnieuw berekend, op basis van de toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren. Hiervoor zijn de toxiciteitsdata voor vogels en zoogdieren uit Van de Plassche (1994) en Van de Plassche et al. (1994) gebruikt. Er is een log Kow van 4,55 (MlogP waarde uit BioByte, 2004) (Van de Plassche, 1994) gebruikt om de BCF-regenworm te berekenen omdat een experimentele BCF niet voorhanden was. Een log Koc van 4,29 is gebruikt om de MTR_{bodem} , doorvergiftiging te berekenen. De toxiciteitsgegevens zijn omgerekend naar mg/kgvoedsel en gecorrigeerd met behulp van een veiligheidsfactor. Vervolgens is de laagste waarde geselecteerd, deze bedraagt 0,0047 mg/kgvoedsel. Gebruik makend van een berekende BCF-regenworm van 0,895 levert dit een MTR_{bodem} , doorvergiftiging van 0,15 mg/kgdw standaardbodem. De berekende MTR_{bodem} , doorvergiftiging is uitgedrukt in standaardbodem (10% organisch stof). Het ER_{bodem} , dv wordt berekend met de BCF en het geometrisch gemiddelde van de toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren ($0,024 \text{ mg.kgvoedsel}^{-1}$). ER_{bodem} , dv is 0,77 mg/kgdw bodem.

Mogelijkheden tot afleiden van 'MTR_{bodem}' o.b.v. doorvergiftiging voor andere stoffen t.b.v.

Referentiewaarden

Voor de volgende stoffen, genoemd in het project Referentiewaarden, is geen milieurisicogrens voor bodem voorgesteld op basis van doorvergiftiging: arseen, barium, chroom, cobalt, molybdeen, nikkel, PAKs, HCH, DDE, DDD, PCB77, PCB105, PCB126, chloorbenzenen en chloorfenolen. Het afleiden van een milieurisicogrens op basis van doorvergiftiging zou per stof een behoorlijke tijdsinspanning vergen, aannemende dat vaststaat dat doorvergiftiging voor de betreffende stof relevant is (anders dient dat ook te worden uitgezocht). Er is echter voor een aantal van de genoemde verbindingen een en ander bekend.

Metalen

In 2002 is door Lijzen et al. (2002) vastgesteld dat het voor arseen, chroom en nikkel niet mogelijk was een milieurisicogrens voor bodem op basis van doorvergiftiging vast te stellen, vanwege het ontbreken van toxiciteitsgegevens voor vogels en zoogdieren. Opgemerkt moet worden dat voor arseen, chroom en nikkel ook werd vastgesteld (Lijzen et al. 2002) dat er geen indicatie is voor het

optreden van bioaccumulatie in de terrestrische voedselketen. Voor nikkel is een EU-RAR in ontwikkeling (nog niet openbaar) waarin mogelijk gegevens over (potentiële) doorvergiftiging in het bodemecosysteem gevonden kunnen worden. Het onderdeel doorvergiftiging is nu (Juni 2006) nog niet uitgewerkt.

Voor de metalen barium, kobalt en molybdeen zou een literatuuronderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging.

PAK's

Voor PAK's is in Lijzen et al. (2002) en Van Wezel et al. (2003) gerapporteerd dat doorvergiftiging voor PAK's waarschijnlijk minder relevant is. In de concept EU risicobeoordeling voor koolteerpek, waarin 16 PAK's behandeld worden, is het onderwerp doorvergiftiging nog niet behandeld. De verwachting is dat doorvergiftiging voor PAK minder relevant is.

HCH

Voor HCH (α , β en γ isomeren) zou een literatuuronderzoek gedaan moeten worden. Voor de gamma isomeer (lindaan) is bekend dat doorvergiftiging relevant is. Voor de twee andere isomeren zou dit nader onderzocht dienen te worden.

PCB's

Doorvergiftiging in het terrestrisch ecosysteem is relevant voor PCB's. Voor de in het project genoemde PCB's (77, 105 en 126) zijn door Van Wezel et al. (1999) milieurisicogrenzen voor bodem (MTR) voorgesteld, uitgedrukt in mg.kgo.c.⁻¹. In deze normvoorstellen is doorvergiftiging van PCB's betrokken, echter, de milieurisicogrenzen zijn niet vastgesteld door de stuurgroep INS en kunnen niet als vigerende bodemnorm beschouwd worden.

DDD en DDE

Doorvergiftiging in het terrestrisch ecosysteem voor DDE en DDD is mogelijk relevant. Metabolieten van van DDT kunnen door de terrestrische voedselketen getransporteerd worden (Harris et al., 2000). Voor deze verbindingen zou een literatuuronderzoek gedaan moeten worden. Hiermee zou eerst moeten worden vastgesteld of het mogelijk is om de bijdrage van doorvergiftiging voor DDD en DDE goed te kunnen bepalen. In Lijzen et al. (2002) werd vastgesteld, dat het kwantificeren van doorvergiftiging niet mogelijk was vanwege het ontbreken van BSAF waarden.

Chloorbenzenen

Verwacht wordt dat voor de hoger gechloroerde verbindingen doorvergiftiging in het terrestrisch ecosysteem relevant is. Voor chloorbenzenen zou een literatuuronderzoek gedaan moeten worden.

Chloorfenolen

Voor chloorfenolen zou een literatuuronderzoek gedaan moeten worden om het belang van doorvergiftiging vast te stellen. Door Van de Plassche (1994) werd voor de hoogst gechloroerde chloorfenol (PCP) tentatief geconcludeerd dat doorvergiftiging in het terrestrisch ecosysteem niet relevant was.

Referenties

- Harris ML, Wilson LK, Elliott JE, Bishop CA, Tomlin AD, Henning KV. 2000. Transfer of DDT and metabolites from fruit orchard soils to American robins (*Turdus migratorius*) twenty years after agricultural use of DDT in Canada. *Arch Environ Contam Toxicol* 39: 205-220.
- Lijzen JPA, Mesman M, Aldenberg T, Mulder CT, Otte PF, Posthumus R, Roex E, Swartjes FA, Versluijs CW, Van Vlaardingen PLA, Van Wezel AP, Van Wijnen HJ. 2002. Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment. Report no. 711701029. 171 pp.
- Plassche EJ van de. 1994. Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. Bilthoven: National Institute for Public

- Health and the Environment. Report no. 679101012. 120 pp.
- Plassche EJ van de, Canton JH, Eijs YA, Everts JW, Janssen PJCM, Van Koten-Vermeulen JEM, Polder MD, Posthumus R, De Stoppelaar JM. 1994. Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning: underlying data. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment. Report no. 679101012 (Annex). 130 pp.
- Smit CE, Van Wezel AP, Jager T, Traas TP. 2000. Secondary poisoning of cadmium, copper and mercury: implications for the Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations in water, sediment and soil. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment. Report no. 601501009. 59 pp.
- Spurgeon DJ, Hopkin SP. 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.
- 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. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. Rapport nr. 711701020. 263 pp.
- Vlaardingen PLA van, Verbruggen EMJ. In prep. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of the project 'International and National Environmental Quality Standards for Substances in the Netherlands (INS)'. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment.
- Wezel AP van, De Vries W, Beek M, Otte PF, Lijzen JPA, Mesman M, Van Vlaardingen PLA, Tuinstra J, Van Elswijk M, Römken PFAM, Bonten L. 2003. Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodem - Technisch wetenschappelijke afleiding van getalswaarden. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment. Report no. 711701031. 161 pp.
- Wezel AP van, Traas TP, Polder M, Posthumus R, Van Vlaardingen PLA, Crommentuyn T, Van de Plassche EJ. 1999. Maximum permissible concentrations for polychlorinated biphenyls. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment. Report no. 601501006. 129 pp.

BIJLAGE 6. NOTITIE OVER DE AW2000-normwaarden

AW2000-normwaarden, achtergrond en toegevoegd risicobenadering

Datum: 26 juni 2006, Job Spijker, Peter van Vlaardingen en Michiel Rutgers

‘Het gebruik van de 95^{ste} percentiel van de meetwaarden van AW2000 voor de referentiewaarden in het bodembeleid is strijdig met de oorspronkelijke uitgangspunten van het ‘toegevoegd risico’ en de definitie van Crommentuijn et al (2000a).’

Een norm afgeleid volgens de toegevoegd risicobenadering bestaat uit 2 delen: (1) de natuurlijke achtergrondwaarde en (2) een toegevoegd deel, bijvoorbeeld de maximaal toelaatbare toevoeging (MTT), verwaarloosbare toevoeging (VT) of ernstig-risicotoevoeging (ET). De rationale achter deze benadering is dat het op risico's gebaseerd beleid slechts ingezet wordt op de door de mens veroorzaakte verontreiniging en niet op de van nature voorkomende concentraties van stoffen. De natuurlijke achtergrond leidt aldus nooit tot ongewenste risico's (Struijs et al., 1997, Crommentuijn et al., 2000a; Crommentuijn et al., 2000b).

De toegevoegd risicobenadering wordt toegepast op stoffen die van nature in de bodem voorkomen, voornamelijk metalen en metalloïden. Voor stoffen waarvan men aanneemt dat ze niet van nature voorkomen, meestal organische contaminanten, geldt dat de totale aanwezige bodemconcentratie het risico op ongewenste effecten bepaalt. De huidige ‘natuurlijke’ achtergrondwaarden zijn begin jaren 90 afgeleid door Van den Hoop (1995). Hiervoor zijn onder andere de zogenaamde ‘Edelman locaties’ bemonsterd, locaties gelegen in natuurgebieden en over het algemeen gelegen op zandbodems. Onlangs zijn nieuwe normwaarden als 'achtergrondwaarden' gepresenteerd vanuit het project ‘Achtergrondwaarden 2000’ (AW2000; Lamé et al., 2004; Lamé and Nieuwenhuis, 2006)). Door NOBO is aangegeven dat deze voorgestelde normwaarden als achtergrondwaarden gebruikt dienen te worden om nieuwe referentiewaarden af te leiden volgens de toegevoegd risicobenadering. De voorgestelde normwaarden uit AW2000 wijken af van natuurlijke achtergrondwaarden. De AW2000 werkgroep heeft gekozen om achtergrondgehalten te bepalen die op dit moment voorkomen in natuurgebieden en met name landbouwgronden (80% van de locaties). Op deze wijze wil de AW2000 werkgroep een zo goed mogelijk beeld krijgen van actuele bodemconcentraties en dit inzetten als ondersteuning voor het bodembeheer.

De meetwaarden uit AW2000 hebben in ieder geval voor de elementen As, Cd, Cu, Pb en Zn een aantoonbare antropogene component (Spijker en Van Vlaardingen 2007). Wanneer de meetwaarden uit AW2000 worden gebruikt als basis voor de toegevoegd risicobenadering, dan is er feitelijk geen sprake meer van een scherp onderscheid tussen natuurlijke achtergrond en een toegevoegd risico. Het gebruik van de 95^{ste} percentiel van de meetwaarden van AW2000 voor de referentiewaarden in het bodembeleid is daarom strijdig met de oorspronkelijke uitgangspunten van het ‘toegevoegd risico’ en de definitie van Crommentuijn et al (2000a). Ook voor de vigerende Cb-waarden is niet uitgesloten dat er een antropogene toevoeging aanwezig is.

Het is mogelijk om de waarden uit AW2000 te corrigeren voor antropogene invloed. Deze correctie zou kunnen leiden tot waarden die toepasbaar zijn als natuurlijke achtergrondwaarden. Het gebruik van deze waarden past wel bij de oorspronkelijke uitgangspunten van de toegevoegd risicobenadering. Het model hiervoor is deels operationeel maar dient nog wel gevalideerd te worden. Door de AW2000 projectgroep is geconstateerd dat de huidige bodemtypecorrectie, op basis van humus- en lutumgehalte mogelijk herzien moet worden. Het model levert naast correctie voor de antropogene invloed ook een herziene methode op voor een bodemtypecorrectie.

Omdat NOBO heeft aangegeven de AW2000-gegevens te gebruiken voor de afleiding van de referentiewaarden is een korte studie uitgevoerd naar de getalsmatige implicaties van deze keuze

voor het toegevoegd risico. De resultaten van deze studie zijn weergegeven in tabel 1. Uit de tabel blijkt dat Cd, Cu, Pb, Sn, Zn en in mindere mate As een relatief hoog AW2000-normwaardevoorstel hebben ten opzichte van de berekende natuurlijke achtergrond. Zink en met name koper overschrijden aanzienlijk het risiconiveau berekend via het model (MTR-model) wat impliceert dat bij gebruik van het AW2000-normwaardevoorstel als achtergrondwaarde men een risico moet accepteren dat hoger ligt dan het maximaal toelaatbare risiconiveau (berekend op basis van AW2000) voor deze twee stoffen.

Tabel B6.1. Voorgestelde normwaarden afkomstig uit AW2000 (AW2000-normwaarde), vigerende achtergrondgehalten (Cb-vigerend) en berekende natuurlijke achtergrondconcentraties (Cb-model, voorlopig resultaat). De ratio tussen AW2000 en Cb-model geeft een indicatie van antropogene invloed. Ratio's groter dan 1,5 zijn vetgedrukt weergegeven, concentraties zijn weergegeven in mg/kg voor een standaardbodem met 25% lutum en 10% organisch stof.

| Element | Cb - vigerend [mg/kg] | AW2000- Normwaarde [mg/kg] | Cb - model [mg/kg] | Ratio AW2000 / Cb - model [-] | MTR-model [mg/kg] |
|---------|--------------------------|----------------------------------|-----------------------|-------------------------------------|----------------------|
| As | 29 | 20 | 13.5 | 1.5 | 18.0 |
| Be | 1.1 | 1.5 | 1.5 | 1.0 | 1.5 |
| Cd | 0.8 | 0.6 | 0.2 | 3.0 | 1.0 |
| Co | 9 | 15 | 11.5 | 1.3 | 35.5 |
| Cr | 100 | 55 | 53.4 | 1.0 | 57.2 |
| Cu | 36 | 40 | 13.1 ⁴ | 3.0 | 16.6 |
| Pb | 85 | 50 | 14.3 ⁵ | 3.5 | 69.3 |
| Sn | 19 | 6.5 | 1.5 | 4.4 | 35.5 |
| V | 42 | 80 | 73.4 | 1.1 | 74.5 |
| Zn | 140 | 140 | 71.8 | 2.0 | 87.8 |

1 Uit (de Wilde et al., 1992)

2 Berekend volgens natuurlijk achtergrondwaardenmodel (zie Spijker en Van Vlaardingen, 2007.)

3 MTR berekend als Cb-model + vigerend MTT

4 Concentratie Cu kan in sommige bodemtypes sterk variabel zijn (met name rivierkleigronden), geschatte range van natuurlijke achtergrondconcentraties ligt ongeveer tussen 10 en 20 mg/kg.

5 Gemeten concentratie Pb relatief laag in AW2000 ten opzichte van overige data van de Nederlandse bodem.

Referenties

- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van den Hoop, M., van Leeuwen, K., and van de Plassche, E., 2000a. Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations. *Journal of Environmental Management*, 60(2): 121-143.
- Crommentuijn, T., Sijm, D., de Bruijn, J., van Leeuwen, K., and van de Plassche, E., 2000b. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *Journal of Environmental Management*, 58(4): 297-312.
- Lamé, F.P.J., Brus, D.J., and Nieuwenhuis, R.H. *Achtergrondwaarden 2000*. Hoofdrapport fase 1. NITG 04-242-A. 2004. TNO.
- Lamé, F.P.J. and Nieuwenhuis, R.H. *Beleidsmatig vervolg AW2000*. Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de bijbehorende toetsingsregel. 2006-U-R0044/A. 2006. TNO Bouw en Ondergrond.
- Spijker, J., Van Vlaardingen, P. (2007). *Implicaties van voorgestelde bodemnormwaarden uit 'Achtergrondwaarden 2000' in relatie tot risico's*. Rapport 711701052., RIVM, Bilthoven.
- Struijs, J., van de Meent, D., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., and Crommentuijn, T., 1997. Added Risk Approach to Derive Maximum Permissible Concentrations for Heavy Metals: How to Take Natural Background Levels into Account. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37(2): 112-118.
- Wilde, P.G.M. de, Keijzer, J., Janssen, G.L.J., Aalbers, Th.G., and Zevenbergen, C. *Beoordeling van gereinigde grond: I Uitloogkarakteristieken en chemische samenstelling van referentiegronden*. RIVM 216402001. 1992.

BIJLAGE 7. MOGELIJKHEDEN VOOR SOMWAARDEN VOOR PAK

Kader

Alle ecologische data zijn afkomstig uit Verbruggen et al. (2001) en alle humaan-toxicologische gegevens en risicogrenzen zijn gebaseerd op Baars et al (2001) en Lijzen et al.(2001). Deze notitie is intern-RIVM afgestemd, maar niet extern afgestemd zoals gebruikelijk is rond normstelling (Toetsing bij OZBG-humaan en/of het wetenschappelijk klankbord INS). De gedane voorstellen moeten als voorlopig worden gezien, aangezien dit niet in een breder inhoudelijk/wetenschappelijk kader is besproken.

Somwaarde PAK op basis van ecotoxicologische gegevens

Voor PAK is aanbevolen in principe de Toxic Unit-benadering te volgen, aangezien de risicogrenzen van individuele PAK ver uit elkaar liggen en deze stoffen grotendeels hetzelfde werkingsmechanisme hebben (behoudens enkele PAK met óók andere werkingsmechanismen). Bij de evaluatie interventiewaarden is daarom ook geen som-norm afgeleid (ondersteund door de voormalige OZBG-eco). Ook op Europees nivo is voor de EU risk assessment voor koolteerpek een 'Toxic Unit approach' voorgesteld voor de PAK's (en ook voor PAK in de Kaderrichtlijn Water).

In principe is het mogelijk om op basis van de individuele risicogrenzen van PAK een som-PAK-waarde af te leiden wanneer het (samenstellings) profiel van de PAK bekend is. Dit is in feite alleen locatiespecifiek mogelijk.

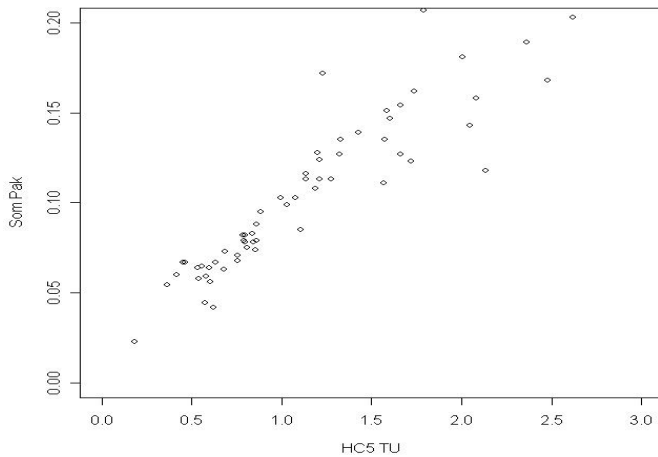
De individuele risicogrenzen van PAK zijn gebaseerd op de NOEC en andere ecotoxicologische gegevens en genormaliseerd op de standaardbodem. Bij voldoende data kan op basis van een soortgevoeligheidsverdeling percentielwaarden van deze verdeling worden afgeleid. Dit wordt het concept van Hazardous Concentration (HC) genoemd. De 5-percentielwaarde van deze verdeling, met een eventuele assessment-factor, staat voor het maximaal toelaatbaar risiconiveau van het ecosysteem voor een individuele stof. In het kader van de Referentiewaarden zijn naast het maximaal toelaatbaar risiconiveau ook een middenniveau en een ernstig risiconiveau gedefinieerd. Aangezien voor de meeste PAK niet voldoende data waren voor het maken van een soortgevoeligheidsverdeling is het 100% beschermingsniveau afgeleid via een (internationaal) breed gedragen methodiek met extrapolatiefactoren. Dit is gedefinieerd als het maximaal toelaatbaar risico (MTReco).

Om tegemoet te kunnen komen aan de beleidsmatige behoefte om voor het grondverzet over een generieke som-PAK-waarde te beschikken, en de wetenschap dat verschillende PAK vaak in vergelijkbare verhoudingen voorkomen in het milieu, maakt het mogelijk op basis van een PAK-profiel en de ecologische (en humane) risicogrenzen een voorstel te doen voor een waarde voor de som-PAK. Een dergelijke waarde moet met de nodige voorzichtigheid worden gehanteerd, aangezien lokaal het PAK-profiel kan verschillen.

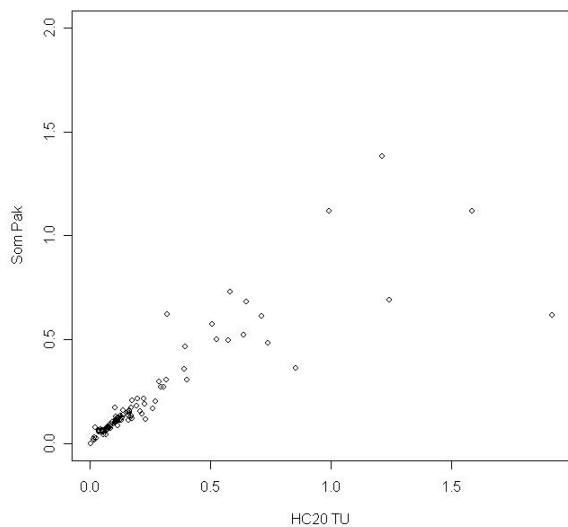
Data voor het afleiden van een profiel (en een som-norm) is gehaald uit het databestand van 'Achtergrondwaarden 2000' (AW2000). Alleen bovengrondmonsters zijn geselecteerd waarvoor gold dat de fractie organisch materiaal minder dan 10% bedroeg en waar benzo(a)pyreen (BaP) een concentratie had van boven de aantoonbaarheidsgrens. De selectie omvatte uiteindelijk 78 monsters. Met nadruk wordt er op gewezen dat p95AW2000 alleen achtergrondwaarden bevat en geen gegevens van vervuilde locaties.

De som-PAK 'eco' is grafisch afgeleid en het resultaat is analytisch gecontroleerd met behulp van het gemiddelde PAK-profiel en de relatieve toxiciteit ten opzichte van BaP. In beide gevallen is gebruik gemaakt van de Toxic Unit-(TU) benadering. Deze TU is gedefinieerd als de som van de concentraties individuele PAK gedeeld door de individuele risicogrenzen. Deze risicogrenzen zijn overeenkomstig het huidige beleidsstandpunt niet gecorrigeerd voor het organisch stofgehalte (OM).

Als de TU groter wordt dan 1, dan is er sprake van overschrijding van de risicogrens voor het gekozen beschermingsniveau.
 In Figuur B7.1 is de relatie tussen de som-PAK (in mg/kg) en de TU voor het MTR (HC 5) getoond. Uit de figuur is de som-PAK af te lezen die hoort bij een TU van 1.



Figuur B7.1. Relatie tussen de som-PAK (in mg/kg) en de TU op het 100% beschermingsniveau (MTR-niveau).



Figuur B7.2. Relatie tussen de som-PAK (in mg/kg) en de TU op het 80% beschermingsniveau (middenniveau).

Uitgaande van de in Figuur B7.1 getoonde dataspreiding en verhouding tussen de TU en de som-PAK is voor ook voor het middenniveau en het ER-niveau een som-PAK-waarde uit te rekenen waarvoor geldt dat de TU=1. Voor beide niveaus zijn aparte berekeningen gedaan, waarvan de figuren niet zijn opgenomen Deze som-PAK-waarden staan in tabel B7.1. Voor het ER-niveau is het concentratiebereik van de dataset lager dan TU=1, waardoor de som-PAK-waarde voor dit niveau een groter onzekerheid heeft. Voor het MTR- en middenniveau is het concentratiebereik wel dekkend.
 Indien de som-PAK-eco analytisch wordt bepaald uit het gemiddelde PAK-profiel (zie Tabel B7.2)

dan worden gelijkwaardige getallen gevonden. Deze waarden zijn opgenomen in Tabel B7.3. Het p95AW2000-PAK-profiel wijkt af van het PAK-profiel dat in 1999 is gebruikt voor het afleiden van de bodemgebruikswaarden (BGW) (Lijzen e.a. 1999; Lijzen e.a. 2002). Dit profiel bevat het voorkomen van 6 individuele PAK's. Op basis hiervan is analytisch een som-PAK-eco af te leiden van 0,12, 1,2 en 9,3 mg voor respectievelijk het MTR-, midden- en 50%-beschermingsniveau.

Tabel B7.1. Som-PAK-waarden op basis van voorkomen in AW 2000 en kengetallen met betrekking tot nauwkeurigheid.

| Criterium | Som-PAK [mg/kg] | Standaard deviatie | Variatie coëfficiënt |
|--------------------------------|----------------------------|-------------------------------|---------------------------------|
| MTReco | 0.10 | 0.02 | 0.21 |
| middenniveau | 1.0 | 0.25 | 0.25 |
| 50% beschermingsniveau (EReco) | 7.6 | 2.1 | 0.28 |

Tabel B7.2. Gemiddeld PAK-profiel van p95AW2000

| Stof (10 PAK van VROM) | Mean (fractie) |
|-------------------------------|-----------------------|
| Naftaleen | 0.006 |
| Anthraceen | 0.008 |
| Fenanthreen | 0.101 |
| Fluorantheen * | 0.278 |
| Benzo(a)anthraceen * | 0.085 |
| Chryseen * | 0.111 |
| Benzo(a)pyreen * | 0.13 |
| Benzo(k)fluorantheen * | 0.055 |
| Indeno, 1,2,3-cd pyreen * | 0.117 |
| Benzo(ghy)peryleen | 0.108 |
| Som | 1 |

* voor de mens carcinogene PAK

Tabel B7.3. Som-PAK analytisch bepaald op basis van gemiddeld PAK-profiel van p95AW2000

| Criterium | Som-PAK [mg/kg] |
|------------------|------------------------|
| MTReco | 0.094 |
| middenniveau | 0.98 |
| EReco | 7.4 |

Tabel B7.4. Som-PAK analytisch bepaald op basis van gemiddeld PAK-profiel van 6 PAK voor enkele verontreinigde locaties (ook gebruikt bij afleiding BGW)

| Criterium | Som-PAK [mg/kg] |
|------------------|------------------------|
| MTReco | 0,12 |
| middenniveau | 1,2 |
| EReco | 9,3 |

Op termijn zou voor 17 (of 16) PAK een risicogrens afgeleid moeten worden. Op basis van een Europese studie naar koolteerpek is dit op relatief korte termijn (in 2006) realiseerbaar. Normen op basis van deze getallen zullen een stuk betrouwbaarder zijn, tengevolge van het feit dat ze vrijwel volledig op terrestrische data zijn gebaseerd en er geen gebruik is gemaakt van evenwichtspartitie. Op basis van nieuwe risicogrenzen kan dit op vergelijkbare wijzen tot aangepaste somwaarde leiden (mits deze extra stoffen ook aan het profiel toegevoegd kunnen worden).

Als bij een geval het PAH-profiel afwijkt (concentraties veel hoger dan p95AW2000, en verdeling over de PAK's anders dan bij p95AW2000), dan heeft het vaststellen van de locatiespecifieke waarde van de lokale toxische druk van het PAK-mengsel, uitgedrukt als msPAF (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie) de voorkeur. Wanneer er ook voor meer PAK's (tot 16 à 17) normen worden afgeleid is deze standaardaanpak via de msPAF mogelijk.

Afleiding van een somwaarde voor PAK op basis van humaan-toxicologische risico's

De afleiding van een som-PAK-norm voor humaan-toxicologische risico's met het PAK-profiel van AW 2000 is op gelijke wijze gedaan als met het PAK-profiel van enkele gevallen van bodemverontreiniging bij het vaststellen van de BGW in 1999. De risicogrenzen van de individuele PAK en de weging van de individuele PAK via de B(a)P-equivalentenbenadering zijn gebaseerd op Baars e.a (2001) en Lijzen e.a. (2001) in het kader van de evaluatie interventiewaarden. De waarde is afgeleid uit het gemiddelde PAK-profiel van de carcinogene PAK op het niveau van het additionele kankerrisico van 10-6 levenslang (via BaP-equivalenten). Uit deze berekening volgt dat de som-PAK-waarde, voor de carcinogene PAK, met Bap-equivalent =1 uitkomt op 6,8 mg/kg som-PAK (Wonen met tuin; wonen met moestuin 1.8 mg/kg). Het gaat dan om een somwaarde voor 6 van de 10 (carcinogene) VROM-PAK (Fluorantheen, Benzo(a)anthraceen, Chryseen, Benzo(a)pyreen, Benzo(k)fluorantheen, Indeno, 1,2,3-cd pyreen). Op basis van dezelfde toxiciteitsdata, waarbij het PAK-profiel gebruikt werd bij de afleiding van de BGW was dit 3,5 mg/kg voor wonen met moestuin. Dit verschil tussen de moestuinwaarden komt door het relatief hogere aandeel benzo(a)pyreen in het PAK-profiel op basis van AW2000 ten opzichte van het destijds gebruikte profiel.

Gezien de sterke afhankelijkheid van deze somwaarde van het specifieke profiel, moet bij de beoordeling van locaties een beoordeling worden gedaan op basis van de werkelijk voorkomende verhouding aan PAK. Het is dan van belang alle 17 PAK waarvoor normen zijn afgeleid te betrekken bij de risicobeoordeling (12 daarvan hebben het stempel carcinogeen).

Conclusie mogelijkheden somwaarde voor PAK (10 PAK van VROM)

1. Op basis van de toepassing van de Toxic Unit-benadering en de dataset over PAK-profielen uit p95AW2000, wordt een som-PAK voor de 10 PAK van VROM voorgesteld van 1 mg/kg voor het tussenniveau (HC20-niveau) en van 0,1 mg/kg op het MTR-niveau. Op basis van het gekozen humane risiconiveau (10-6 levenslang) zou de somwaarde met genoemd profiel hoger liggen (6.8 mg/kg voor Wonen met tuin). Deze waarden kunnen alleen worden gebruikt in het lage concentratiebereik tot 1 mg/kg wanneer er geen gegevens over de individuele PAK beschikbaar zijn. Wanneer een TU-benadering mogelijk is, moet deze bij voorkeur gevolgd worden.
2. Voor het hogere concentratiebereik is het voor de afleiding van somwaarden voor PAK-mengsels gewenst informatie over PAK-profielen in vervuilde gebieden te gebruiken. De som-PAK op het ER_{eco}-niveau van 7,6 mg/kg bij de gehanteerde methode, heeft een grote onzekerheid. Voor dit soort locaties zal via de Toxic Unit-benadering per locatie het risico bepaald moeten worden of met een lokaal PAK-profiel een som-PAK-waarde afgeleid moeten worden.

BIJLAGE 8. OVERZICHT VAN KRITISCHE BODEMGEHALTEN VOOR VERSCHILLENDE STOFFEN

De volgende pagina's bevatten per stof de kritische bodemgehalten die ten behoeve van de referentiewaarden zijn afgeleid voor de zeven bodemgebruiksvormen. Voor elke stof zijn de kritische bodemgehalten gegeven, de verschillende criteria per bodemgebruiksvorm en de daarop gebaseerde referentiewaarden.

Antimoon

| Criteria | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|---------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | 15 | 470 | 1.30 | 15 | 2300 | 2300 | 2300 |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 4.0 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 43 | 43 | 43 | 43 | 4.0 | 43 | 2894 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 4.0 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Huidige interventiewaarde: | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde # | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| Cb | | | | | | | |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 15 | 22 | 4.0 | 4.0 | 4.0 | 22 | 22 |

" Door de toegepaste analyseprocedure, met een relatief hoge aantoonbaarheidsgrens, ligt deze gemeten AW2000waarde van 4 mg/kg boven de werkelijke achtergrondwaarde van de Nederlandse bodem"

\$ Er zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Arseen

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|
| Bodemgebruiksvormen → | | | | | | | |
| Bodemkwaliteitscriteria | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| <u>Humane risico's</u> | 430 | 560 | 97 | 430 | 2600 | 2600 | 2600 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 20 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 27 | 27 | 27 | 27 | 20 | 27 | 76 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | & | 20 | & | & |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | 55 | 55 | 55 | 55 | 55 | 55 | 55 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde:</u> | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000):</u> | 76 | 76 | 76 | 76 | 76 | 76 | 76 |
| <u>AW2000-normwaarde</u> | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| <u>Cb</u> | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 | 29 |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 27 | 27 | 27 | 20 | 20 | 27 | 76 |

& van doorvergiftiging is waarschijnlijk geen sprake (Lijzen et al., 2002)

Barium

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------------------|---|--|
| Bodemgebruiksvormen → | | | | | | | |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 4700 | (mg/kg) 8900 | (mg/kg) 600 | (mg/kg) 4700 | (mg/kg) 43000 | (mg/kg) 43000 | (mg/kg) 43000 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 190 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 552 | 552 | 552 | 552 | 190 | 552 | 920 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 190 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 160 | 160 | 160 | 160 | 160 | 160 | 160 |
| Huidige interventiewaarde: | 625 | 625 | 625 | 625 | 625 | 625 | 625 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 890 | 890 | 890 | 890 | 890 | 890 | 890 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 920 | 920 | 920 | 920 | 920 | 920 | 920 |
| AW2000-normwaarde | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 |
| Cb | 155 | 155 | 155 | 155 | 155 | 155 | 155 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 552 | 552 | 552 | 190 | 190 | 552 | 920 |

\$ Zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Beryllium

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 150 | (mg/kg) 200 | (mg/kg) 52 | (mg/kg) 150 | (mg/kg) 980 | (mg/kg) 980 | (mg/kg) 980 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 1.5 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 1.9 | 1.9 | 1.9 | 1.9 | 1.5 | 1.9 | 31 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 1.5 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 | 1.1 |
| Huidige interventiewaarde (b) : | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | - | - | - | - | - | - | - |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 1.9 | 1.9 | 1.9 | 1.5 | 1.5 | 1.9 | 30 (b) |

(b) indicatief niveau ernstige bodemverontreiniging

\$ Zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Cadmium

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 25 | 230 | 1.2 | 25 | 1100 | 1100 | 1100 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw_risico's</u> | | | | 0.6 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 3.7 | 3.7 | 3.7 | 3.7 | 0.6 | 3.7 | 13 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | 1.2 | 0.6 | 1.2 | 4.3 |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde:</u> | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000):</u> | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 |
| <u>AW2000-normwaarde</u> | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 | 0.6 |
| <u>Ch</u> | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 | 0.8 |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 3.7 | 3.7 | 1.2 | 0.60 | 0.60 | 1.2 | 4.3 |

Chroom(III)

| Criteria | Bodemgebruiksvormen → | | | | | | |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|--------------|---|--|
| | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 2200 | 3300 | 560 | 2200 | 16000 | 16000 | 16000 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 55 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 62 | 62 | 62 | 62 | 55 | 62 | 175 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | & | 55 | & | & |
| Huidige streefwaarde: | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Huidige interventiewaarde: | 380 | 380 | 380 | 380 | 380 | 380 | 380 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 220 | 220 | 220 | 220 | 220 | 220 | 220 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 175 | 175 | 175 | 175 | 175 | 175 | 175 |
| AW2000-normwaarde | 55 | 55 | 55 | 55 | 55 | 55 | 55 |
| Cb | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 62 | 62 | 62 | 55 | 55 | 62 | 175 |

& geen indicaties voor bioaccumulatie terrestrische voedselketen (Lijzen et al. 2002)

Kobalt

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | 18* | 850 | 1.2* | 18* | 3500 | 3500 | 3500 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 15 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 35 | 35 | 35 | 35 | 15 | 35 | 185 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 15 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 |
| Huidige interventiewaarde: | 240 | 240 | 240 | 240 | 240 | 240 | 240 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 180 | 180 | 180 | 180 | 180 | 180 | 180 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 185 | 185 | 185 | 185 | 185 | 185 | 185 |
| AW2000-normwaarde | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |
| Cb | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 | 9 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 35 | 35 | 35 | 15 | 15 | 35 | 185 |

* de humane referenties worden niet meegenomen vanwege relatief grote onzekerheid van de gewasopnameroute

\$ Zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Koper

Criteria

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|--------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 6900 | 24000 | 790 | 6900 | 30000 | 30000 | 30000 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| Landbouw risico's | | | | 40 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 54 | 54 | 54 | 54 | 40 | 54 | 100 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | 124 | 40 | 124 | 324 |
| Huidige streefwaarde: | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 |
| Huidige interventiewaarde: | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde* | 96 | 96 | 96 | 96 | 96 | 96 | 96 |
| Voorstel voor interventiewaarde beleid* | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 |
| AW2000-normwaarde | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 |
| Cb | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 54 | 54 | 54 | 40 | 40 | 54 | 190 (e) |

* beleidsmatig wordt huidige IWbodem van 190 mg/kg gehandhaafd

(e) Dit is een beleidsmatige keuze om voor de referentiewaarde voor koper voor Bebouwing en infrastructuur, andergroen en industrie 190 mg/kg te nemen.

Kwik

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|------------------------|---|--|
| Bodemgebruiksvormen → | | | | | | | |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 130 | (mg/kg) 1200 | (mg/kg) 10 | (mg/kg) 130 | (mg/kg) 3500 | (mg/kg) 3500 | (mg/kg) 3500 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.15 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 8.4 | 8.4 | 8.4 | 8.4 | 0.15 | 8.4 | 36 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | 0.83 | 0.15 | 0.83 | 4.8 |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde:</u> | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000):</u> | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 | 36 |
| <u>AW2000-normwaarde</u> | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 |
| <u>Cb</u> | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 8.4 | 8.4 | 8.4 | 0.15 | 0.15 | 0.83 | 4.8 |

Lood

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| Humane risico's (a) | 270 | 360 | 70 | 270 | 1800 | 1800 | 1800 |
| Landbouw risico's | | | | 50 | | | |
| Ecologische risico's | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 214 | 214 | 214 | 214 | 50 | 214 | 540 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | 210 | 50 | 210 | 515 |
| Huidige streefwaarde: | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 |
| Huidige interventiewaarde: | 530* | 530* | 530* | 530* | 530* | 530* | 530* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 580 | 580 | 580 | 580 | 580 | 580 | 580 |
| Voorstel voor interventiewaarde beleid: | 530 | 530 | 530 | 530 | 530 | 530 | 530 |
| AW2000-normwaarde | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| Cb | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 | 85 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 214 | 214 | 70 | 50 | 50 | 210 | 530 (h) |

(a) discussie humane risico's loopt nog vanwege orale biobeschikbaarheid. Notitie briefrapport ijzen et.al juli 2006

(h) Dit is een beleidsmatige keuze

Molybdeen

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 750 | (mg/kg) 4800 | (mg/kg) 54 | (mg/kg) 750 | (mg/kg) 23000 | (mg/kg) 23000 | (mg/kg) 23000 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 1.5 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 88 | 88 | 88 | 88 | 1.5 | 88 | 192 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 1.5 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Huidige interventiewaarde: | 200 | 200 | 200 | 200 | 200 | 200 | 200 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 191 | 191 | 191 | 191 | 191 | 191 | 191 |
| AW2000-normwaarde | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| Cb | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 88 | 88 | 54 | 1.5 | 1.5 | 88 | 191 |

\$ Zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Nikkel

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|------------------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 1500 | (mg/kg) 1500 | (mg/kg) 870 | (mg/kg) 1500 | (mg/kg) 1600 | (mg/kg) 1600 | (mg/kg) 1600 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 30 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 34 | 34 | 34 | 34 | 30 | 34 | 95 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | & | 30 | & | & |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | 210 | 210 | 210 | 210 | 210 | 210 | 210 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde:</u> | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000):</u> | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 |
| <u>AW2000-normwaarde</u> | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 |
| <u>Cb</u> | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 | 35 |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 34 | 34 | 34 | 30 | 30 | 34 | 95 |

& er wordt geen risico voor bioaccumulatie verondersteld (Lijzen et al., 2002), Er is een EU-RAR in ontwikkeling, zie tekst in rapportage

Seleen

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 260 | (mg/kg) 3200 | (mg/kg) 24 | (mg/kg) 260 | (mg/kg) 16000 | (mg/kg) 16000 | (mg/kg) 16000 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 4 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 4.7 | 4.7 | 4.7 | 4.7 | 4 | 4.7 | 9 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 4 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.7 | 0.7 |
| Huidige interventiewaarde (b) : | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | - | - | - | - | - | - | - |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 4.7 | 4.7 | 4.7 | 4.0 | 4.0 | 4.7 | 9.0 |

(b) indicatief niveau ernstige bodemverontreiniging (100 mg/kg). Deze is gebaseerd op een beleidsmatige afweging.

\$ Er zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Thallium

| Criteria | Bodemgebruiksvormen → | | | | | | |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------------|---|--|
| | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 130 | (mg/kg) 140 | (mg/kg) 58 | (mg/kg) 130 | (mg/kg) 670 | (mg/kg) 670 | (mg/kg) 670 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 1.5 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 3.4 | 3.4 | 3.4 | 3.4 | 1.5 | 3.4 | 1.6 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 1.5 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Huidige interventiewaarde: | 15* | 15* | 15* | 15* | 15* | 15* | 15* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | - | - | - | - | - | - | - |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 3.4 | 3.4 | 3.4 | 1.5 | 1.5 | 3.4 | 1.6 |

*indicatief niveau ernstige bodemverontreiniging.

\$ Er zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Tin

| Criteria | Bodemgebruiksvormen → | | | | | | |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|
| | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | (mg/kg) | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | 440000 | 1600000 | 88000 | 440000 | 7900000 | 7900000 | 7900000 |
| <u>Landbouw risico's</u> | 6.5 | | | | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | 182 | 182 | 182 | 182 | 6.5 | 182 | 917 |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | nvt | nvt | nvt | \$ | 6.5 | \$ | \$ |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | | | | | | | |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 19# | 19# | 19# | 19# | 19# | 19# | 19# |
| Huidige interventiewaarde (b): | 900 (b) | 900 (b) | 900 (b) | 900 (b) | 900 (b) | 900 (b) | 900 (b) |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | - | - | - | - | - | - | - |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 6.5 | 6.5 | 6.5 | 6.5 | 6.5 | 6.5 | 6.5 |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 182 | 182 | 182 | 182 | 6.5 | 182 | 900 (b) |

(b) indicatief niveau ernstige bodemverontreiniging.

Cb circulair streef en IW Min VROM 2000

\$ Zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Vanadium

| Criteria | Bodemgebruiksvormen → | | | | | | |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------|---|--|
| | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 1100 | (mg/kg) 1300 | (mg/kg) 380 | (mg/kg) 1100 | (mg/kg) 5700 | (mg/kg) 5700 | (mg/kg) 5700 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 80 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 97 | 97 | 97 | 97 | 80 | 97 | 330 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 80 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 |
| Huidige interventiewaarde (b): | 250 (b) | 250 (b) | 250 (b) | 250 (b) | 250 (b) | 250 (b) | 250 (b) |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | - | - | - | - | - | - | - |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde | 80 | 80 | 80 | 80 | 80 | 80 | 80 |
| Cb | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 97 | 97 | 97 | 80 | 80 | 97 | 250 (b) |

(b) indicatief niveau ernstige bodemverontreiniging.

\$ Zou een literatuur onderzoek gedaan moeten worden naar het belang van doorvergiftiging

Zink

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|-------------------------|---|----------------------------------|--|--------------------------|---|--|
| Bodemgebruiksvormen → | | | | | | | |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 26000 | (mg/kg) 200000 | (mg/kg) 1800 | (mg/kg) 26000 | (mg/kg) 980000 | (mg/kg) 980000 | (mg/kg) 980000 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 140 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 198 | 198 | 198 | 198 | 140 | 198 | 350 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | 236 | 140 | 236 | 370 |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 |
| Huidige interventiewaarde: | 720 | 720 | 720 | 720 | 720 | 720 | 720 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 350 | 350 | 350 | 350 | 350 | 350 | 350 |
| Voorstel voor interventiewaarde beleid* | 720* | 720* | 720* | 720* | 720* | 720* | 720* |
| AW2000-normwaarde | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 |
| Cb | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 | 140 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 198 | 198 | 198 | 140 | 140 | 198 | 720 (f) |

* beleidsmatig wordt huidige IW-bodem van 720 mg/kg gehandhaafd

(f) Dit is een beleidsmatige keuze om voor de referentiewaarde voor zink voor Andergroen en industrie, bebouwing en infrastructuur 720 mg/kg te nemen.

PAK's (som)

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| <u>Humane risico's</u> | 6.8** | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | 1.5 | | | | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> * | 1 | 1 | 1 | 1 | 1.5 | 1 | TU-benadering |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | nvt | nvt | nvt | & | 1.5 | & | & |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Huidige streefwaarde: | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 |
| Huidige interventiewaarde: | ind. | ind. | ind. | ind. | ind. | ind. | ind. |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (beleidsmatig)# | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| P95 van AW2000 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 |
| Cb | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 40 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 1.5 | 40 |

*eco-somwaarde van 1 mg/kg volgens TU-benadering en AW2000-profiel, voor toelichting zie bijlage 7

**Humane somwaarde is indicatief berekend op basis van AW 2000 PAK profiel, voor toelichting zie bijlage 7

beleidsmatig is besloten de interventiewaarde voorlopig op 40 mg/kg te handhaven

& doorvergiftiging waarschijnlijk niet kritischer dan directe toxiciteit (Lijzen et al . 2002)

minerale olie

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|----------|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|
|----------|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|

Bodemgebruiksvormen →

| Bodemkwaliteitscriteria | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Humane risico's | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie |
| Landbouw risico's | | | | 190 | | | |
| Ecologische risico's | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | | | | | 190 | | |
| Huidige streefwaarde* | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| Huidige interventiewaarde*# | 5000 | 5000 | 5000 | 5000 | 5000 | 5000 | 5000 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie | per fractie |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 |
| P95 van AW2000* | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 190 | 500 |
| * somwaarde C10-C40 | | | | | | | |

interventiewaarde blijft voorlopig geandhaafd op huidige niveau

Hexa-Chloorbenzeen

| Criteria | Bodemgebruiksvormen → | | | | | | |
|--|-------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------------|---|--|
| | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 0.027 | (mg/kg) 0.74 | (mg/kg) 0.0051 | (mg/kg) 0.027 | (mg/kg) 1.4 | (mg/kg) 1.4 | (mg/kg) 1.4 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.0085 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.22 | 0.22 | 0.22 | 0.22 | 0.0085 | 0.22 | 2.0 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.0085 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| Huidige interventiewaarde: | 30 * | 30 * | 30 * | 30 * | 30 * | 30 * | 30 * |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 0.0085 | 0.0085 | 0.0085 | 0.0085 | 0.0085 | 0.0085 | 0.0085 |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 0.027 | 0.22 | 0.0085 | 0.0085 | 0.0085 | 0.22 | 1.4 |

* IW voor Chloorbenzenen (totaal)

\$ Verwacht wordt dat voor hoger gechloroerde verbindingen door vergiftiging in terrestrisch ecosysteem relevant is. Een literatuur onderzoek zou gedaan moeten worden.

Trichloorfenolen

| Criteria | Bodemgebruiksvormen → | | | | | | |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------|---|--|
| | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 240 | (mg/kg) 880 | (mg/kg) 49 | (mg/kg) 240 | (mg/kg) 1500 | (mg/kg) 1500 | (mg/kg) 1500 |
| <u>Landbouw risico's #</u> | | | | 0.0015 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 1.90 | 1.90 | 1.90 | 1.90 | 0.0015 | 1.90 | 22 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.0015 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 |
| Huidige interventiewaarde: | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 | 22 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde | 0.0015 | 0.0015 | 0.0015 | 0.0015 | 0.0015 | 0.0015 | 0.0015 |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde (g): | 1.9 | 1.9 | 1.9 | 0.0015 | 0.0015 | 1.9 | 22 |

* IW voor Chloorfenolen (totaal)

\$ literatuur onderzoek nodig voor bepaling doorvergiftiging

(g) beleidsmatig besloten bodemgebruiksvormen 1,2,6 op AW 2000 van 0.0015 mg/kg te normeren

Tetrachloorfenolen

| Criteria | Bodemgebruiksvormen → | | | | | | |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------|---|--|
| | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 200 | (mg/kg) 670 | (mg/kg) 46 | (mg/kg) 200 | (mg/kg) 2400 | (mg/kg) 2400 | (mg/kg) 2400 |
| <u>Landbouw risico's</u> | 0.0060 | | | | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 0.0060 | 1.00 | 21 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.0060 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 |
| Huidige interventiewaarde: | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 0.006 | 0.006 | 0.006 | 0.006 | 0.006 | 0.006 | 0.006 |
| AW2000-normwaarde # | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Voorstel voorl. Referentiewaarde: | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0060 | 0.0060 | 1.0 | 21 |

* IW voor Chloorfenolen (totaal)

dit is bepalingsgrens er is onvoldoende data beschikbaar om de P95 ste percentiel van de meetwaarden van AW2000 te bepalen

\$ literatuur onderzoek nodig voor bepaling doorvergiftiging

Pentachloorfenol

Criteria

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|----------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 20 | 170 | 3.8 | 20 | 190 | 190 | 190 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.00030 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 1.40 | 1.40 | 1.40 | 1.40 | 0.00030 | 1.40 | 12 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.00030 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.01# | 0.01# | 0.01# | 0.01# | 0.01# | 0.01# | 0.01# |
| Huidige interventiewaarde: | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* | 10* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 | 12 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde ## | 0.00030 | 0.00030 | 0.00030 | 0.00030 | 0.00030 | 0.00030 | 0.00030 |
| Cb | | | | | | | |
| Voorstel voorl. Referentiewaarde: | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 0.00030 | 0.00030 | 1.4 | 12 |
| * IW voor Chloorfenolen (totaal) | | | | | | | |
| # Streefwaarde voor Chloorfenolen (totaal) | | | | | | | |
| \$ literatuur onderzoek nodig voor bepaling doorvergiftiging. Door van de Plassche (1994) tentatief geconcludeerd dat doorvergiftiging in terrestrisch ecosysteem niet relevant was. | | | | | | | |
| ## dit is bepalingsgrens onvoldoende data beschikbaar om P95 ste percentiel van de AW2000 meetwaarden te bepalen | | | | | | | |

Drins (som)

| Criteria | Bodemgebruiksvormen → | | | | | | |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-------------|---|--|
| | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | (mg/kg) | | | | | | |
| Humane risico's ### | 0.20 | 21 | 0.040 | 0.20 | 150 | 150 | 150 |
| Landbouw risico's | 0.015 | | | | | | |
| Ecologische risico's ## | 0.04 | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.04 | 0.04 | 0.04 | 0.04 | 0.015 | 0.04 | 0.14 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | 0.041 | 0.015 | 0.041 | 0.31 |
| Huidige streefwaarde: | 0.005# | 0.005# | 0.005# | 0.005# | 0.005# | 0.005# | 0.005# |
| Huidige interventiewaarde: | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 0.14 | 0.14 | 0.14 | 0.14 | 0.14 | 0.14 | 0.14 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 |
| AW2000-normwaarde | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 | 0.015 |
| Cb | 0.040 | 0.040 | 0.040 | 0.015 | 0.015 | 0.040 | 0.14 |
| Landelijke Referentiewaarde: | 0.040 | 0.040 | 0.040 | 0.015 | 0.015 | 0.040 | 0.14 |

* somwaarde drins

ecologische somwaarde is gebaseerd op geometrisch gemiddelde aldrin, dieldrin en endrin

gebaseerd op somwaarde aldrin, dieldrin en endrin

het betreft de waarde voor aldrin

HCHd**Criteria**

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|--------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 20 | 24 | 10 | 20 | 84 | 84 | 84 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.001 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 2.30 | 2.30 | 2.30 | 2.30 | 0.001 | 2.30 | 17 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.001 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 |
| Huidige interventiewaarde: | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 17 | 17 | 17 | 17 | 17 | 17 | 17 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| P95 van AW2000 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 2.3 | 2.3 | 2.3 | 0.001 | 0.001 | 2.3 | 17 |

\$ literatuur onderzoek nodig voor bepaling doorvergiftiging

* som van de HCH-i-isomeren

HCHβ**Criteria**

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|---------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 0.77 | 2.1 | 0.19 | 0.77 | 5.5 | 5.5 | 5.5 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.0020 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.38 | 0.38 | 0.38 | 0.38 | 0.0020 | 0.38 | 13 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | & | 0.0020 | & | & |
| Huidige streefwaarde: | 0.009 | 0.009 | 0.009 | 0.009 | 0.009 | 0.009 | 0.009 |
| Huidige interventiewaarde: | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 1.6 | 1.6 | 1.6 | 1.6 | 1.6 | 1.6 | 1.6 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 |
| P95 van AW2000 | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 0.38 | 0.38 | 0.19 | 0.0020 | 0.0020 | 0.38 | 1.6 |

\$ literatuur onderzoek nodig voor bepaling doorvergiftiging

* som van de HCH-isomeren

HCHY Criteria

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|----------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 0.67 | 6.3 | 0.083 | 0.67 | 9.4 | 9.4 | 9.4 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.003 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.04 | 0.04 | 0.04 | 0.04 | 0.003 | 0.04 | 1.2 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | & | 0.003 | & | & |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.00005 | 0.00005 | 0.00005 | 0.00005 | 0.00005 | 0.00005 | 0.00005 |
| Huidige interventiewaarde: | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* | 2* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 | 1.2 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 | 0.003 |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 0.040 | 0.040 | 0.040 | 0.0030 | 0.0030 | 0.040 | 1.2 |

\$ voor gamma isomeer is bekend dat doorvergiftiging relevant is

* som van de HCH-isomeren

DDT

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | 24 (mg/kg) | 300 (mg/kg) | 4.6 (mg/kg) | 24 (mg/kg) | 1200 (mg/kg) | 1200 (mg/kg) | 1200 (mg/kg) |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.20 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.20 | 0.1 | 1 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | 0.062 | 0.20 | 0.062 | 1.1 |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001):</u> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000):</u> | | | | | | | |
| <u>AW2000-normwaarde</u> | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 0.20 | 1.00 |

\$ voor deze verbinding zou een literatuuronderzoek gedaan moeten worden

DDE

Criteria

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|-------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 14 | 290 | 2.6 | 14 | 1200 | 1200 | 1200 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.1 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.13 | 0.13 | 0.13 | 0.13 | 0.1 | 0.13 | 1.3 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | & | 0.1 | & | & |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde:</u> | 1.3 | 1.3 | 1.3 | 1.3 | 1.3 | 1.3 | 1.3 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000):</u> | | | | | | | |
| <u>AW2000-normwaarde</u> | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| <u>Cb</u> | | | | | | | |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 0.13 | 0.13 | 0.13 | 0.10 | 0.10 | 0.13 | 1.3 |

& Doorvergiftiging in het terrestrische ecosysteem mogelijk relevant

DDD

Criteria

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|--------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 33 | 290 | 6.4 | 33 | 1200 | 1200 | 1200 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.020 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.84 | 0.84 | 0.84 | 0.84 | 0.020 | 0.84 | 34 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.020 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde:</u> | 34 | 34 | 34 | 34 | 34 | 34 | 34 |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000):</u> | | | | | | | |
| <u>AW2000-normwaarde</u> | 0.020 | 0.020 | 0.020 | 0.020 | 0.020 | 0.020 | 0.020 |
| <u>Cb</u> | | | | | | | |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | 0.84 | 0.84 | 0.84 | 0.020 | 0.020 | 0.84 | 34 |
| <u>\$ Doorvergiftiging in het terrestrische ecosysteem mogelijk relevant</u> | | | | | | | |

TBTO

Criteria

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|--------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 39 | 100 | 5.5 | 39 | 320 | 320 | 320 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.038 | 0.038 | 0.038 | 0.038 | - | 0.038 | 0.48 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | | | | | | | |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 | 0.001 |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | | | | | | | |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 0.038 | 0.038 | 0.038 | 0.038 | 0.038 | 0.038 | 0.48 |

* totaal gesommeerde concentratie aangetroffen organotin verbindingen

(c) geen 95 st percentiel van de meetwaarden AW2000 beschikbaar

Tetrabutyltin

| Criteria | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|----------------|-------------------------------|------------------------|------------------------------------|-------------|--|--|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/volkstuinen | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| <u>Landbouw risico's</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Ecologische risico's</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | - | - | - | - | - | - | - |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | | | | | | | |
| Huidige interventiewaarde: | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | | | | | | | |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | na | na | na | na | na | na | na |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| <u>Landelijke Referentiewaarde:</u> | b | b | b | b | b | b | b |

(b) geen gegevens beschikbaar

* totaal gesommeerde concentratie aangetroffen organotin verbindingen

Trifenylytin (compounds)

| Criteria | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|----------|----------------|-------------------------------|------------------------|------------------------------------|--------|--|--|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/volkstuinen | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |

Bodemgebruiksvormen →

| Bodemkwaliteitscriteria | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Humane risico's | 180 | 350 | 26 | 180 | 1300 | 1300 | 1300 |
| Landbouw risico's | | | | - | | | |
| Ecologische risico's | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 1.3 | 1.3 | 1.3 | 1.3 | - | 1.3 | 5.1 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | | | | | | | |
| Huidige streefwaarde: | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5 |
| Huidige interventiewaarde: | | | | | | | |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | | | | | | | |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 1.3 | 1.3 | 1.3 | (c) | (c) | 1.3 | 2.5 |

* totaal gesommeerde concentratie aangetroffen organotin verbindingen

Tributylin

| Criteria | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--|-------------------|--|-----------------------------|---|----------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderij en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.065 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | - | - | - | - | 0.065 | - | - |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | | | | | 0.065 | | |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.00002 | 0.00002 | 0.00002 | 0.00002 | 0.00002 | 0.00002 | 0.00002 |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* | 2.5* |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001):</u> | | | | | | | |
| <u>Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000):</u> | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 |
| <u>P95 van AW2000</u> | | | | | | | |
| <u>Cb</u> | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 | 0.065 |

* totaal gesommeerde concentratie aangetroffen organotin verbindingen

aldrin

Criteria

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---|-------------------|--|-----------------------------|---|----------------|--|---|
| | Wonen met tuin | Plaatsen waar kinderen spelen | Moestuinen/ volkstuinten | Landbouw (zonder boerderijen en erf) | Natuur | Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
| | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Bodemkwaliteitscriteria | 0.20 | 21 | 0.036 | 0.20 | 150 | 150 | 150 |
| <u>Humane risico's</u> | | | | | | | |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.0006 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.091 | 0.091 | 0.091 | 0.091 | 0.0006 | 0.091 | 0.22 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten# | nvt | nvt | nvt | 0.076 | 0.0006 | 0.076 | 0.53 |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.00006 | 0.00006 | 0.00006 | 0.00006 | 0.00006 | 0.00006 | 0.00006 |
| Huidige interventiewaarde: | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 0,22# | 0,22# | 0,22# | 0,22# | 0,22# | 0,22# | 0,22# |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| P95 van AW2000 | 0.0006 | 0.0006 | 0.0006 | 0.0006 | 0.0006 | 0.0006 | 0.0006 |
| Cb | | | | | | | |
| Voorstel voorl. Referentiewaarde: | 0.091 | 0.091 | 0.036 | 0.0006 | 0.0006 | 0.076 | 0.22 |

* somwaarde drins

somwaarde aldrin en dieldrin

dielddrin

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|---|------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------------|---|--|
| Bodemgebruiksvormen → | | | | | | | |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 5.5 | (mg/kg) 39 | (mg/kg) 0.82 | (mg/kg) 5.5 | (mg/kg) 120 | (mg/kg) 120 | (mg/kg) 120 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.0079 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.097 | 0.097 | 0.097 | 0.097 | 0.0079 | 0.097 | 0.22 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten# | nvt | nvt | nvt | 0.076 | 0.0079 | 0.076 | 0.53 |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.0005 | 0.0005 | 0.0005 | 0.0005 | 0.0005 | 0.0005 | 0.0005 |
| Huidige interventiewaarde: | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 0,22# | 0,22# | 0,22# | 0,22# | 0,22# | 0,22# | 0,22# |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde | 0.0079 | 0.0079 | 0.0079 | 0.0079 | 0.0079 | 0.0079 | 0.0079 |
| Cb | | | | | | | |
| Voorstel voorl. Referentiewaarde: | 0.097 | 0.097 | 0.097 | 0.0079 | 0.0079 | 0.076 | 0.22 |

* somwaarde drins

somwaarde aldrin en dielddrin

endrin

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|-----------------------|---|--|
| Bodemgebruiksvormen → | | | | | | | |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 13 | (mg/kg) 100 | (mg/kg) 1.8 | (mg/kg) 13 | (mg/kg) 350 | (mg/kg) 350 | (mg/kg) 350 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.0034 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.0034 | 0.095 | 0.095 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | 0.022 | 0.0034 | 0.022 | 0.18 |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.00004 | 0.00004 | 0.00004 | 0.00004 | 0.00004 | 0.00004 | 0.00004 |
| <u>Huidige interventiewaarde:</u> | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* | 4* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde: | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde | 0.0034 | 0.0034 | 0.0034 | 0.0034 | 0.0034 | 0.0034 | 0.0034 |
| Cb | | | | | | | |
| Voorstel voorl. Referentiewaarde: | 0.010 | 0.010 | 0.010 | 0.0034 | 0.0034 | 0.022 | 0.095 |
| * somwaarde drins | | | | | | | |

tri-Chloorbenzenen

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|----------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 51 | (mg/kg) 61 | (mg/kg) 31 | (mg/kg) 51 | (mg/kg) 190 | (mg/kg) 190 | (mg/kg) 190 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.017 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 0.65 | 0.65 | 0.65 | 0.65 | 0.017 | 0.65 | 11 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.017 | \$ | \$ |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 | 0.002 |
| Huidige interventiewaarde: | 30* | 30* | 30* | 30* | 30* | 30* | 30* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 | 11 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde # | 0.017 | 0.017 | 0.017 | 0.017 | 0.017 | 0.017 | 0.017 |
| Cb | | | | | | | |
| Voorstel voorl. Referentiewaarde: | 0.65 | 0.65 | 0.65 | 0.017 | 0.017 | 0.65 | 11 |

* IW voor Chloorbenzenen (totaal)

geen P95ste percentiel van de meetwaarden van AW2000 voor standaardbodem beschikbaar, daarvoor in de plaats is die van som Chloorbenzenen genomen

\$ Verwacht wordt dat voor hoger gechlorreerde verbindingen door vergiftiging in terrestrisch ecosysteem relevant is. Een literatuur onderzoek zou gedaan moeten worden.

tetra-Chloorbenzenen

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, en industrie stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|---------------|---|--|
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | 12 (mg/kg) | 25 (mg/kg) | 3.8 (mg/kg) | 12 (mg/kg) | 63 (mg/kg) | 63 (mg/kg) | 63 (mg/kg) |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.017 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/planten/kringlopen/LSF | 0.22 | 0.22 | 0.22 | 0.22 | 0.017 | 0.22 | 2.2 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.017 | \$ | \$ |
| Huidige streefwaarde: | 0.0007 | 0.0007 | 0.0007 | 0.0007 | 0.0007 | 0.0007 | 0.0007 |
| Huidige interventiewaarde: | 30* | 30* | 30* | 30* | 30* | 30* | 30* |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 | 2.2 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | | | | | | | |
| AW2000-normwaarde# | 0.017 | 0.017 | 0.017 | 0.017 | 0.017 | 0.017 | 0.017 |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 0.22 | 0.22 | 0.22 | 0.017 | 0.017 | 0.22 | 2.2 |

* IW voor Chloorbenzenen (totaal)

geen P95ste percentiel van de meetwaarden van AW2000 voor standaardbodem beschikbaar, daarvoor in de plaats is die van som Chloorbenzenen genomen

\$ Verwacht wordt dat voor hoger gechloroerde verbindingen door vergiftiging in terrestrisch ecosysteem relevant is. Een literatuur onderzoek zou gedaan moeten worden.

penta-Chloorbenzeen

| Criteria | 1 Wonen met tuin | 2 Plaatsen waar kinderen spelen | 3 Moestuinen/ volkstuinten | 4 Landbouw (zonder boerderij en erf) | 5 Natuur | 6 Groen met natuurwaarden (voor sport, recreatie, stadsparken) | 7 Andere groen, bebouwing, infrastructuur en industrie |
|--|------------------------|---|----------------------------------|--|----------------------|---|--|
| Bodemgebruiksvormen → | | | | | | | |
| Bodemkwaliteitscriteria | | | | | | | |
| <u>Humane risico's</u> | (mg/kg) 6.7 | (mg/kg) 11 | (mg/kg) 2.4 | (mg/kg) 6.7 | (mg/kg) 38 | (mg/kg) 38 | (mg/kg) 38 |
| <u>Landbouw risico's</u> | | | | 0.0025 | | | |
| <u>Ecologische risico's</u> | | | | | | | |
| generiek: organismen/processen/planten/kringlopen/LSF | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 0.0025 | 1.4 | 1.6 |
| specifiek: incl doorvergiftiging sleutel- en doelsoorten | nvt | nvt | nvt | \$ | 0.0025 | \$ | nvt |
| <u>Huidige streefwaarde:</u> | - | - | - | - | - | - | - |
| Huidige interventiewaarde: | 30 * | 30 * | 30 * | 30 * | 30 * | 30 * | 30 * |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (2001): | 6.7 | 6.7 | 6.7 | 6.7 | 6.7 | 6.7 | 6.7 |
| Voorstel voor herziene interventiewaarde (incl AW2000): | 0.0025 | 0.0025 | 0.0025 | 0.0025 | 0.0025 | 0.0025 | 0.0025 |
| AW2000-normwaarde | | | | | | | |
| Cb | | | | | | | |
| Landelijke Referentiewaarde: | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 0.0025 | 0.0025 | 1.4 | 6.7 |

* IW voor Chloorbenzenen (totaal)

\$ Verwacht wordt dat voor hoger gechlororeerde verbindingen door vergiftiging in terrestrisch ecosysteem relevant is. Een literatuur onderzoek zou gedaan moeten worden.

BIJLAGE 9. VERKENNENDE ANALYSE UITLOGING NAAR GRONDWATER VAN REFERENTIEWAARDEN

De referentiewaarden zijn getoetst op hun effect op de grondwaterkwaliteit. Dit is gebeurd in twee stappen. In de eerste stap is bekeken of de concentratie van een stof volgens de referentiewaarde een potentiële bedreiging is voor de grondwaterkwaliteit door een berekende concentratie in het poriewater, in evenwicht met de referentiewaarden, te vergelijken met criteria voor grondwaterkwaliteit. Wanneer deze berekening geen overschrijding van de criteria laat zien, is overschrijding van grondwatercriteria op een diepte van de daadwerkelijke grondwaterspiegel uitgesloten. Overschrijding van de criteria betekent echter niet dat op de diepte van het grondwater die criteria overschreden zullen worden. Door verdunning en een afname van de bron in de tijd zal de concentratie van de contaminant lager zijn op de diepte van het grondwaterniveau dan in de bovengrond. Daarom is in stap 2 voor een beperkt aantal metalen (Cd, Cu, Ni, Pb en Zn) een dynamische berekening uitgevoerd voor een periode van 100 jaar om te zien of grondwatercriteria binnen deze termijn overschreden worden. In deze benadering wordt wel rekening gehouden met transportverdunning met de diepte en een afname van de bron in de tijd.

De evenwichtsconcentraties van de contaminanten in het poriewater in stap 1 zijn berekend met eenvoudige K_p -relaties. In dergelijke relaties wordt uitgegaan van een constante verhouding tussen de concentratie in de vaste fase van de bodem en de concentratie in het poriewater. Deze aanpak heeft duidelijke beperkingen, maar is gekozen als eerste benadering omdat deze relaties voor veel stoffen beschikbaar zijn op basis van totaalgehalten. In stap 2 is gerekend met Freundlich-type functies voor het berekenen van poriewaterconcentraties. In deze benadering wordt rekening gehouden met niet-lineariteit van partitie en met de afhankelijkheid van bodemeigenschappen, zoals pH, organische stof- en kleigehalte.

Methode

Stationaire berekening

De berekening is uitgevoerd voor 4 standaardbodems namelijk een humusarme zandgrond, een humusrijke zandgrond, een kleigrond en een veengrond. De berekeningen zijn uitgevoerd met de referentiewaarden voor de bodemfunctie Industrie en overig groen (klasse 'Industrie') en met de referentiewaarden voor de bodemfuncties landbouw en natuur (klasse 'achtergrondgehalten'). De berekeningen zijn uitgevoerd voor een grote groep metalen en een beperkt aantal organische contaminanten. De lijst van het aantal geteste organische verbindingen is beperkt. Dit omdat voor bijvoorbeeld PAK's de referentiewaarden gedefinieerd zijn als de som van PAK's terwijl de criteria in grondwater per PAK gedefinieerd zijn. Dit geldt ook voor de drins en organo-tinverbindingen. Afbraak van organische verbindingen is in deze berekeningen niet meegenomen. Voor metalen is de referentiewaarde voor de vaste fase berekend op basis van de referentiewaarde voor een standaardbodem met de bodemtypecorrectie (VROM, 2000). Vervolgens is de concentratie in het poriewater in evenwicht met de Referentiewaarde berekend met een K_p -relatie. De grootte van de K_p -waarden heeft per metaal een behoorlijke spreiding in Nederlandse bodems (afkomstig uit: Verschoor e.a 2006). Om met deze range rekening te houden is gerekend met een lage, een midden en een hoge waarde van de K_p per metaal. Er is gerekend met de volgende bodem- K_p -combinaties: (1) humusarm zand met minimale K_p , (2) humusrijk zand met een middenwaarde K_p , (3) veen met een hoge K_p en (4) klei met een hoge K_p . De gekozen K_p -waarde is niet direct te relateren aan het bodemtype maar combinaties van K_p -waarden en bodems zijn gekozen om zo een beeld te krijgen van de spreiding in de concentraties in uitspoeling naar het grondwater.

Dynamische berekening

Dynamische berekeningen zijn uitgevoerd voor 6405 STONE-eenheden (Kroes e.a. 2001) voor een periode van 100 jaar. De bodemprofielen uit de Stone-plots zijn doorgerekend tot een diepte van 13

meter. In de berekeningen is voor de bovengrond, tot een halve meter diepte, de Referentiewaarde voor de betreffende klasse, gecorrigeerd met bodemtypecorrectie, aangehouden. Er is gerekend voor de bodemfunctieklasse 'Industrie' en met de klasse 'achtergrondgehalten'. Voor de ondergrond is gerekend met een nihil metaalgehalte. De volgende Freundlich-relaties zijn gebruikt voor deze berekeningen (Römken et al., 2004).

$$C = \left(\frac{Q}{K_f} \right)^{1/n} \quad (1)$$

Met C= concentratie in oplossing (mg.l^{-1}), Q= concentratie in vaste fase (mg.kg^{-1}), n de Freundlich coëfficiënt (-) en K_f de Freundlich-constante ($\text{mg}^{(1-n)}.\text{kg.l}^n$) volgens:

$$\text{Log } K_f = a_1 + a_2 \log(\%OS) + a_3 \text{ pH} + a_4 (\% \text{klei}) + a_5 \log(\text{DOC}) \quad (2)$$

Met %OS= % bodemorganische stof(-), pH=pH bodemvocht (-), %klei = klei % bodem (-) en DOC (mg/l)

Tabel B9.1. Coëfficiënten in vergelijking 2 voor het berekenen van K_f

| Metal | CI | Parameter | | | | | n | Se-Y | R ² |
|-------|----|-----------|------|------|------|-------|------|------|----------------|
| | | INT | OM | pH | Clay | DOC | | | |
| Cd | CI | -0.86 | 0.61 | 0.26 | 0.29 | -0.05 | 0.54 | 0.33 | 0.80 |
| Cu | CI | 1.28 | 0.60 | 0.12 | 0.23 | -0.27 | 0.59 | 0.34 | 0.65 |
| Ni | CI | -0.71 | 0.72 | 0.30 | 0.39 | -0.13 | 0.54 | 0.28 | 0.88 |
| Pb | CI | 1.79 | 0.95 | 0.22 | 0.07 | -0.23 | 0.73 | 0.55 | 0.59 |
| Zn | CI | -0.81 | 0.47 | 0.43 | 0.37 | -0.14 | 0.75 | 0.40 | 0.82 |

De voor de berekening benodigde bodemeigenschappen : organische stofgehalte; klei gehalte en pH zijn volgens de STONE-schematisatie aan de onderscheiden bodemlagen toegekend. De pH-KCl is omgerekend naar een pH voor bodemvocht volgens:

$$pH_{\text{bodenvocht}} = 0,82 \cdot pH_{KCl} + 1,79; \quad R^2 = 0,83$$

De concentratie DOC is geschat volgens:

$$\log \text{DOC} = 2.13 + 0.29 \log \text{OM} - 0.098 \text{pH}$$

Het transport van metalen is berekend met de transportmodule uit STONE (TRANSOL). Voor het berekenen van de uitspoeling is uitgegaan van een lang jarig gemiddelde hydrologie per STONE-eenheid voor de periode 1971-2000.

Resultaten

Stap 1 Stationaire berekening

De resultaten van de stationaire berekening voor de referentiewaarde 'industrie en overig groen' zijn samengevat in Tabel B9.2. Er wordt onderscheid in een laag, midden en hoog risico voor uitspoeling; in de tabellen is dit aangegeven door middel van kleur. De licht blauwe kleur geeft aan dat de potentiële bijdrage van uitspoeling naar het grondwater boven de streefwaarde of MTT klein is; de concentratie in het poriewater in de bovengrond in evenwicht met de referentiewaarde is lager dan het criterium. Poriewaterconcentraties in de bovengrond in evenwicht met de referentiewaarde van 1 tot 5 keer de norm zijn met een hel blauwe kleur weergegeven en poriewaterconcentraties in de bovengrond van meer dan 5 keer de norm zijn met een donker blauwe kleur weergegeven.

Voor Referentiewaarde ‘industrie en overig groen’ blijkt een hoog risico voor uitspoeling naar het grondwater voor alle metalen voor bijna alle gronden. Alleen voor As, Ba, Cr, Pb en Se is voor gronden die metalen sterk binden (hoge Kp) een laag risico voor uitspoeling berekend.

Voor de referentiewaarden klasse ‘achtergrondgehalten’ (landbouw en natuur)(Tabel B9.3.) is een hoog potentieel risico voor overschrijding van grondwatercriteria door uitspoeling berekend voor Sb, Cd, Co, Cu, Pb, Ni, V en Zn voor gronden met een lage tot middelsterke binding van metalen. Voor gronden met een sterke binding van metalen blijkt er een kleine kans voor uitspoeling met concentraties boven de criteria met uitzondering van Cd, Cu, Hg, Ni, V.

Tabel B9.2. Quotiënt berekende poriewaterconcentraties met criteria (MTT/streefwaarde ondiep grondwater) voor Referentiewaarde voor bodemfunctieklasse ‘Industrie’




| Metaal | MTT | | | | Streefwaarde ondiep grondwater | | | |
|--------------|----------------------|---------------------|--------------|--------------|--------------------------------|---------------------|--------------|--------------|
| | \Kp laag Zand arm | midden zand rijk | hoog klei | hoog veen | Laag Zand arm | midden zand rijk | Hoog Klei | hoog veen |
| Antimoon | hoog | hoog | hoog | hoog | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Arseen | Laag | midden | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Barium | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Beryllium | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Cadmium | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Chroom(III) | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Kobalt (i) | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Koper | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Lood | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Kwik | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Molybdeen | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Nikkel | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Seleen (b) | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Thallium | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Tin | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Vanadium | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |
| Zink | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag | Laag |

laag risico voor uitspoeling
 midden risico voor uitspoeling
 hoog risico voor uitspoeling



Tabel B9.3. Quotiënt berekende poriewaterconcentraties met criteria (MTT/streefwaarde ondiep grondwater) voor Referentiewaarde voor bodemfunctieklasse ‘achtergrondgehalten’




| | MTT | | | streefwaarde ondiep grondwater | | | | |
|--------------|-----------------------------|---------------------|--------------|--------------------------------|------------------|---------------------|--------------|--------------|
| | ∖Kp laag metaal zand arm | midden zand rijk | hoog Klei | hoog veen | laag zand arm | midden zand rijk | hoog klei | hoog veen |
| Antimoon | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Arseen | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Barium | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Beryllium | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Cadmium | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Chroom(III) | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Kobalt (i) | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Koper | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Lood | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Kwik | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Molybdeen | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Nikkel | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Seleen (b) | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Thallium | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Tin | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Vanadium | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |
| Zink | laag | midden | hoog | hoog | laag | midden | hoog | hoog |

| | |
|--------------------------------|---|
| laag risico voor uitspoeling |  |
| midden risico voor uitspoeling |  |
| hoog risico voor uitspoeling |  |

Voor een aantal organische stoffen is de stationaire berekening uitgevoerd. De resultaten van de stationaire berekening voor de bodemfunctieklasse ‘Industrie’ staan samengevat in Tabel 26. Voor een aantal organische contaminanten wordt een duidelijke overschrijding verwacht van de MTR. Voor de Referentieklaas achtergrondwaarden (natuur/landbouw) werd geen potentiële overschrijding voor organische contaminanten berekend.

Tabel B9.4. Quotiënt berekende poriewaterconcentraties met criteria (MTT/streefwaarde ondiep grondwater) voor Referentiewaarde voor bodemfunctieklasse ‘Industrie’.

| Contaminant | MTR |
|--------------------|--------|
| Hexachloorbenzeen | laag |
| Trichloorfenol (g) | laag |
| Tetrachloorfenolen | laag |
| Pentachloorfenol | midden |
| DDT | laag |
| DDE | laag |
| DDD | laag |
| HCH α | midden |
| HCH β | laag |
| HCH γ | midden |

| | |
|--------------------------------|---|
| laag risico voor uitspoeling |  |
| midden risico voor uitspoeling |  |
| hoog risico voor uitspoeling |  |

Dynamische berekeningen

Tabel B9.5. laat zien dat bij Referentiewaarde voor 'industrie en overig groen' (klasse 'Industrie') de streefwaarde in nagenoeg alle gevallen overschreden wordt voor bodems met een gemiddelde grondwaterstand lager dan 0,6 m. Dit is in overeenstemming met resultaten van de stationaire berekening in stap 1 waarbij voor deze metalen voor alle standaard bodemtypen een grote kans op overschrijding berekend werd. Bij deze bodems ligt de gemiddelde grondwaterstand namelijk binnen of direct onder de laag van 0,5 m waarin de concentratie in de bodem gelijk is gesteld aan de referentiewaarde.

Voor gronden met een grondwaterstand tussen de 0,6 en 5 meter wordt voor zand- en veengronden voor het merendeel van de gevallen een overschrijding berekend voor Cd, Cu, Ni en Zn. Voor Pb is er voor deze gronden nagenoeg geen overschrijding. Voor kleigronden is er nagenoeg geen overschrijding voor alle metalen.

De gemiddelde tijd voordat de streefwaarde voor ondiep grondwater overschreden wordt op een grondwaterniveau tussen de 0,6 en 5 meter varieert van 30 -60 jaar afhankelijk van metaal en bodemtype.

Tabel B9.5. Procentuele overschrijding, op basis van oppervlak, van de streefwaarde voor het ondiepe grondwater per bodemtype, en gemiddelde grondwaterstand voor de referentiewaarde 'industrie en overig groen' (klasse 'Industrie')

| % overschrijding streefwaarde ondiep grondwater | | | | | | | |
|---|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| bodem | GW | Cd | Cu | Ni | Pb | Zn | |
| zand | <0.6 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| | >0.6 | 83 | 66 | 81 | 9 | 67 | |
| | >5. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| veen | <0.6 | 99 | 99 | 97 | 89 | 98 | |
| | >0.6 | 58 | 56 | 54 | 5 | 67 | |
| | >5. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| klei | <0.6 | 85 | 93 | 74 | 77 | 78 | |
| | >0.6 | 4 | 6 | 3 | 0 | 2 | |
| | >5. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |

Tabel B9.6 geeft een overzicht van de berekende procentuele overschrijding voor de referentiewaarden voor natuur en landbouw (klasse 'achtergrondgehalten'). Voor gronden met een gemiddelde grondwaterstand tussen de 0,6 en 5 meter wordt voor Cd, Cu en Pb nagenoeg geen overschrijding berekend. Voor de metalen Ni en Zn wordt in zand- en veengronden de streefwaarde voor ondiep grondwater voor een belangrijk deel (tussen de 16% en 40%) overschreden.

De gemiddelde tijd voordat de streefwaarde voor ondiep grondwater overschreden wordt op een grondwaterniveau tussen de 0,6 en 5 meter varieert van 40 -80 jaar afhankelijk van metaal en bodemtype.

Tabel B9.6. procentuele overschrijding (oppervlak) van de streefwaarde voor het ondiepe grondwater per bodemtype, en gemiddelde grondwaterstand voor de Referentiewaarde voor natuur en landbouw (klasse 'achtergrondgehalte')

| % overschrijding streefwaarde ondiep grondwater | | | | | | | |
|---|------|----|----|----|----|----|--|
| | GW | Cd | Cu | Ni | Pb | Zn | |
| Zand | <0.6 | 76 | 98 | 90 | 75 | 91 | |
| | >0.6 | 2 | 5 | 37 | 0 | 24 | |
| | >5. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Veen | <0.6 | 19 | 85 | 75 | 8 | 91 | |
| | >0.6 | 7 | 7 | 16 | 1 | 40 | |
| | >5. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Klei | <0.6 | 21 | 66 | 32 | 41 | 42 | |
| | >0.6 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| | >5. | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |

Discussie en conclusies.

De gebruikte methodiek moet gezien worden als een eerste inschatting van de aantasting van het grondwater op het niveau van de referentiewaarden. De gebruikte K_p-benadering in stap 1 heeft beperkingen omdat deze statisch is (geen transportberekening) en de grootte van de K_p's een grote range hebben in Nederlandse bodems en niet direct gerelateerd is aan bodemeigenschappen. Bovendien is gerekend met enkele standaard bodemtypen zonder de variatie in bodemeigenschappen binnen deze bodemtypen mee te nemen.

Bij de dynamische berekeningen in stap 2 speelt met name de onzekerheid van de modelparameterisatie in de ondergrond een rol. De gebruikte partitierelaties zijn afgeleid van datasets met gronden uit de bovenste meter van het bodemprofiel. In de bovengrond wordt partitie grotendeels bepaald door sorptie aan organische stof. In de ondergrond, bij zeer lage organische stofgehalten, zijn oxiden waarschijnlijk van groter belang. Anaerobie en de mogelijke vorming van metaalprecipitaten onder deze omstandigheden zijn niet meegenomen in deze berekeningen.

De resultaten van de berekeningen in stap 1 en stap 2 geven voor de meeste metalen een eenduidig beeld. Bij de Referentiewaarde voor 'industrie en overig groen' is er een potentiële bedreiging voor overschrijding van grondwatercriteria voor bijna alle metalen. Uit de dynamische berekeningen blijkt dat dit voor gronden met zeer ondiepe grondwaterstanden ook overschrijding van grondwatercriteria tot gevolg zal hebben. Voor grondwaterstanden tussen de 0,6 en 5 meter biedt de referentiewaarde 'industrie en overig groen' onvoldoende bescherming voor zand en veengronden (met uitzondering van lood). Voor kleigronden is geen overschrijding van grondwatercriteria te verwachten binnen 100 jaar.

Voor de referentiewaarde natuur en landbouw blijkt uit stap 1 alleen een potentieel risico voor Cu en Hg voor alle gronden en voor de andere metalen alleen een potentieel risico voor zandgronden. In stap 2 wordt echter ook een overschrijding berekend in een belangrijk deel van plots met zeer ondiep grondwater voor alle metalen voor alle bodemtypen (behalve Pb in veen). Hieruit blijkt dat de hoge K_p eigenlijk niet van toepassing is op veengronden. Hierdoor en door de spreiding binnen bodemtypen niet mee te nemen worden referentiewaarden op basis van berekeningen met alleen stap 1 mogelijk onterecht als voldoende beschermend aangemerkt. Voor gronden met een grondwaterstand dieper dan 0,6 meter lijkt de referentiewaarde natuur en landbouw voor alle metalen (Cd, Cu, Ni, Pb en Zn) voor kleigronden en voor Cd, Cu en Pb in zand- en veengronden voldoende bescherming te bieden.

Voor organische verbindingen blijkt uit de stationaire berekening een potentieel risico voor een aantal stoffen bij de Referentiewaarde voor 'industrie en overig groen' (klasse 'Industrie'). Er is hier echter geen rekening gehouden met de afbraak van deze stoffen. Voor de referentiewaarden voor de klasse 'achtergrondwaarden' werden geen overschrijdingen berekend.

Literatuur:

- Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen en T. Kroon. 2001, Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0. Wageningen Alterra Rapport 298.
- Römken, P.F.A.M., Groenenberg, J.E., Bonten, L.T.C., de Vries, W. & Bril, J. (2004). Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions, Alterra rapport 305. (Wageningen: Alterra)
- Verschoor A.J. e.a., 2006. Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen; Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. RIVM rapport 711701043 /2006. RIVM, Bilthoven