



De invloed van bodemeigenschappen op kritische gehalten voor
zware metalen en organische microverontreinigingen in de bodem

Alterra-rapport 817
ISSN 1566-7197

W. de Vries, P.F.A.M. Römkens, L.T.C. Bonten, R.P.J.J. Rietra, W.C. Ma en J.H. Faber

De invloed van bodemeigenschappen op kritische gehalten voor
zware metalen en organische microverontreinigingen in de bodem

De invloed van bodemeigenschappen op kritische gehalten voor zware metalen en organische microverontreinigingen in de bodem

W. de Vries
P.F.A.M. Römkens
L.T.C. Bonten
R.P.J.J. Rietra
W.C. Ma
J.H. Faber

Alterra-rapport 817

Alterra, onderdeel van Wageningen UR
Wageningen, 2008

Referaat

De Vries, W. , P.F.A.M. Römkens, L. Bonten, R.P.J.J. Rietra, W.C. Ma en J.H. Faber, 2008. *De invloed van bodemeigenschappen op kritische concentraties voor zware metalen en organische microverontreinigingen in de bodem*. Wageningen, Alterra, Alterra-Report 817, 184 blz.: 12 fig.; 54 tab.; 116 refs.

Dit rapport bevat informatie over de methoden voor het afleiden van kritische concentraties voor zware metalen en organische microverontreinigingen in de bodem onder landbouw en natuur met de bijbehorende resultaten. Essentieel is dat bij de afleiding getracht is het effect van bodemeigenschappen die de beschikbaarheid van metalen beïnvloedt (gehalten aan organische stof, klei en bodem pH) mee te nemen. De kritische concentraties zijn afgeleid op basis van landbouwkundige eisen, eisen aan het ecosysteem en eisen aan drinkwaterkwaliteit en grondwaterkwaliteit. Bij de landbouwkundige eisen is gerekend met normen in verband met effecten op gewassen en landbouwhuisdieren en voor voedselveiligheid. De eisen aan het ecosysteem hebben betrekking op bodemleven (micro-organismen, bodemprocessen etc.) en doorvergiftiging naar hogere organismen (sleutelsoorten en doelsoorten). Bij de afleiding zijn diverse vormen van bodemgebruik betrokken.

Trefwoorden: bodemverontreiniging, bodemgebruikswaarden, gewaskwaliteit, normstelling, natuurontwikkeling, voedselveiligheid, fytotoxiciteit, diergezondheid, zware metalen ,organische microverontreinigingen

ISSN 1566-7197

Dit rapport is gratis te downloaden van www.alterra.wur.nl (ga naar 'Alterra-rapporten'). Alterra Wageningen UR verstrekt geen gedrukte exemplaren van rapporten. Gedrukte exemplaren zijn verkrijgbaar via een externe leverancier. Kijk hiervoor op www.rapportbestellen.nl.

© 2008 Alterra (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; info.alterra@wur.nl

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Alterra-rapport 817

Wageningen, June 2008

Inhoud

Samenvatting	9
1 Inleiding	17
1.1 Achtergrond van dit rapport	17
1.2 Doel en aanpak van dit rapport	20
1.3 Inhoud van dit rapport	22
Deel I: Zware metalen	25
2 Afleiding van kritische bodemconcentraties in relatie tot bodemeigenschappen op basis van landbouwkundige eisen	25
2.1 Gekozen aanpak	25
2.2 Kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op gewassen: voedselveiligheid en fytotoxiciteit	28
2.2.1 Berekeningsmethode	28
2.2.2 Resultaten	40
2.3 Kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op landbouwhuisdieren: voedselveiligheid en diergezondheid	42
2.3.1 Berekeningsmethode	42
2.3.2 Resultaten	47
2.4 Discussie en conclusies	49
2.4.1 Invloed van bodemeigenschappen op kritische bodemgehalten	49
2.4.2 Afleiding van kritische bodemgehalten bij afwezigheid van een significante bodem-plant relatie	49
2.4.3 Onzekerheden in de afleiding van kritische bodemconcentraties uit normen voor gewassen en dierlijke organen	49
2.4.4 Conclusies	50
3 Afleiding van kritische bodemconcentraties in relatie tot bodemeigenschappen op basis van eisen aan het ecosysteem	51
3.1 Gekozen aanpak	51
3.2 Kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op micro-organismen, bodemprocessen en planten	52
3.2.1 Berekeningsmethode en voorbeeldresultaten zonder rekening te houden met effecten van bodemeigenschappen	52
3.2.2 Berekeningsmethode en voorbeeldresultaten in afhankelijkheid van bodemeigenschappen	54
3.3 Kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op hogere fauna	57
3.3.1 Doorgerekende doelsoorten en sleutelsoorten	57
3.3.2 Berekeningsmethode en resultaten voor herbivoren.	60
3.3.3 Berekeningsmethode en resultaten voor vermivoren	61
3.3.4 Berekeningsmethode en resultaten voor omnivoren	66
3.4 Discussie en conclusies	67

3.4.1	Onzekerheden in de afleiding van kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op micro-organismen, bodemprocessen en planten	67
3.4.2	Onzekerheden in de afleiding van kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op hogere fauna (wormeneters)	69
3.4.3	Conclusies	70
4	Afleiding van bodemgebruikswaarden op basis van eisen aan grond- en oppervlaktewaterkwaliteit	71
4.1	Gekozen aanpak	71
4.2	Berekeningsmethode	71
4.3	Resultaten	74
4.4	Discussie en conclusies	75
	Deel II: Organische microverontreinigingen	79
5	Afleiding van bodemgebruikswaarden op basis van landbouwkundige eisen	79
5.1	Gekozen aanpak	79
5.2	Effecten op gewassen: voedselveiligheid	79
5.2.1	Berekeningsmethode	79
5.2.2	Resultaten	83
5.3	Effecten op dieren: voedselveiligheid en diergezondheid	84
5.3.1	Berekeningsmethode	84
5.3.2	Resultaten	87
5.4	Discussie en conclusies	88
5.4.1	Discussie	88
5.4.2	Conclusies	90
6	Afleiding van kritische bodemconcentraties op basis van eisen aan grond- en oppervlaktewaterkwaliteit	91
6.1	Gekozen aanpak	91
6.2	Berekeningsmethode	91
6.3	Resultaten	93
6.4	Discussie en conclusies	95
	Deel III: Evaluatie	97
7	Kritische concentraties voor zware metalen en organische microverontreinigingen voor landbouw en natuur	97
7.1	Zware metalen	97
7.2	Organische microverontreinigingen	99
	Referenties	101
	Annex 1 Overzicht van methoden en terminologie bij het afleiden van bodemnormen op basis van landbouwkundige of ecologische risico's	109
	1. Terminologie	109
	2. Methoden voor metalen	110
	3. Methoden voor organische microverontreinigingen	113
	Annex 2 Normen en kritische gehalten van metalen in gewassen en dierlijke organen in verband met voedselveiligheid, diergezondheid en fytotoxiciteit	115

Annex 3 Beschouwingen bij de afleiding van bodem-plant relaties en de onzekerheid daarin	121
Annex 4 Bodem-plant relaties en bioaccumulatiefactoren voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik	125
Annex 5 Figuren voor metaalgehalten in gewas en in bodem voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik	139
Annex 6 Berekende bodemnormen cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik uit gewasnormen in relatie tot voedselveiligheid, diergezondheid en fytotoxiciteit	147
Annex 7 Berekende bodemnormen voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik op basis van normen voor dierlijke organen en producten en toelaatbare dagelijkse inname	157
Annex 8 Afleiding van kritische bodemconcentraties op basis van veldgegevens	161
Annex 9 Bodem-worm overdrachtsrelaties voor cadmium, lood, koper en zink	167
Annex 10 Berekende normen voor verschillende combinaties van bodemgebruik en beschouwd effect	171

Woord vooraf

Dit rapport betreft een sterk verlate uitgave van een onderzoek naar een verdere onderbouwing van kritische bodemconcentraties voor de functies landbouw en natuur, die te gebruiken zijn als geschiktheidsgrens. Het rapport geeft een overzicht van mogelijkheden voor het afleiden van kritische bodemconcentraties voor landbouw en natuur in afhankelijkheid van landgebruik en bodemeigenschappen. In 2003 is reeds een RIVM rapport uitgebracht wat zich richtte op zogenaamde Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodem. Dit rapport was mede bedoeld als onderbouwing daarvan maar is lang blijven liggen door nieuwere ontwikkelingen op dit gebied. Uiteindelijk is besloten om het toch nog uit te brengen omdat het een bundeling geeft van data en concepten die nog altijd relevant zijn voor de afleiding van kritische concentraties voor zware metalen en organische microverontreinigingen in bodems onder landbouw en natuur in afhankelijkheid van bodemeigenschappen. “Kritisch” betekent in dit verband dat bij het ‘kritische bodemgehalte’ de metaalgehalten in planten, dierlijke organen of producten, grondwater, of oppervlaktewater de daarvoor geldende normen of grenswaarden overschrijden.

De reden om een koppeling te leggen tussen bodemkwaliteit en de kwaliteit van de genoemde receptoren is onder andere de behoefte aan criteria die als richtlijn kunnen dienen voor de beoordeling van de geschiktheid van bodem voor bepaalde teelten en of diergezondheid in de landbouw. Tot op heden gebeurt de beoordeling van de bodemkwaliteit voornamelijk aan de hand van een norm of advieswaarden gebaseerd op een meting van het totaalgehalten zonder een directe link naar productkwaliteit. In dit rapport wordt echter een methodiek gepresenteerd waarmee zogenaamde ‘effect-gebaseerde’ kritische bodemgehalten afgeleid kunnen worden. Niet het gehalte in de bodem zelf staat dan aan de basis van de beoordeling (wel als de uiteindelijk te toetsen parameter uiteraard), maar het gehalte in van te voren gedefinieerde te beschermen plantaardige of dierlijke producten of organen, dan wel van grondwater of oppervlaktewater. Deze effect-gebaseerde kritische bodemgehalten kunnen ook voor natuur en voor terreinen die van landbouw in natuur worden omgezet afgeleid worden op basis van de relevante te beschermen receptoren. In die gevallen is de term ‘kritisch’ gerelateerd aan het functioneren van het ecosysteem of bepaalde sleutelsoorten (o.a. effecten van doorvergiftiging) daarin. Voor de volledigheid wijzen we er op dat de in dit rapport gepresenteerde kritische bodemgehalten in deze vorm geen ‘normstatus’ hebben of krijgen. Doel is het presenteren van een *methodiek* waarmee uiteindelijk wellicht effect gebaseerde normen zijn af te leiden. Het rapport voorziet daarmee in de behoefte aan een beoordelingssysteem waarmee risico’s van metalen en organische microverontreinigingen in de bodem in het landelijk gebied op een realistische wijze in beeld zijn te brengen.

Wij zijn alle personen die –op verschillende wijze- hebben bijgedragen aan de totstandkoming van dit rapport onze hartelijke dank verschuldigd. Dit betreft in het bijzonder:

- Joost van der Pol voor een bijdrage aan Hoofdstuk 3.3.1 waarin een beschouwing is gegeven over de doelsoorten en sleutelsoorten die relevant zijn voor het berekenen van kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op hogere fauna;
- Verschillende collega’s bij het RIVM, waaronder Annemarie van Wezel, Frank Swartjes, Johannes Lijzen en Michiel Rutgers voor inspirerende discussies over dit onderwerp
- Joop Harmsen voor een bijdrage aan de discussie in Hoofdstuk 5.4 over de relevantie van de berekende van kritische concentraties van organische microverontreinigingen in relatie tot landbouwkundige risico’s;
- Jaap Bloem voor een bijdrage aan Annex 8, vooral waar het gaat om relevante veldparameters en hun rol bij de afleiding van kritische bodemconcentraties;
- Jan-Cees Voogd voor de uitgevoerde modelberekeningen

Samenvatting

Achtergrond

De wens om meer kosteneffectief en functiegericht te saneren leidde reeds in 1997 tot het Kabinetstandpunt Beleidsvernieuwing Bodemsanering (BEVER). Voor immobiele verontreinigingen zijn functiegerichtte saneringsdoelstellingen geïntroduceerd, de bodemgebruikswaarde (BGW). Dit leidde onder meer tot de afleiding van bodemgebruikswaarden voor de functies 'wonen met tuin en intensief gebruikt groen', 'extensief gebruikt groen' en 'bebouwing en verharding'.

Ook in het kader van de herziening normstelling die in 2006/2007 doorgevoerd wordt (Besluit Bodemkwaliteit), bestaat behoefte om de relatie tussen het voorkomen van contaminanten in de bodem en de effecten op voedselkwaliteit (plantaardige en dierlijke producten) organismen (o.a. bodemfauna, planten, dieren en waterorganismen) en grondwater beter te kwantificeren. Binnen het beoordelingskader voor toetsing van de bodemkwaliteit voor landbouwgronden vormen de LAC signaalwaarden het relevante kader. Op basis van de in dit rapport beschreven systematiek is een voorstel gedaan om te komen tot een gedeeltelijke herziening van de LAC-signalwaarden.

Vanaf 2007 is ook de zogenaamde "Toolbox" op lokaal niveau in gebruik genomen. Met de toolbox kan voor specifieke locaties nagegaan worden wat de risico's van de actuele bodemkwaliteit in relatie tot bodemeigenschappen en landgebruik zijn. In de eerste versie van dit instrument zit ook een risicoanalyse voor landbouw. Voor de functie landbouw wordt onder meer nagegaan wat de overdracht van bodem naar verschillende gewassen en dierlijke producten en organen is. Daarvoor worden dezelfde relaties ingebouwd die in dit rapport beschreven worden.

Omdat in verschillende kaders (onder meer in het kader van humane risico's als gevolg van blootstelling, en afstemming risico's voor cadmium en lood in de Belgische en Nederlandse Kempen) gewerkt wordt aan de in dit rapport beschreven bodem – plant relaties is het daarnaast de bedoeling om tot een betere afstemming te komen. Dat betreft zowel de selectie van data als de criteria voor de toepassing van bodem – plant relaties.

Deze rapportage past in de wens om te komen tot een verdere onderbouwing van kritische bodemconcentraties voor de functies landbouw en natuur, die te gebruiken zijn als geschiktheidsgrens. Het rapport geeft een overzicht van mogelijkheden voor het afleiden van kritische bodemconcentraties voor landbouw en natuur in afhankelijkheid van landgebruik en bodemeigenschappen. De beschouwde stoffen zijn arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel, zink, PAK (10-VROM), DDT/DDD/DDE en drins. Er zijn verschillende vormen van bodemgebruik binnen landbouw en natuur onderscheiden, waarbij een relatie is gelegd met gebruikseisen m.b.t. de landbouwkundige praktijk, ecosysteem-eisen en eisen aan de grondwater- en drinkwaterkwaliteit. De functie landbouw is onderverdeeld in grasland, productie van veevoeder, akkerbouw, groenteteelt en fruitteelt. Niet-grondgebonden vormen van landbouw (zoals intensieve veehouderij mbt varkens en kippen) zijn niet beschouwd.

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor zware metalen in relatie tot fytotoxiciteit en voedselveiligheid van plantaardige producten

Methode: De landbouwkundige eisen zijn uitgewerkt in eisen ter bescherming van de dier- en plantgezondheid en voedselveiligheidseisen. Dat betekent dat producten van een perceel voldoen aan normen voor veevoeder en warenwetcriteria. Gebruikte grenswaarden voor de interne metaalgehalten in planten zijn: (i) fytotoxische gehalten (in de plant zelf), (ii) warenwetnormen (voor voedingsmiddelen) en (iii) veevoedernormen (voor ruwvoer

zoals gras, maïs en voederbieten). Warenwetnormen zijn daarbij vaak het meest strikt. Alle genoemde interne plantnormen zijn vervolgens omgerekend naar totaalgehalten in de bodem met gewas-specifieke bodem-plant overdracht relaties. Uiteraard alleen indien voor de betreffende bodem-gewas-metaal combinatie een significante relatie bestond en deze relatie binnen het afleidingsbereik kon worden toegepast. De gemeten metaalgehalten in de plant en in de bodem waarop het model is gebaseerd, liggen namelijk niet altijd boven de normen die later in het model zijn toegepast. Indien een gewasnorm vele malen hoger was dan het bereik van de gemeten data is een model niet geschikt om te worden toegepast.

De gewas-specifieke bodem-plant overdracht relaties zijn relaties tussen het metaalgehalte in de plant enerzijds en bodemeigenschappen (gehalten aan organische stof en klei en pH) en het metaalgehalte in de bodem anderzijds. Uit de resultaten blijkt het volgende:

- Cadmium (Cd) en zink (Zn): voor een groot aantal gewassen worden redelijke tot goede bodem-plant relaties afgeleid.
- Koper (Cu) en lood (Pb): voor de meeste gewassen worden veelal matige tot slechte bodem-plant relaties afgeleid. Dit is deels te wijten aan gewas-specifieke eigenschappen waardoor de opname van deze metalen zodanig gereguleerd wordt dat deze niet in oogstbare delen terechtkomen. Daarnaast speelt vooral atmosferische depositie van lood een versturende rol in de relatie tussen bodem en gewas (data stammen deels uit de tijd dat de loodgehalten in de atmosfeer door uitstoot door het verkeer hoger was dan nu).
- Arseen (As) en kwik (Hg): voor beide zijn veel data voorhanden maar bestaan geen bodem-plant relaties.
- Nikkel (Ni) en chroom (Cr): voor deze elementen zijn voor Nederland vrijwel geen landsdekkende gegevens beschikbaar om een bodem-plant relatie te kunnen afleiden (zo die al bestaat).

Significante bodem - plant overdrachtsrelaties voor Cd en Zn en in sommige gevallen voor Pb en Cu maken het mogelijk om gewas-specifiek een kritische bodemgehalte af te leiden op basis van een warenwetnorm of kritisch gehalte in relatie tot fytoxische effecten in de plant in afhankelijkheid van bodemfactoren. Zoals gezegd mag de gebruikte gewasnorm niet ver (maximaal een factor 2) boven het hoogst gemeten plantgehalte in de dataset liggen. Uitgaande van die eisen (significantie van de bodem-plant relatie en een beperkte mate van extrapolatie) zijn kritische bodemgehalten uitsluitend teruggerekend op basis van bodemgewas relaties vanuit:

- Veevoeder- en warenwetnormen voor: (i) Cd in gras, maïs, suikerbiet, tarwe en sla, (ii) Pb in aardappel en (iii) Zn in maïs en suikerbiet.
- Kritische gehalten in verband met fytoxiciteit voor: (i) Cd in sla en (ii) Zn in maïs, suikerbiet, tarwe, aardappel, sla en andijvie.

De systematiek is voor As, Cr en Hg (en in mindere mate ook voor Cu en Pb) echter nog niet geschikt om kritische bodemgehalten af te leiden uit gewaskwaliteitseisen. Om voor die gevallen waarbij geen relatie tussen bodem en gewas bestaat toch een dergelijke effect-gebaseerde norm te kunnen afleiden is een arbitrair criterium gebruikt om te komen tot een zgn. 'pseudo'-kritisch bodemgehalte. Indien namelijk geen normoverschrijding in het gewas is aangetoond (in de database) is dit pseudo kritische bodemgehalte gelijk aan het hoogste gemeten gehalte in de bodem. De gedachte is dat tot een dergelijk gehalte geen gewasnorm overschreden wordt. Uiteraard is dat alleen reëel indien de database alle relevante bodemtypen bevat. Indien er wel gewasnormen overschreden worden, is het daarbij behorende bodemgehalte als indicatie voor een kritische waarde aangehouden.

Resultaten: De berekende kritische gehalten in de bodem op basis van warenwet normen voor voedingsmiddelen (alleen plantaardig zoals groente en akkerbouw) zijn in veel gevallen gelijk aan of hoger dan de huidige LAC signaalwaarden. Dat betekent dat in Nederland met uitzondering van gebieden als de Kempen en het veenweidegebied er regionaal weinig of geen gebieden zijn waar de huidige gehalten in de bodem op grote schaal tot overschrijding van deze effect-gebaseerde kritische bodemgehalten leiden.

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor zware metalen in relatie tot diergezondheid en voedselveiligheid van dierlijke producten

Methode: Voor de inname door dieren is een kritisch bodemgehalte afgeleid op basis van de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) via grond en gewas. Die TDI is afgeleid op basis van warenwetten voor dierlijke producten en op basis van criteria in relatie tot de diergezondheid. Er zijn alleen kritische grenzen afgeleid voor cadmium, lood en kwik, waarvoor warenwetten voor dierlijke producten bestaan. De afgeleide kritische bodemgehalten op basis van gehalten in de nier, lever en diergezondheid zijn strenger dan die voor productkwaliteit als het gaat om melk en vlees. Dat is een gevolg van het feit dat de overdracht vanuit gewas/bodem naar producten als melk, vlees en eieren vrijwel nihil is. Daarentegen accumuleren organen als nieren en lever relatief veel metalen als cadmium en lood. Warenwetten voor Cd en Pb in nieren en lever leiden daardoor tot lagere kritische Cd en Pb gelaten in de bodem dan eisen voor diergezondheid.

Resultaten: De kritische bodemgehalten in relatie tot effecten op diergezondheid of de kwaliteit van dierlijke producten liggen voor de meeste metalen hoger dan die gebaseerd op warenwetten (en/of veevoedereisen) voor planten. Evenals voor normen gebaseerd op gewaskwaliteit geldt dan ook dat in Nederland slechts beperkt (bodem)normoverschrijding in relatie tot diergezondheid of productkwaliteit verwacht kan worden.

Voor cadmium blijkt echter het kritische bodemgehalte in relatie tot de warenwet norm in de nier van koeien in dezelfde orde van grootte te liggen als die voor akkerbouwproducten en veevoer (ongeveer 1 mg kg⁻¹). Zeker in zure zandgronden met verhoogde gehalten (oa Kempen) is de kans op normoverschrijding reëel.

In het algemeen geldt dat de modelconcepten voor de overdracht van metalen vanuit voer en grond naar dierlijke organen nog ter discussie staan. De gemeten variatie in de overdrachtcoëfficiënten die hier zijn toegepast is groot hetgeen direct tot een grote spreiding in de berekende kritische bodemgehalten leidt. Zo leidt vooral de overdracht van cadmium en koper (voor schapen) tot relatief strenge (lage) kritische bodemgehalten die voor bepaalde bodemtypen (zand) in dezelfde orde van grootte liggen als de huidige bodemgehalten of zelfs de nieuw afgeleide generieke maximale waarden op basis van AW2000.

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor zware metalen in relatie tot ecosysteemeisen

Methode: Kritische waarden op basis van ecosysteemeisen zijn afgeleid aan de hand van effecten op bodemprocessen en aan de hand van risico's voor doorvergiftiging. Voor de berekening van kritische waarden op basis van effecten op bodemprocessen en bodemfauna is gekeken naar zowel laboratoriumgegevens als velddata. Velddata van actuele risico's, die gerelateerd zijn aan een specifieke gebiedssituatie zijn door de complexiteit in het veld en de beperkte gegevensbeschikbaarheid niet toepasbaar voor de afleiding van kritische bodemconcentraties. Voor de afleiding ervan is daarom gekozen om uit te gaan van laboratoriumgegevens over NOEC waarden voor invertebraten, micro-organismen en planten. Daarbij is een beschermingsniveau van 95% gehanteerd. Door uit te gaan van kritische concentraties in het bodemvocht wordt rekening gehouden met de invloed van de zuurgraad, organische stofgehalte en kleigehalte op de beschikbaarheid van metalen. Aan deze methode kleven wel nog enkele bezwaren. Zo zijn er aanwijzingen dat de metaalconcentratie en -activiteit niet allesbepalend zijn voor de opname en toxiciteit in regenwormen. Voor hardhuidige bodemdieren, zoals kevers, kan strooiselconsumptie naast het bodemvocht een belangrijke blootstellingsroute vormen. Voor de afleiding van kritische waarden op basis van doorvergiftiging is gekeken naar de toelaatbare inname van grote grazers, de das en de grutto, zoals eerder beschreven. Voor koper, zink, arseen en kwik zijn alleen kritische waarden voor grote grazers afgeleid.

Resultaten: De kritische bodemconcentraties op basis van ecotoxicologische effecten op micro-organismen processen, invertebraten en planten zijn beduidend lager dan waarden op basis van risico's voor doorvergiftiging, met uitzondering van cadmium. Hierbij zijn de strengste waarden berekend voor doorvergiftiging naar de das. In vergelijking met de grutto is de voornaamste reden de langere verblijftijd van

de das in eenzelfde gebied. Voor lood zijn de kritische waarden het strengst voor de grote grazers, met uitzondering van lood bij zandgronden.

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor zware metalen in relatie tot eisen aan grondwater- en oppervlaktewaterkwaliteit

Methode: Bij de afleiding van kritische gehalten op basis van eisen aan grond- en oppervlaktewater is uitgegaan van een 1-laags bodemcompartiment. Kritische gehalten zijn berekend op basis van streefwaarden voor grondwater en MTR-niveaus voor oppervlaktewater. Deze eisen zijn gesteld aan de concentraties van zware metalen die verticaal of lateraal uitspoelen. Kritische concentraties in het grond- en oppervlaktewater zijn teruggerekend naar kritische waarden door middel van bodem-bodemvocht overdrachtsrelaties, waarbij kritische waarden berekend zijn in afhankelijkheid van organische stof, klei en pH.

Resultaten: berekende kritische waarden op basis van oppervlaktewaternormen zijn het strengst. Doordat pH effecten zijn meegenomen, zijn de berekende kritische waarden voor zandgronden en gronden onder natuur lager dan de streefwaarden voor de vaste fase. Omdat concentraties van zware metalen in het bodemvocht in het algemeen sterk afnemen met de diepte, zal een overschrijding van de kritische waarde in de bovengrond niet direct leiden tot een normoverschrijding in het grond- of oppervlaktewater. Additionele berekeningen laten zien dat het voor de meeste gebieden en voor de meeste zware metalen meer dan 100 of zelfs 1000 jaar duurt voordat bij de huidige bodemkwaliteit en de huidige belasting grondwaternormen overschreden worden.

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor organische microverontreinigingen in relatie tot dieiergezondheid en voedselveiligheid van plantaardige en dierlijke producten

Methode: Kritische waarden met betrekking tot landbouwkundige eisen voor organische microverontreinigingen zijn berekend op basis van Warenwetnormen voor plantaardige en dierlijke producten en eisen aan dieiergezondheid. Omdat zeer weinig veldgegevens beschikbaar zijn over gehalten van organische microverontreinigingen in gewassen en in bodem, zijn voor opname door planten van organische microverontreinigingen procesmodellen gebruikt. Deze modellen zijn niet gevalideerd op veldgegevens en verschillen tussen modellen zijn groot. Bovendien is de onzekerheid in de modelresultaten waarschijnlijk groot. Vanwege een gebrek aan data is geen gebruikseis met betrekking tot fytotoxiciteit voor organische stoffen afgeleid.

Voor eisen aan de dieiergezondheid zijn kritische waarden op basis van een toelaatbare dagelijkse inname (TDI) van de organische microverontreinigingen gebruikt. Voor eisen aan de dierlijke productkwaliteit zijn warenwetnormen voor vlees, melk en eieren gehanteerd. Deze normen zijn teruggerekend naar een TDI met behulp van een biotransferfactor.

Resultaten: De kritische waarden op basis van eisen aan plantaardige producten verschillen zeer sterk tussen de verschillende grondgebruiken. Kritische waarden voor wortelgewassen zijn daarbij veel lager dan die van bladgewassen. Ten aanzien van eisen aan de dieiergezondheid en dierlijke producten is inname van verontreinigde grond de belangrijkste blootstellingroute. Kritische waarden zijn daarom ook nauwelijks afhankelijk van het bodemtype. Kritische waarden op basis van dieiergezondheid zijn voor alle stoffen strenger dan normen op basis van eisen aan dierlijke producten.

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor organische microverontreinigingen in relatie tot eisen aan grondwater- en oppervlaktewaterkwaliteit

Methode: Bij het afleiden van kritische bodemgehalten van organische stoffen voor de vaste fase waarbij grond- en of oppervlaktewaternormen overschreden worden, is een vergelijkbare aanpak gehanteerd als bij zware metalen. Overdracht van de vaste van de bodem naar het bodemvocht kan voor organische

microverontreinigingen berekend worden d.m.v. lineaire relaties waarbij de bindingsterkte bepaald wordt door het organische stofgehalte van de bodem en de DOC concentratie in het bodemvocht.

Resultaten: De kritische waarden op basis van de streefwaarden voor grondwater zijn veruit het laagst. Voor DDT/DDD/DDE en drins geldt dat deze kritische waarden veel lager zijn de streefwaarde voor bodem, voor PAK zijn de kritische waarden iets hoger dan de streefwaarden voor bodem.

Samenvattende resultaten

De onderscheiden bodemgebruiksvormen bij natuur konden voor alle stoffen worden samengevoegd. Voor landbouw zijn zes vormen van bodemgebruik onderscheiden. Voor chroom en nikkel, alle PAKs, DDE en DDD kunnen veevoeder, akkerbouw en niet-consumptieve gewassen worden samengevoegd, net als groenteteelt en fruitteelt. Voor DDT tenslotte kunnen veevoer en akkerbouw worden samengevoegd, evenals groente- en fruitteelt.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond van dit rapport

Vraag naar criteria voor bodemgehalten voor de beoordeling van bodemgeschiktheid in het landelijk gebied

Normen voor bodem vormen de basis van bodembescherming. Het merendeel van deze normen zijn tot op heden vrijwel uitsluitend gebaseerd op basis van de urgentie voor sanering. Zo zijn de huidige interventiewaarden volgens de Wet Bodembescherming (WBB) gebaseerd op bescherming van mens (met name gebaseerd op blootstelling) en dier (ecologische criteria zoals de HC50). Ofschoon men in de praktijk voor het stedelijk gebied daarmee uit de voeten kan, blijkt dat voor de beoordeling van de kwaliteit van bodem in het landelijk gebied de interventiewaarde van weinig betekenis is. Niet alleen liggen de gehalten in de bodem in het landelijk gebied in veel gevallen ruim onder de interventiewaarden, ook is het de vraag of de kwaliteit van landbouwproducten al niet in het geding is bij lagere gehalten dan de interventiewaarde. Anders dan bij puntverontreinigingen is er in het landelijk gebied in veel gevallen sprake van zogenaamde regionale diffuse verontreiniging. De gehalten aan contaminanten worden daarbij bepaald door de (deels historische) aanvoer via dierlijke- en kunstmest, atmosferische depositie, en andere bodemadditieven (o.a. compost en toemaak). Daardoor zijn er in Nederland gebieden waar als gevolg van zowel landbouw als ook historische bronnen (verontreinigd sediment, verhoogde atmosferische depositie nabij industrie in de Kempen en aanvoer via toemaak) regionaal verhoogde gehalten in de bodem aanwezig zijn. Hoewel er wetgeving is voor de aanvoer van bepaalde organische bodemadditieven (oa BOOM) blijkt dat de aanvoer van metalen als koper en zink via mest, ondanks de netto daling gedurende de laatste 5 jaar, nog steeds leidt tot accumulatie van met name Cu en Zn (De Vries et al., 2004; Groenenberg et al., 2006). In de meeste gevallen worden interventiewaarden echter niet overschreden, maar stijgt het bodemgehalte tot een niveau waarop productnormen (in levensmiddelen en of veevoer) overschreden kunnen worden. Ook kan er sprake zijn van verhoogde blootstelling voor vee als gevolg van inname van gewas en aanhangende grond. Er is daarom voor het landelijk gebied behoefte aan criteria die als richtlijn kunnen dienen voor de beoordeling van de geschiktheid van bodem voor bepaalde teelten en of diergezondheid. Deze beoordelingssystematiek is toepasbaar voor elke vorm van landgebruik inclusief natuur mits de juiste criteria gebruikt worden.

Een bijkomend aspect dat zowel voor de beoordeling van landbouwgrond als natuur geldt, is dat in de huidige normstelling het aspect van beschikbaarheid van stoffen in de bodem nauwelijks is meegenomen. Het is bekend dat het totaalgehalte aan metalen in de bodem niet maatgevend is voor de beschikbaarheid, die bepalend is voor de opname door gewassen en dieren en daarmee het risico. De beschikbaarheid wordt in hoge mate bepaald door bodemeigenschappen, zoals het organische stof en kleigehalte, en de samenstelling van het bodemvocht, (pH en het DOC gehalte). Deze bodem- en bodemvochteigenschappen sturen weer de verdeling van contaminanten tussen de vaste fase en het bodemvocht én de speciatie van stoffen in het bodemvocht zelf. Bij het vaststellen van interventiewaarden vindt weliswaar correctie voor textuur (kleigehalte) en organische stof plaats (leidt tot verschillen in zand, klei, veen), maar deze is gebaseerd op de relatie tussen de gehalten aan metalen en bodemeigenschappen in laag gecontamineerde gronden en niet op de effecten daarvan op beschikbaarheid. Bij de standaardisering wordt bovendien geen rekening gehouden met het effect van pH, terwijl de invloed van pH op de beschikbaarheid van metalen zeer groot is. Deze beperking in de kwaliteit van de huidige normen geldt ook nog steeds voor de recent ingevoerde nieuwe generieke maximale waarden voor landbouw en natuur. Deze waarden, die maatgevend zijn voor het niveau waar beneden elke vorm van landgebruik mogelijk is, zijn niet gebaseerd op een risicobenadering maar komen overeen met het

95 percentiel van de gemeten actuele gehalten in de bodem van niet specifiek belaste gebieden (Lamé & Nieuwenhuis, 2006).

Om toch inzicht te krijgen in het niveau waarboven voor landbouw en natuur risico's (gaan) ontstaan bestaat daarom behoefte aan een beoordelingssysteem waarmee op basis van effecten zogenaamde kritische bodemgehalten afgeleid kunnen worden. Deze kritische bodemgehalten krijgen daarmee geen normstatus maar dienen als indicator voor verschillende vormen van risico's (overschrijden productnormen etc.). Daarnaast dient de methodiek wel als grondslag voor het voorstel voor de herziening van de LAC signaalwaarden. Deze hebben ook geen normstatus maar dienen als adviesbasis voor de landbouwer. Wel is het zo dat dezelfde set aan rekenregels in een risico-toolbox gebruikt wordt om locatie-specifieke risico's van verontreiniging te berekenen.

Vraag naar bodemgebruikswaarden

De vraag naar een beoordelingssysteem voor risico's van contaminanten in de bodem en meer specifiek voor het landelijk gebied bestaat al ruim 15 jaar. Zo koos het kabinet in 1997 voor een belangrijke koerswijziging van het bodemsaneringsbeleid. Aanleiding hiervan was vooral de beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER) die ook in het landelijk gebied was ingezet (BEVER-Groen) om de stagnerende bodemsaneringsoperatie te versnellen. Zo werd o.a. voorgesteld om saneringsmaatregelen afstemmen op het beoogde gebruik (verlating van het multifunctionaliteitsprincipe) door functiegericht saneren in samenhang met actief bodembeheer. Deze koerswijziging hield in dat saneren goedkoper moest worden en meer rendement moest opleveren, o.a. door immobiele verontreinigingen in de bovengrond functiegericht te saneren.

Als uitwerking van het kabinetsbesluit tot kosteneffectief en functiegericht saneren zijn eerst bodemgebruikswaarden (BGWs) ontwikkeld voor het stedelijk gebied, waarbij onderscheid is gemaakt in (i) wonen en intensief gebruikt (openbaar) groen, (ii) extensief gebruikt (openbaar) groen en (iii) bebouwing en verharding (Lijzen et al., 1999). Uiteindelijk heeft dat geleid tot het vaststellen van BGWs voor een tiental stoffen, te weten zes zware metalen, arseen, PAK, DDT's en drins. BGWs zijn gedefinieerd als minimale kwaliteitsvereisten van de bovengrond voor concentraties van verontreinigende stoffen, waarbij "normaal" gebruik van de bodem behorende bij de onderscheiden functie niet wordt belemmerd. De BGWs worden gebruikt als 'terugsaneerwaarde' (ze geven de vereiste bodemkwaliteit aan na saneren) of als kwaliteitseisen voor aan te brengen grond. Voor de besluitvorming over noodzaak en tijdstip van saneren blijven de interventiewaarden en de urgentiesystematiek onveranderd van toepassing.

In de periode daarna zijn vervolgens ook BGWs vastgesteld voor de functies landbouw, natuur en waterbodembodem (Van Wezel et al., 2003). Deze BGW's zijn grotendeels gebaseerd op principes waarbij de beschikbaarheid van contaminanten een rol speelt. Probleem daarbij is echter dat genoemde BGWs beleidsmatig vrijwel geen betekenis hebben gekregen omdat het concept van terugsaneerwaarde voor landbouw niet echt relevant is. In vrijwel alle gevallen blijven landbouwbodems onder de wettelijke eisen waarboven gesaneerd zou moeten worden (bij gebleken urgentie). Daarmee bestaan er dus wel indicaties van het niveau tot waar er gesaneerd zou moeten worden (namelijk de BGW), maar deze worden niet gebruikt als grenzen waarboven de primaire rol van landbouw (namelijk het produceren van veilig voedsel en gezond vee) in gevaar komt.

Vraag naar referentiewaarden en geschiktheidsgrenzen

In de periode 2000 – 2005 is er in het kader van de herziening normstelling in verschillende discussiefora verder gediscussieerd over de mogelijkheden voor normstelling voor het landelijk gebied. Dat betreft oa het project Bodem en Bagger en NOBO (Normstelling Bodem). In Bodem en Bagger is het streven te beschikken over een systeem dat uitspraken doet over de kwaliteit van de bodem in relatie tot de ontvangende bodem met als uitgangspunt een langdurige bescherming van de bodemkwaliteit. Daarbij speelt het tijdsaspect dus een belangrijke rol, veranderingen in de kwaliteit van bodem bij aanvoer van o.a. bagger zijn meestal niet

waarneembaar binnen 1 of 2 jaar. Modelsimulaties staan dus aan de basis van de beoordeling van een lokaal systeem.

In het kader van NOBO is er voor 'gewone' landbouwbodems, d.w.z. waar aanvoer van bagger geen rol speelt, behoefte aan inzicht in de achtergrondgehalten en de variatie daarin binnen Nederland. Het is bekend dat de gehalten aan metalen in verschillende bodemtypen verschillen zowel vanwege verschillen in moedermateriaal en herkomst van het sediment. Een ander belangrijk doel was het streven naar referentiewaarden voor verschillende vormen van landgebruik (en bodemtype). De laatste jaren heeft het concept 'nuchter omgaan met risico's' ook binnen de bodemwereld geleid tot het inzicht dat bodembescherming gekoppeld kan worden aan functies (al eerder is de achtergrond van BEVER geschetst). Daarmee kunnen ook referenties gekoppeld worden aan functie. Daarbij kunnen referentieniveaus voor bijvoorbeeld industrie en of 'extensief gebruikt groen' (denk aan omheinde niet toegankelijke terreinen) hoger liggen (d.w.z. de gehalten aan stoffen) dan in functies met direct contact tussen mens en bodem (moestuinen) of waarbij de productie van voedsel van belang is (landbouw). In 2005 is in dit kader getracht deze referentiewaarden voor meerdere functies (inclusief landbouw en natuur) af te leiden op basis van recent ontwikkelde concepten op het gebied van beschikbaarheid, zoals ook gebruikt bij de afleiding van BGWs voor landbouw en natuur. Gedurende het proces bleek echter dat de discussie omtrent concepten en acceptabele kritische grenzen niet leidde tot consensus. Ook bleek dat op basis van bestaande concepten referentiewaarden soms onder het niveau van de streefwaarde zouden uitkomen. Uiteindelijk is daarom voor de afleiding van de referentiewaarde voor landbouw en natuur gekozen voor een pragmatische benadering op basis van de data uit het project AW2000 (Lamé & Nieuwenhuis, 2006). Daarmee is (tijdelijk wellicht) afstand gedaan van de risico-gebaseerde benadering. Bodemspecifieke referenties op basis van AW2000 zijn namelijk een weerspiegeling van de actuele kwaliteit van bodems in niet specifiek belaste gebieden. De kwaliteit van de bodem in het jaar van bemonstering is daarmee in feite de basis van de referentie. Andere recente toepassingen waarbij risico's gekoppeld gaan worden aan de beschikbaarheid in de bodem en de overdracht van bodem naar plant is het vernieuwen van beleidsinstrumenten als CSOIL (Brand et al., 2007). De blootstelling van de mens via consumptie van gewassen is sterk afhankelijk van de samenstelling van de bodem waarop deze gewassen groeien en bij de berekening van de kritische bodemgrenzen waarbij de blootstelling te hoog wordt spelen verschillen in bodemeigenschappen dan ook een grote rol. Dit is ook onderkend bij de ontwikkeling van instrumenten om locatie-specifieke risico analyses te maken (Swartjes et al., 2007). Tenslotte wordt ook gepoogd om in internationaal kader de aanpak om te komen tot relevante risicogrenzen af te stemmen. Dit betreft in eerste instantie het opstellen van een gezamenlijk modelconcept om voor cadmium te komen tot relevante (grensoverschrijdende) risicogrenzen voor landbouw in de Kempen (Smolders et al., 2007).

Het idee te streven naar referentiewaarden voor verschillende bodems op basis van een risicobenadering is daarmee niet van de baan. Eind 2005 is onderkend dat voor landbouw niet alleen referenties nodig zijn, maar ook een bovengrens waarboven de kans op overschrijding van productnormen en diergezondheid reëel wordt. Deze zogenaamde 'geschiktheidsgrens' komt daarmee redelijk overeen met de huidige LAC signaalwaarde (bescherming van productkwaliteit). Omdat ook deze (LAC signaalwaarden) inmiddels verouderd zijn, is besloten om de update van de LAC signaalwaarden (tentatief LAC2006) gedoopt parallel te laten lopen met de afleiding van de geschiktheidsgrenzen.

Afleiding van geschiktheidsgrenzen

Cruciaal bij de afleiding van geschiktheidsgrenzen is te beschikken over een set van concepten waarmee de kans op overschrijding van productnormen bepaald kan worden. Feitelijk worden deze geschiktheidsgrenzen (bodemnormen) dan ook bepaald door de kwaliteit in een product. Dit kan zowel een gewas zijn, maar zou ook (in geval van natuur) het grondwater kunnen zijn. In dit rapport worden daarom een aantal concepten gepresenteerd die de link tussen bodem en de meest relevante receptoren beschrijven, namelijk gewassen (met nadruk op landbouw), organismen (zowel landbouwkundig als bodemfauna) en grond- en oppervlaktewater. De beoordeling van de kwaliteit van de bodem en daarmee de afleiding van relevante

normen is daarmee gebaseerd op een borging van de kwaliteit van alle met de bodem in contact staande 'media' (gewassen, organismen, en water). Uiteindelijk zal bij de beoordeling van een bepaalde bodem in een bepaalde functie altijd een evaluatie gemaakt worden welke criteria sturend zijn voor de uiteindelijke 'norm'. In geval van landbouw (en de herziening van de LAC waarden) staan productnormen in gewas en dier centraal. In natuurgebieden zullen ecologische criteria hoge prioriteit krijgen terwijl het realiseren van grondwaternormen in gebieden voor drinkwater weer sturend zullen zijn.

In hoeverre verdergaand maatwerk in de beoordeling van de bodemkwaliteit (locatie-specifieke risicobeoordeling) gereed is voor beleidsmatige toepassing hangt af van de beschikbaarheid van gevalideerde methoden en technieken daarvoor. Dit rapport geeft hiervoor een aanzet van de mogelijkheden hiertoe. Op basis van deze verkenning kan worden bezien in hoeverre maatwerk in de beoordeling van de bodemkwaliteit, de blootstellingsrisico's en de mogelijkheden tot verspreiding mogelijk is.

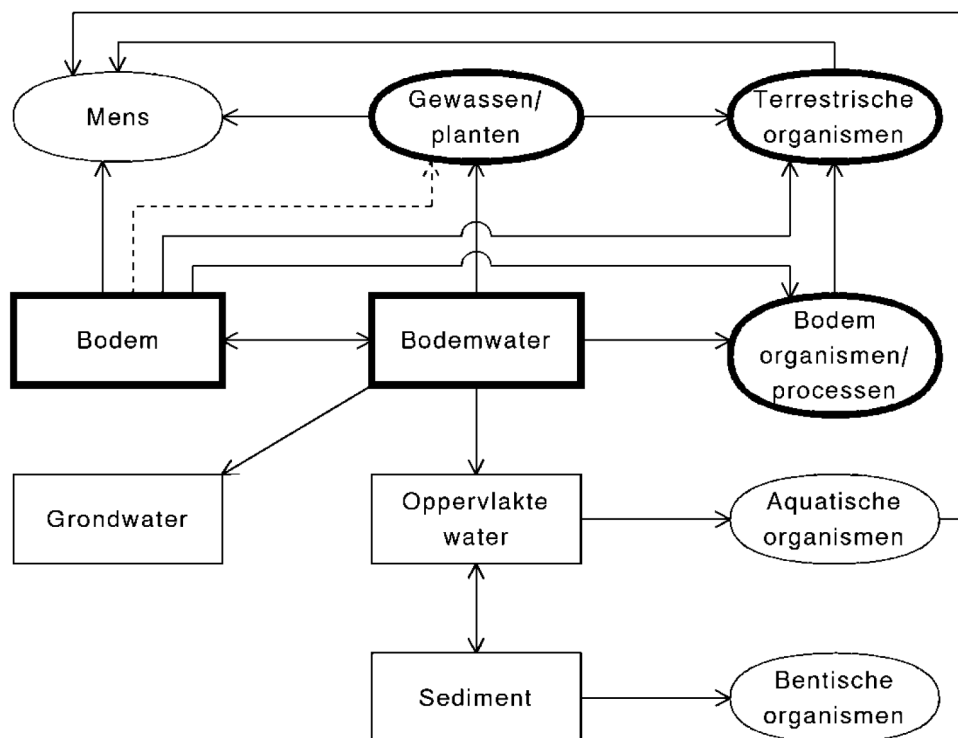
1.2 Doel en aanpak van dit rapport

Dit rapport beschrijft in eerste instantie de concepten die gebruikt kunnen worden om voor specifieke bodems (met specifieke bodemeigenschappen) gehalten aan stoffen af te leiden waarboven effecten optreden. Het rapport schetst dan ook de aanpak waarmee kritische concentraties voor metalen en organische microverontreinigingen in de bodem kunnen worden berekend voor de functies landbouw en natuur uitgaande van landbouwkundige eisen, ecosysteem eisen en eisen ten aanzien van grondwaterkwaliteit en oppervlaktewaterkwaliteit. Meer concreet betreft dit het weergeven van de methodieken en rekenregels voor het afleiden van getalswaarden voor kritische bodemconcentraties voor de functies landbouw en natuur voor de stoffen zoals die in de BGW studie zijn onderzocht (Van Wezel et al., 2003). Dit betreft cadmium (Cd), lood (Pb), koper (Cu), zink (Zn), nikkel (Ni), chroom (Cr), arseen (As), kwik (Hg), drins, DDT/DDD/DDE en PAK (10-VRM) als functie van bodem eigenschappen. Humaan-toxicologische eisen zijn niet in beschouwing genomen. Naast een beschrijving van de methodiek zijn ook de grenswaarden voor de bodem, die in dat geval afgeleid worden voor de bescherming van gewaskwaliteit, diergezondheid, bescherming van het ecosysteem en de kwaliteit van water, opgenomen. In de meeste gevallen komen die sterk overeen met de eerder afgeleide BGW waarden voor landbouw en natuur. Dit rapport kan in die zin ook beschouwd worden als een achtergrond document bij een aantal van die waarden.

In Figuur 1.1 is een overzicht gegeven van de relaties die er zijn in de stromen van contaminanten vanuit de bodem naar andere compartimenten. In zwart is aangegeven welke compartimenten in beschouwing genomen zijn, namelijk gewassen, terrestrische organismen, (inclusief landbouwhuisdieren, hogere diersoorten in de natuur en bodemorganismen) en bodemwater in relatie tot effecten op grondwater en oppervlaktewater. Bij de afleiding van kritische concentraties voor metalen en organische microverontreinigingen in de bodem is steeds vanuit een norm (of indicatieve grenswaarde voor bijv. fytotoxiciteit) voor de betreffende receptor (plant, dier, water) teruggerekend wat het bijbehorende kritische bodemgehalte is. Daarbij gaan we uit van de in Figuur 1.1 aangegeven relaties, inclusief de effecten van bodemeigenschappen op deze relaties.

In Tabel 1.1 staan de gebruikseisen waaraan verschillende vormen van bodemgebruik voor landbodems dienen te voldoen en die (mede) bepalend zijn voor de afleiding van kritische bodemconcentraties. Bij het opstellen van Tabel 1.1 is de volgende terminologie gebruikt:

- Bodemgebruik: Het gebruik dat van de bodem wordt gemaakt, de functie of bestemming.
- Gebruikseis: De eis die aan een gebruiksvorm kan worden gesteld vanuit het oogpunt van dier- en plantgezondheid, functioneren ecosysteem of overige eisen.



Figuur 1.1

Overzicht van de relaties die er zijn in de stromen van contaminanten vanuit de bodem naar andere compartimenten. In zwart is aangegeven welke compartimenten in beschouwing genomen zijn bij de afleiding van kritische concentraties voor metalen en organische microverontreinigingen in de bodem.

Tabel 1.1

Onderzochte gebruikseisen waaraan natuur en landbouw op landbodems en droge waterbodems dienen te voldoen.

Gebruikseisen	Natuur			Landbouw				
	Bos	Heide/ open ruigte	Overig (Gras)	Gras- land	Vee- voeder	Akker- bouw	Groente teelt	Fruitteelt
Landbouwkundige eisen								
Effecten op landbouwgewassen								
- Voedselveiligheid				+	+	+	+	+
- Fytotoxiciteit.				+	+	+	+	+
Effecten op (landbouw)huisdieren:								
- Voedselveiligheid	+	+	+	+	+			
- Diergezondheid	+	+	+	+	+			
Eisen m.b.t. ecosysteem								
- Generiek: effecten op bodemorganismen/processen/kringlopen/LSF	+	+	+	+	+	+	+	+
- Specifiek: doorvergiftiging sleutelsoorten/doelsoorten	+	+	+	+	+			
Overige eisen								
- Effecten op kwaliteit drinkwater/grondwater	+	+	+	+	+	+	+	+
- Effecten op kwaliteit oppervlaktewater	+	+	+	+	+	+	+	+

- Criterium: Een kritisch gehalte in de bodem gebaseerd op een kwantitatieve uitwerking van de relatie tussen gebruikseis en risico.

De onderscheiden vormen van bodemgebruik zijn gegeven op de horizontale as in Tabel 1.1. De gebruikseisen hebben betrekking op landbouwkundige eisen, ecologische eisen en overige eisen. In dit rapport wordt nader ingegaan op de afleiding van kritische bodemconcentraties voor de beoogde functies in landbouw en natuur in relatie tot risico's m.b.t.:

- Gewaskwaliteit (fytotoxiciteit) en voedselveiligheid (volksgezondheid en veterinaire gezondheid): H2 (metalen) en H5 (organische microverontreinigingen);
- Bodemorganismen en bodemecosysteemprocessen (generieke ecologische risico's) en doorvergiftiging naar hogere diersoorten (specifieke ecologische risico's): H3 (metalen);
- Verontreiniging van grondwater en oppervlaktewater door uitspoeling en afspoeling (verspreidingsrisico's): H4 (metalen) en H6 (organische microverontreinigingen).

In dit rapport worden risico-beoordelingsmethoden voorgesteld waarmee het mogelijk is per bodemgebruiksvorm een kritische bodemconcentratie te berekenen waarbij met de verschillen in bodemeigenschappen, zoals gehalten aan klei en organische stof en zuurgraad (pH), rekening wordt gehouden. Hiertoe worden rekenregels voorgesteld waarin deze bodemeigenschappen een rol spelen. De gedachte achter Tabel 1.1. is dat het meest strenge criterium bepalend is voor de kritische bodemconcentratie voor een bepaald bodemgebruik. Daarom dienen de rekenregels toegepast te worden voor onderscheiden grondsoorten met een gegeven standaardsamenstelling wat betreft gehalten aan klei, organische stof en pH. Dit is analoog aan het gebruik van de standaardbodem in de normstelling.

Het is evident dat niet voor alle interacties tussen bodem en de verschillende media even goede gevalideerde modelconcepten bestaan. Voor een deel zijn veel concepten gebaseerd op metingen op lokaal niveau. Ruimtelijke variatie zal een grote invloed hebben op de uiteindelijk afgeleide kritische bodemgehalten. Ofschoon voor een aantal stoffen (bijv. cadmium) de relatie tussen bodem, gewas en dier procesmatig redelijk bekend is en vertaald naar modelconcepten zijn er ook stoffen (bijvoorbeeld arseen) waarvoor nauwelijks relaties gevonden worden tussen de gehalten in de bodem, bodemeigenschappen en het gehalten in organismen (zowel planten als dieren). In dat geval dient gebruik gemaakt te worden van concepten die niet gebaseerd zijn op het eerder genoemde beschikbaarheidsconcept.

1.3 Inhoud van dit rapport

Het rapport is verdeeld in een gedeelte over zware metalen (deel I: hoofdstuk 2-4) en organische microverontreinigingen (deel II hoofdstuk 5-6) gevolgd door een evaluatie die betrekking heeft op beide soorten stoffen (deel III hoofdstuk 7). In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de afleiding van kritische bodemgehalten voor zware metalen op basis van landbouwkundige eisen. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in de afleiding vanuit: (i) gewasnormen in relatie tot fytotoxische effecten op gewassen en voedselveiligheid (warenwetnormen) en (ii) normen voor dierlijk voedsel of dierlijke organen in relatie tot effecten op de gezondheid van landbouwhuisdieren en de voedselveiligheid (warenwetnormen). In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de afleiding van kritische bodemgehalten voor zware metalen op basis van eisen aan het ecosysteem. Daarbij wordt onderscheid gemaakt in de afleiding vanuit: (i) potentiële stresseffecten op basis van NOEC data voor micro-organismen, bodemprocessen en planten met laboratoriumgegevens en (ii) doorvergiftiging naar hogere organismen (sleutelsoorten en doelsoorten) middels consumptie van wormen en planten. De afleiding van kritische bodemgehalten voor zware metalen op basis van eisen aan drinkwaterkwaliteit en grondwaterkwaliteit komt in hoofdstuk 4 aan de orde.

Analoog aan zware metalen wordt in hoofdstuk 5 ingegaan op de afleiding van kritische bodemgehalten voor organische microverontreinigingen op basis van landbouwkundige eisen. De afleiding vanuit gewasnormen

heeft daarbij uitsluitend betrekking op voedselveiligheid omdat er geen kritische waarden in relatie tot fytotoxische effecten op gewassen zijn. De afleiding vanuit normen voor dierlijk voedsel of dierlijke organen hebben wel betrekking op zowel de gezondheid van landbouwhuisdieren als de voedselveiligheid (warenwetnormen). In hoofdstuk 6 komt de afleiding van kritische bodemgehalten voor organische microverontreinigingen op basis van eisen aan drinkwaterkwaliteit en grondwaterkwaliteit aan de orde. Informatie over kritische bodemgehalten voor organische microverontreinigingen op basis van eisen aan het ecosysteem is in dit rapport niet gegeven.

Tenslotte staat in hoofdstuk 7 een samenvatting van de kritische concentraties voor landbouw en natuur op basis van eisen aan gewaskwaliteit, diergezondheid, voedselveiligheid, effecten op het ecosysteem en de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater voor zowel zware metalen als organische microverontreinigingen.

Annex 1 bevat een samenvattend overzicht van alle vergelijkingen, inclusief een verklaring van de gebruikte terminologie waarmee kritische bodemgehalten kunnen worden afgeleid op basis van normen in gewassen of dierlijke organen en toelaatbare dagelijkse innames. Die vergelijkingen hebben betrekking op zowel zware metalen als organische microverontreinigingen. Een groot aantal gegevens en resultaten waaronder bodem-plant relaties en resultaten van kritische gehalten van zware metalen in de bodem die hierop zijn gebaseerd zijn ook uitgebreider beschreven in een aantal bijlagen (Annex 2 - Annex 9). Tenslotte zijn de berekende kritische bodemgehalten voor alle beschouwde effecten voor verschillende vormen van bodemgebruik voor zowel zware metalen als organische microverontreinigingen gegeven in Annex 10.

Deel I: Zware metalen

2 Afleiding van kritische bodemconcentraties in relatie tot bodemeigenschappen op basis van landbouwkundige eisen

2.1 Gekozen aanpak

LAC signaalwaarden

Opname van zware metalen door landbouwgewassen is van belang voor de bescherming van de kwaliteit van consumptiegewassen en veevoer. Sinds 1991 is daarom in Nederland het systeem van de LAC signaalwaarden in gebruik (LAC, 1991). Dit geeft volgens de definitie ervan het laagste niveau aan van metaalgehalten in de bodem waarboven nadelige effecten kunnen optreden voor de opbrengst en kwaliteit van agrarische producten en de gezondheid van mens en dier. In dit systeem zijn voor de metalen Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, As en Hg en voor organische microverontreinigingen, zoals drins en PAKs, richtlijnen opgenomen die aangeven bij welke gehalten in de bodem mogelijk kwaliteitseisen voor verschillende consumptiegewassen en/of veevoer overschreden worden. In tegenstelling tot andere normeringssystemen zijn deze waarden niet bindend, het zijn slechts advieswaarden.

De huidige LAC signaalwaarden voor metalen zijn o.a. afgeleid van nationale databestanden voor verschillende gewassen waarbij getracht is het totaalgehalte in de bodem te relateren aan het gemeten gewasgehalte (o.a. Wiersma et al., 1985). De veronderstelling hierbij was dat metaalgehalten in gewassen afhankelijk zijn van het metaalgehalte in de bodem en de grondsoort. Op basis van deze, veelal zwakke, relaties en van beschikbare literatuurgegevens is een maximum aanvaardbaar (bodem) gehalte bepaald voor een drietal grondsoorten (klei, zand en veen) en een aantal landgebruiksvormen als grasland, akkerbouw en sierteelt. Uitgangspunt hierbij was dat overschrijding van deze gehalten in de bodem bij het meest gevoelige product aanleiding zouden kunnen geven tot het overschrijden van wettelijk vastgestelde normen voor de kwaliteit van agrarische producten in verband met de gezondheid van mens en dier dan wel tot opbrengstderving zou kunnen leiden (LAC, 1991). De huidige LAC signaalwaarden voor organische microverontreinigingen zijn afgeleid op basis van normen voor het gewas en voor dierlijke producten en veronderstelde lineaire bodem-plant en plant-dier relaties voor deze stoffen.

Herziening van de LAC signaalwaarden

In het kader van het Besluit Bodemkwaliteit is besloten de LAC signaalwaarden te herzien daar waar verbeterde modellen en/of data voorhanden zijn. Wat data betreft is er sinds de 80-er jaren geen systematische analyse gemaakt van de gewaskwaliteit in afhankelijkheid van de bodemkwaliteit. Gebiedsgewijs zijn wel studies verricht, vooral in de Kempen (akkerbouw, veevoer en groente, Rietra et al., 2004; Rietra & Römken, 2007b) en het Veenweidegebied in de provincies Utrecht en Zuid Holland (alleen veevoer, Rietra &

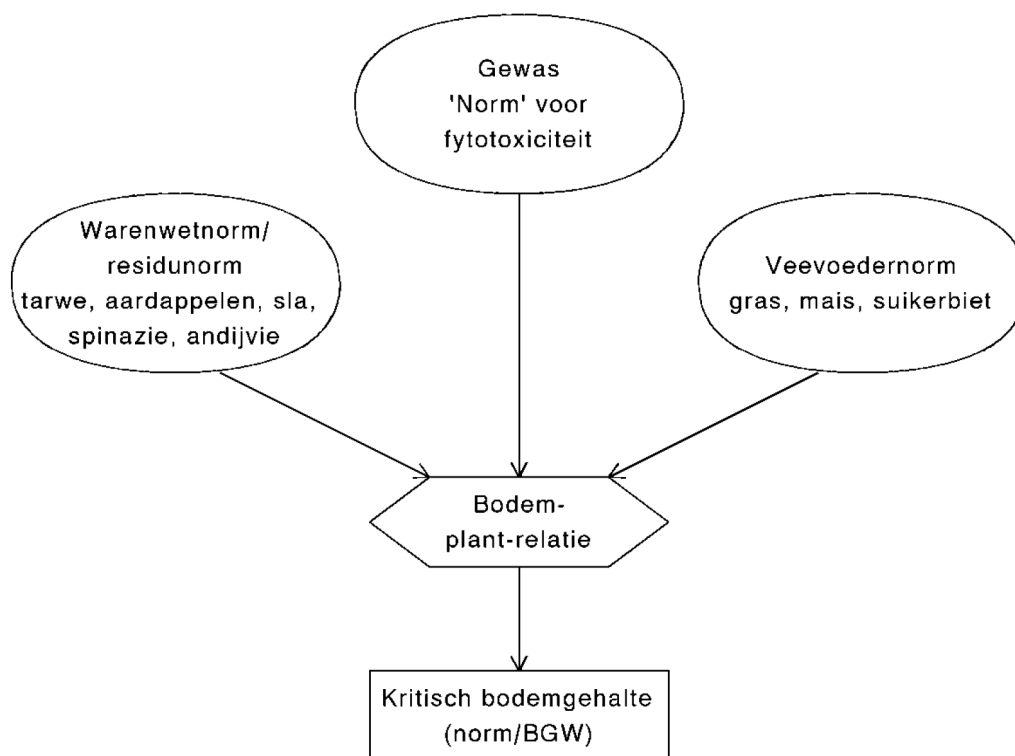
Römkens, 2007a). Vooral voor cadmium zullen deze in dit rapport toegepast worden, voor de overige metalen zijn de data uit de 80-er jaren gebruikt.

De overdracht van metalen in de bodem naar gewas en dier is voor metalen als cadmium en zink modelmatig beschreven middels zgn. bodem-plant relaties en plant-dier relaties (o.a. Rietra & Römkens, 2007a; Rietra & Römkens, 2007b; Swartjes et al., 2007). In een eerder voorstel voor de herziening van de LAC'91 waarden (Huinink, 2000) is een start gemaakt met het toepassen van de bodem-plant relaties om te komen tot verbeterde advieswaarden. Vanwege een aantal statistische problemen bij de afleiding van de bodem-plant relaties zijn de in dat rapport vermelde grenswaarden verder niet ingevoerd.

In dit rapport staat het afleiden van LAC signaalwaarden verder niet centraal, hier wordt slechts de methodiek besproken die toegepast kan worden om tot kritische gehalten in de bodem waarbij normen in gewassen, dieren en grond- en oppervlaktewater overschreden worden. In een aparte rapportage (2007) staat het voorstel voor de herziening van de LAC signaalwaarden centraal. Daarbij kunnen andere keuzes gemaakt worden dan in dit rapport aan de orde is.

Aanpak bij het afleiden van kritische bodemconcentraties

In Figuur 2.1 is aangegeven hoe kritische gehalten in de bodem zijn afgeleid vanuit normen voor gewassen in relatie tot de veiligheid van plantaardig voedsel voor de mens (warenwetnormen), diergezondheid (veevoedernormen) en fytotoxiciteit. De figuur geeft aan welk type gewassen is meegenomen.



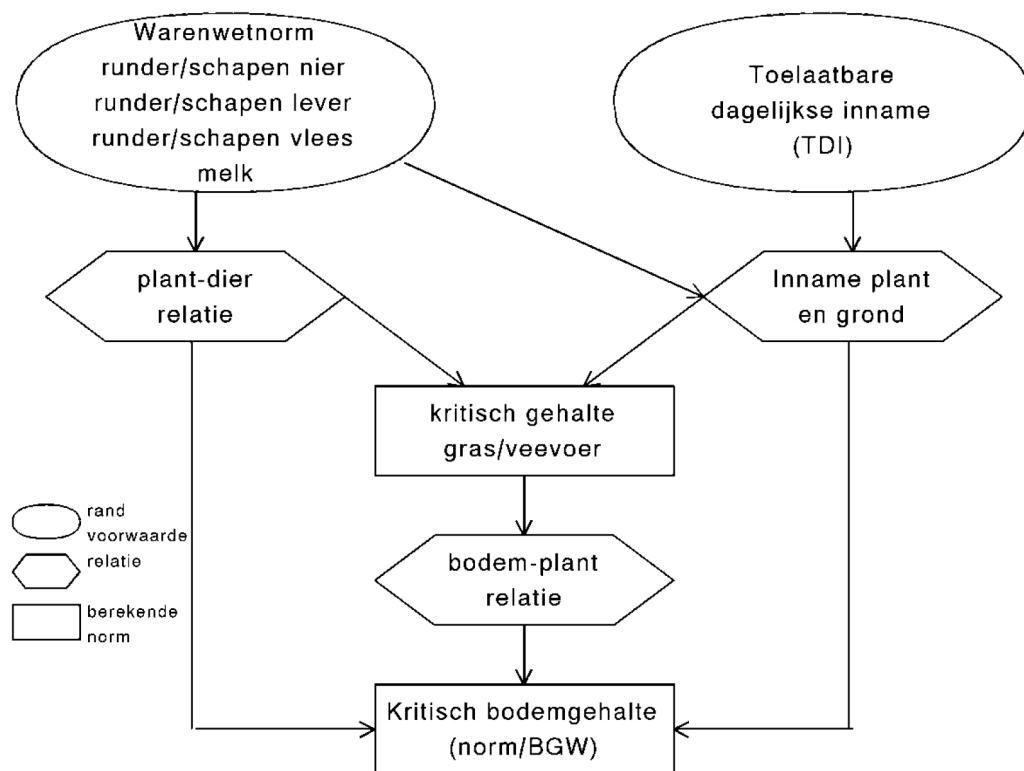
Figuur 2.1

Procedure die is toegepast bij het afleiden van kritische metaalgehalten in de bodem in relatie tot eisen aan de gewaskwaliteit in verband met effecten op de gezondheid van mens en dier en fytotoxische effecten.

Uit de figuur volgt dat afleiding van kritische gehalten in de bodem in principe alleen mogelijk is als er gegevens zijn over relevante normen voor metalen in gewassen en statistische significante bodem-plant

relaties. In deze studie is gekozen voor een benadering waarin de bodemparameters pH, organische stof en klei centraal staan bij de afleiding van bodem-plant relaties. Het idee is dat daarmee voor metalen de belangrijkste parameters meegenomen worden die verschillen in beschikbaarheid van metalen voor opname door planten en organismen sturen. Daarnaast zijn deze parameters ook beschikbaar op landelijk niveau en voor zover niet aanwezig eenvoudig te bepalen.

In Figuur 2.2 is aangegeven hoe vanuit normen voor metaalgehalten in orgaanvlees of spiervlees van landbouwhuisdieren een kritisch gehalte in de bodem is afgeleid middels overdrachtsrelaties van plantaardig naar dierlijk voedsel in combinatie met bodem-plant relaties. In de figuur is aangegeven welk type dieren (runderen en schapen) en welke organen (nier, lever en spiervlees) zijn meegenomen bij de afleiding van kritische bodemgehalten in relatie tot de veiligheid van dierlijk voedsel voor de mens en de gezondheid van vee. Bij de afleiding van bodemgehalten is geen rekening gehouden met varkens en kippen omdat voor deze diersoorten geen sprake is van grondgebondenheid, uitgezonderd scharrelvarkens en scharrelkippen. Dit laatste is zo beperkt geacht dat hiervoor geen bodemnormen zijn afgeleid. Een mogelijkheid zou zijn om bij varkens en kippen op stal uit te gaan van uitsluitend voerinname van snijmaïs, en zo een relatie te leggen met de landgebruiksvorm veevoedergewassen. In dit kader is het echter veel logischer om gebruik te maken van de veevoedernormen. Een vollediger beschouwing van de aanpak is gegeven in par. 2.3.1.



Figuur 2.2

Procedure die is toegepast bij het afleiden van kritische bodemconcentraties in relatie tot eisen aan de veiligheid van dierlijk voedsel en diergezondheid.

In het onderstaande wordt nader ingegaan op de verschillende benaderingen om kritische gehalten in de bodem af te leiden op basis van kritische metaalgehalten in:

- Gewassen in relatie tot voedselveiligheid voor mensen (warenwetnorm) of dieren (veevoedernorm) of fytotoxische effecten op planten (hoofdstuk 2.2).

- Orgaanvlees of spier vlees en melk van landbouwhuisdieren in relatie tot voedselveiligheid (warenwetnorm) of diergezondheid (hoofdstuk 2.3).

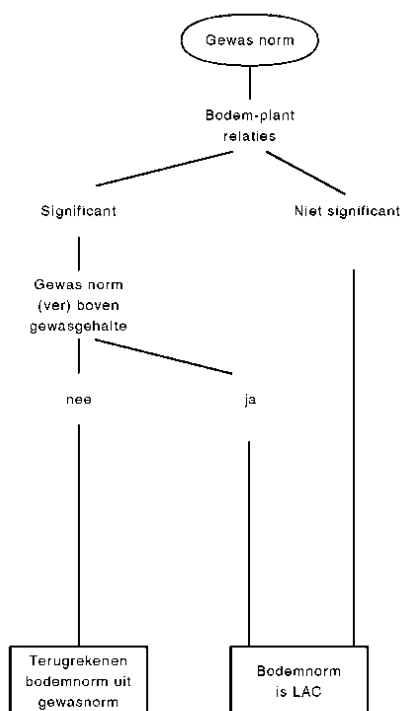
Daarna volgt een discussie met conclusies (hoofdstuk 2.4).

Uiteindelijk is deze methodiek ook toegepast bij voorstel voor de nieuwe LAC signaalwaarden (2007). Daarbij zijn op grond van keuzes binnen NOBO (NOrmstelling BOdem) afspraken gemaakt over criteria die mogelijk afwijkend zijn van in dit rapport gepresenteerd wordt. Hier wordt namelijk alleen ingegaan op de methodiek en geen voorstel voor een herziening van de LAC signaalwaarden gedaan

2.2 Kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op gewassen: voedselveiligheid en fytotoxiciteit

2.2.1 Berekeningsmethode

De gekozen aanpak bij het afleiden van kritische bodemgehalten op basis van landbouwkundige eisen, zoals veiligheid van plantaardig en dierlijk voedsel, fytotoxische effecten en diergezondheid, is schematisch weergegeven in Figuur 2.3.



Figuur 2.3

Procedure die is toegepast bij het afleiden van kritische bodemconcentraties uit normen voor gewassen in relatie tot de voedselveiligheid en fytotoxische effecten.

Met bodem-plant relaties worden relaties bedoeld waarmee het metaalgehalte in de plant kan worden voorspeld uit het metaalgehalte in de bodem, samen met bodemparameters als pH, organische stof en klei (Römkens & de Vries, 2001; Römkens et al., 2004b):

$$\log (Me_p) = a + b \cdot pH_{KCl} + c \cdot \log (org. stof) + d \cdot \log (klei) + n \cdot \log (Me_b) \quad (2.1)$$

met

Me_p = metaalconcentratie in plant ($mg.kg^{-1}$ droge stof)

Me_b = totale metaalconcentratie in bodem ($mg.kg^{-1}$ droge stof)

Vergelijking (2.1) vertoont een grote overeenkomst met de zgn. Freundlich vergelijking waarmee de concentratie van zware metalen in oplossing berekend kan worden (Römkens et al., 2004a). De concentratie in oplossing kan worden beschreven met vrijwel identieke parameters. Dit is niet verrassend want de opname van metalen door gewassen loopt via de vloeistoffase. Planten kunnen immers geen metalen in vaste vorm opnemen. Het is dus aannemelijk dat die parameters die de concentratie in oplossing bepalen ook in hoge mate sturend zullen zijn voor de opname door het gewas. Omdat de opname van metalen plant-specifiek is, is er echter geen eenduidige bodem – gewas relatie af te leiden die voor meerdere gewassen geldt. De coëfficiënten van vergelijking (2.1) zullen dus per gewas afgeleid moeten worden.

Het afleiden van bodemnormen op basis van landbouwkundige eisen vereist allereerst de aanwezigheid van normen voor contaminanten in gewassen of veevoer (fytoxiciteitsnorm, veevoedernorm of warenwetnorm). Als het om warenwet-normen gaat zijn die er uitsluitend voor Cd, Pb en Hg, terwijl veevoedernormen tevens bekend zijn voor Cu, Zn en As. Echte normen voor fytoxiciteit zijn er niet, maar wel zijn voor alle metalen kritische waarden in gewassen waarbij effecten zijn opgetreden uit de literatuur gehaald. Voor de combinatie van voedselveiligheid en de gezondheid van planten zijn dus altijd wel normen of kritische gehalten te vinden.

De omrekening van een gewasnorm naar een kritisch bodemgehalte vereist verder de aanwezigheid van een statistisch significante relatie tussen bodem en gewas (zie vergelijking [2.1] in het hierna volgende deel. Wanneer voor een bepaalde combinatie van metaal en gewas echter geen data voorhanden zijn, is voorgesteld om de oude LAC'91 waarde als richtlijn te nemen. Wanneer er voor de verschillende metalen en gewassen wel gegevens aanwezig zijn over gehalten in zowel bodem als gewas is onderscheid gemaakt in verschillende situaties, zoals hieronder beschreven (zie ook Fig. 2.3).

Indien op basis van de bestaande data een statistisch significante bodem-plant relatie afgeleid kan worden, is onderscheid gemaakt in twee situaties:

- De gemeten gewasgehalten in de database liggen rond of boven de relevante norm (in ieder geval niet meer dan een factor 2 beneden de norm). In dat geval is het kritische bodemgehalte teruggerekend vanuit een gewasnorm met een bodem-plant relatie. Dit is gedaan voor verschillende pH waarden en verschillende gehalten aan organische stof en klei. De gebruikte range is representatief voor de verschillende grondsoorten (nl. zand, klei en veen).
- De gemeten gewasgehalten in de database liggen ver (een factor 2 of meer) beneden de norm. In dat geval is het kritische bodemgehalte niet afgeleid uit de bodem-plant relatie. Wanneer de gewasnorm namelijk ver boven het maximale gemeten plantgehalte ligt, betekent dit dat toepassing van een bodem-gewas relatie plaatsvindt ver buiten het bereik waarvoor de relatie is afgeleid. Dit leidt in veel gevallen tot onrealistisch hoge kritische bodemgehalten. Indien dit het geval is, is aangegeven dat het kritisch bodemgehalte hoger is dan het maximale gemeten metaalgehalte in de bodem (in de bodem-plant dataset) per onderscheiden grondsoort (zand, klei en veen).

Wanneer er geen sprake was van een significante bodem-plant relatie (dit geldt altijd voor Cu, As en Hg en soms voor Pb) is het kritische bodemgehalte niet berekend volgens een bodem-plant relatie. In die gevallen is gekeken naar de gemeten gewasgehalten in relatie tot de betreffende gewasnorm. Daarbij is onderscheid gemaakt in twee situaties:

- Wanneer het gemeten metaalgehalte in het gewas (in de dataset) altijd beneden de norm blijft, is gesteld dat het “pseudo”-kritische bodemgehalte hoger is dan het maximale gemeten metaalgehalte in de bodem per onderscheiden grondsoort. Hoe hoog het feitelijk kritische bodemgehalte is waarbij de gewasnorm wel

overschreden zou worden is namelijk niet te berekenen op grond van de data, vandaar de term “pseudo”-kritische bodemgehalte.

- Wanneer de gewasnorm overschreden wordt in de gebruikte datasets van bodem en gewas is gesteld dat het pseudo-kritische bodemgehalte hoger is dan het laagste metaalgehalte in de bodem waarbij het gewasgehalte wordt overschreden per onderscheiden grondsoort. In sommige gevallen (onder andere voor kwik in suikerbiet) leidt dit tot extreem lage pseudo-kritische bodemgehalten. In die gevallen zal er een toelichting gegeven worden.

Voor de afleiding van advieswaarden (oa herziening LAC signaalwaarden) zijn “hoger dan” waarden niet echt hanteerbaar. In die gevallen zal de advieswaarde dan ook niet gewijzigd worden tenzij er andere redenen zijn om de LAC waarden te veranderen. Dit kan onder meer zijn omdat de oude LAC boven de herziene interventiewaarde ligt of beneden de nieuwe generieke maximale waarde voor landbouw en natuur. (voor meer details zie Römken et al., 2007). Dezelfde afkapgrenzen (AW2000/interventiewaarden) gelden overigens ook voor de teruggerekende waarden op basis van een bodem-plant relatie. Voorstellen voor de gewijzigde LAC waarden kunnen daarom nooit lager zijn dan AW2000 waarden of hoger zijn dan interventiewaarden.

Bovenstaande benadering is gebaseerd op het feit dat er sprake is van een sterk gebufferd plantgehalte, dwz het plantgehalte varieert niet of nauwelijks bij een sterke variatie in bodem en bodemeigenschappen. Voor een risicobenadering is het ontbreken van een relatie tussen bodem en gewasgehalte lastig en wordt er daarom in de praktijk (oa in CSOIL) gewerkt met bioaccumulatiefactoren (BAF), ofwel de ratio tussen het metaalgehalte in de plant en in de bodem. Het kritische bodemgehalte kan dan direct worden teruggerekend vanuit een gewasnorm door het te delen door de bioaccumulatiefactor (BAF) die volgt uit hetzij de regressie van het plantgehalte op het bodemgehalte (regressie BAF) of een mediane BAF op basis van de BAF waarden van alle combinaties van metingen in bodem en gewas (BAF 50%). Gebruik van een dergelijke BAF is een zeer pragmatische benadering en sluit aan op de RIVM benaderingen voor het berekenen van risico's (oa blootstelling van de mens via consumptie van gewassen) Ter vergelijking met de andere rekenwijzen (via bodem-plant relaties of de “hoger-dan” waarden is ook het kritische bodemgehalte berekend met een 50 en 95 percentielwaarde voor BAF_{bp}). Wanneer de bodem-plant relatie zeer sterk significant zou zijn, zou het berekende kritische bodemgehalte te interpreteren zijn als het bodemgehalte waarbij 50% of 95% van het gewas wordt beschermd.

De uiteindelijke Kritische concentraties voor fytotoxiciteit zijn tevens vergeleken met NOEC waarden voor de bodem die gerelateerd zijn aan fytotoxische effecten op gewassen. In situaties waarin geen enkele relatie is tussen het plantgehalte en het bodemgehalte is het ook mogelijk om vooralsnog uit te gaan van de huidige LAC waarden. Ook die waarden zijn veelal gebaseerd zijn op een evaluatie van gemeten bodem- en gewas gehalte waarbij op een ‘expert judgement’ wijze getracht is een veilige bovengrens te bepalen.

Bij de uiteindelijke afleiding van de kritische gehalten in de bodem is nagegaan in hoeverre deze afwijken van de bestaande LAC'91 waarden. De LAC waarden uit 1991 zijn ook gebruikt wanneer er in het geheel geen gegevens aanwezig zijn van metaalgehalten in bodem en gewas en kritische waarden derhalve uitsluitend op literatuur gegevens gebaseerd moeten worden. Dit geldt in vrijwel alle gevallen (combinatie van gewassen en landgebruiksvorm) voor Ni en Cr.

In dit hoofdstuk wordt achtereenvolgens ingegaan op:

- Methodiek voor de berekening van kritische gehalten in de bodem uit de combinatie van normen in gewassen en bodem-plant relaties.
- Aanwezige normen in gewassen voor ofwel dierlijke consumptie (veevoedernormen) ofwel menselijke consumptie (warenwetnormen) ofwel effecten op het gewas zelf ('normen' in verband met fytotoxiciteit).
- Bodem-plant relaties zoals die zijn afgeleid voor verschillende zware metalen en gewassen (al dan niet significant).

- Daadwerkelijk afgeleide kritische waarden in de bodem op basis van de gegeven methodiek of afgeleid van LAC/NOEC waarden bij afwezigheid van geldige normen of van significante bodem-plant relaties. Alle aspecten hebben betrekking op zware metalen omdat bodem-gewas relaties zoals hier toegepast niet toepasbaar zijn voor organische microverontreinigingen.

Omrekenen van norm voor metaalgehalten in plant naar bodemnormen

Gebruik van bodem-plant overdrachtsrelaties

Het metaalgehalte in de plant kan worden gerelateerd aan een combinatie van bodem eigenschappen en het metaalgehalte in de bodem volgens vergelijking (2.1) Uitgaande van een norm in een gewas (warenwetnorm, veevoedernorm of fytotoxiciteitsnorm) kan een kritisch gehalte in de bodem worden berekend op basis van een inverse niet-lineaire bodem-plant relatie volgens (zie vergelijking 2.1):

$$Me_{p(crit)} = K_{bp} \cdot Me_{b(crit)}^n \quad (2.2)$$

met

$Me_{p(crit)}$ = norm voor metaalconcentratie in plant ($mg \cdot kg^{-1}$)

$Me_{b(crit)}$ = kritisch gehalte in de bodem voor totale metaalconcentratie (grond) ($mg \cdot kg^{-1}$)

K_{bp} = overdrachtsconstante van bodem naar plant ($mg^{1-n} \cdot kg^{n-1}$)

waarbij K_{bp} een waarde is die afhangt van het gehalte aan organische stof, lutum en pH volgens (zie vergelijking 2.1):

$$\log K_{bp} = a + b \cdot \log(\text{org. stof}) + c \cdot \log(\text{klei}) + d \cdot \text{pH} \quad (2.3)$$

Op basis van een norm voor de plant kan dan een kritisch gehalte in de bodem worden berekend volgens:

$$Me_{b(crit)} = (Me_{p(crit)} / K_{bp})^{1/n} \quad (2.4)$$

Waarden voor de exponent n en voor de parameters a, b, c, d en n zijn verder in dit hoofdstuk gegeven voor Cd, Pb, Cu en Zn in gras, snijmaïs suikerbiet, tarwe, aardappel, andijvie (en evt. spinazie) en sla (zie Tabel 2.1 voor doorrekening naar landgebruiksvormen).

Gebruik van bioaccumulatiefactoren

In verschillende modellen, waaronder CSOIL (o.a. CSOIL, Kreule et al., 1995) die op dit moment in gebruik zijn om mogelijke risico's van metalen in de bodem te bepalen, vindt ook wel een directe koppeling plaats tussen het gehalte in het gewas enerzijds en het gehalte in de bodem anderzijds via een vaste overdrachtscoëfficiënt of bioaccumulatiefactor, die gedefinieerd is als:

$$BAF_{bp} = Me_p / Me_b \quad (2.5)$$

met

BAF_{bp} = bioaccumulatiefactor van bodem naar plant (-)

Hiermee kan uit een maximaal toelaatbaar plantgehalte een kritisch gehalte in de bodem worden bepaald volgens:

$$Me_{b(crit)} = Me_{p(crit)} / BAF_{bp} \quad (2.6)$$

Bovenstaande methode is gebaseerd op een bodem onafhankelijke overdrachtscoëfficiënt terwijl de BAF_{bp} sterk kan verschillen voor verschillende bodems. Door EC-LNV is in dit kader gebruik gemaakt van BAFs die gerelateerd zijn aan de bodemparameters pH, organische stof en klei (Huinink, 2000). In principe is dit een verbetering ten opzichte van de constante BAF maar deze methode heeft een nadeel. In veel gevallen is namelijk de variatie in het gehalte in de bodem vele malen groter dan de variatie in het gehalte in de plant. Vooral voor elementen als Cu en Pb is dit het geval. Wanneer bovendien in de dataset een van de bodemparameters (bijv. organische stof) sterk gecorreleerd is aan het metaal gehalte in de bodem, resulteert dit in een hoge correlatie tussen de BAF en de gemeten bodemparameters zonder dat dit ook daadwerkelijk betekent dat het gemeten gehalte in de *plant* goed geschat kan worden. In dit rapport wordt de bodemafhankelijke BAF daarom verder niet toegepast. Wel zullen er berekeningen van het kritisch bodemgehalte met de BAF50 en BAF95 uitgerekend worden.

Normen in verband met voedselveiligheid en fytotoxiciteit

Kritische gehalten voor zware metalen in de bodem op basis van effecten op landbouwgewassen kunnen worden afgeleid op basis van normen of kritische gehalten voor metalen in verband met:

- Diergezondheid (veevoedergewassen, zoals gras, maïs en suikerbieten) en voedselveiligheid (warenwetnormen voor akkerbouwgewassen, zoals tarwe, aardappel of groenten, zoals sla en andijvie en fruit
- Fytotoxiciteit (directe effecten op het gewas wat van toepassing is op alle gewassen).

Normen voor metaalgehalten in veevoer in verband met dierlijke gezondheid en warenwetnormen voor akkerbouwgewassen, groenteteelt en fruitteelt zijn beschikbaar voor Cd, Pb en Hg, terwijl voor Cu en As nog normen voor residuen van bestrijdingsmiddelen zijn, die betrekking hebben op ofwel diergezondheid ofwel voedselveiligheid. Daarnaast blijkt er ook een norm voor Zn te zijn voor veevoer. Deze norm komt uit een verordening Productschap voor Veevoeder, Dierwetgeving (PDV) in Nederland, en is eerder opgenomen in de Veterinaire Milieuhygiënewijzer. De norm komt voort uit een EU richtlijn van 1970. In de laatste versies van de Veterinaire Milieuhygiënewijzer staan geen normen voor zink, maar uit navraag is gebleken dat de normen voor uit de PDV verordening voor dit metaal nog steeds gelden. Er zijn zelfs aanwijzingen dat het maximum in de EU verlegd zal worden van 250 naar 100 mg Zn.kg⁻¹ op basis van 12% vochtgehalte.

Een overzicht van deze normen voor de verschillende metalen is gegeven in Tabel 2.1. De gekozen gewassen per bodemgebruiksvorm zijn gerelateerd aan (i) het voorkomen in Nederland en (ii) de gevoeligheid van deze gewassen voor metaalopname (bepaalt vooral de keuze van groenten). Zoals te verwachten zijn de warenwetnormen strenger dan de veevoedernormen met uitzondering van Hg. Hoewel de warenwetnormen voor Hg niet meer gelden, is in dit kader vooralsnog met deze normen gerekend om een kritisch gehalte in de bodem af te leiden. Voor Cu in aardappel is naast een zeer kritische norm van 3 mg.kg⁻¹ ook gerekend met een norm van 20 mg.kg⁻¹, conform alle andere gewassen.

Een overzicht van kritische gehalten gerelateerd aan fytotoxische effecten op het gewas is gegeven in Tabel 2.2. In Annex 2 is meer detail informatie gegeven over de achtergronden van de verschillende normen voor respectievelijk de gezondheid voor dier of mens (veevoedernormen en warenwetnormen) en voor de fytotoxiciteit van gewassen.

De gebruikte kritische waarden in Tabel 2.2 zijn vrijwel altijd de ondergrens van de range in kritische fytotoxische gehalten voor het betreffende gewas voor zover bekend in de literatuur. Voor Cu en Zn in gras en maïs is echter de norm gelijk gezet aan de veevoedernorm, hoewel formeel in de literatuur een nog wat lagere waarde wordt genoemd (zie Tabel A2.2), maar die waarde lijkt voor Nederland niet realistisch. Ook voor Cu in sla en Zn in maïs zijn niet de onrealistisch lage minimumwaarden van respectievelijk 5 en 15 mg.kg⁻¹ gebruikt omdat de range die in de praktijk in Nederland daarin worden aangetroffen hier vrijwel altijd boven ligt.

Tabel 2.1

Overzicht van veevoedernormen in gras, snijmaïs en suikerbieten in verband met diergezondheid (Cd, Pb, Cu, Zn, As en Hg), warenwetnormen in akkerbouw, groenteteelt en fruitteelt in verband met voedselveiligheid (Cd, Pb en Hg) en normen voor residuen van bestrijdingsmiddelen (Cu, As) in verband met diergezondheid en voedselveiligheid. Alle normen zijn gegeven op basis van het drooggewicht.

Land Gebruik	Gewas	Veevoedernorm of warenwetnorm (mg.kg ⁻¹ drooggewicht.)					
		Cd ¹	Pb ¹	Cu ²	Zn ¹	As ²	Hg ¹
Beweid	Koeien	1,1	11	40	284	2,3	0,11
Grasland							
Beweid	Schapen	1,1	11	17	284	2,3	0,11
Grasland							
Veevoeder	Snijmaïs	1,1	11	40	284	2,3	0,11
Gewassen	Suikerbiet	1,1	11	40	284	2,3	0,11
Akkerbouw	Tarwe	0,24	0,24	24	-	1	0,035
	Aardappel	0,42	0,42	13	-	0,42	0,13
Groente	Sla	4,0	6,0	400	-	2,0	0,60
teelt	Andijvie	3,3	5,0	333	-	1,6	0,50
Fruitteelt	Appel	0,36	0,71	143	-	0,71	0,07

¹ Voor gras, snijmaïs en suikerbiet betreffen dit veevoedernormen en voor tarwe, aardappel, sla, andijvie en appel betreffen dit warenwetnormen. De veevoedernormen zijn origineel gegeven op basis van 12% vochtgehalte en zijn daarmee herleid naar drooggewicht (Zie Tabel A2.1). De warenwetnormen zijn origineel gegeven op basis van het versgewicht. Bij omrekening naar drooggewicht is rekening gehouden met de volgende gewichtpercentages: tarwe: 85% voor de korrel (eetbare deel voor de mens), aardappel: 24% voor de knol (eetbare deel), sla: 5%, spinazie en andijvie: 6% en appel: 14%. Voor Hg zijn de warenwetnormen recent niet meer van toepassing verklaard.

² Voor gras, snijmaïs en suikerbiet betreffen dit veevoedernormen die origineel gegeven zijn op basis van 12% vochtgehalte (Zie Tabel A2.1) en vervolgens herleid zijn naar drooggewicht. Voor tarwe, aardappel, sla, andijvie/spinazie en appel betreffen dit normen gebaseerd op de regeling "Residuen in bestrijdingsmiddelen" (allen op basis van versgewicht omgerekend naar drooggewicht).

Tabel 2.2

Overzicht van kritische gehalten in relatie tot fytoxiciteit voor de verschillende onderscheiden vormen van bodemgebruik. Alle waarden zijn gegeven op basis van het drooggewicht

Land Gebruik	Gewas	Kritisch fytoxisch gehalte (mg.kg ⁻¹)							
		Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Hg
Beweid	Gras	30 ^d	67 ^h	15 ^b	100 ^h	7 ^b	1 ^d	2 ^g	3 ^h
Grasland									
Veevoeder	Snijmaïs	25 ^d	38 ^h	15 ^d	100 ^d	3 ^f	6 ^f	1 ^g	0.6 ^h
Gewassen	Suikerbiet	5 ^a	-	17 ^d	100 ^d	10 ^a	5 ^a	5 ^a	1 ^a
Akkerbouw	Tarwe	4 ^d	-	10 ^b	108 ^d	8 ^d	2.4 ^h	5 ^a	4.6 ^h
	Aardappel	5 ^a	13 ^h	20 ^b	250 ^c	190 ^h	5 ^a	5 ^a	1 ^a
								(0.2 ^g)	
Groente	Sla	10 ^c	140 ^{ch}	15 ^d	98 ^h	20 ^d	5 ^a	5 ^a	1 ^a
Teelt	Andijvie	15 ^d	17 ^h	25 ^d	330 ^d	10 ^d	5 ^a	5 ^a	1 ^a
Fruitteelt	Appel	5 ^a	-	20 ^a	100 ^a	10 ^a	5 ^a	5 ^a	1 ^a
Algemeen	Niet specifiek	5-30 ^a	3-300 ^a	20-100 ^a	100-400 ^a	10-100 ^a	5-30 ^a	5-20 ^a	1-3 ^a

Voor alle gewassen betreffen dit ondergrenzen van ranges in fytoxische gehalten, gebaseerd op

a Tabel 25 pg. 57. Kabata-Pendias en Pendias (1992)

b Mortvedt et al. (1991)

c Smilde (1976)

d MacNicol en Beckett (1985), gehalte bij 10% daling van opbrengst

e Dijkshoorn et al. (1979), gehalte bij 10% daling van opbrengst

f Chang et al. (1992), gehalte bij 50% daling van opbrengst

g Sheppard (1992) gehalten bij verschillende % daling van opbrengst

h Sauerbeck (1983) gehalten bij verschillende % daling van opbrengst

In plaats daarvan is een waarde van respectievelijk 15 mg.kg⁻¹ en 100 mg.kg⁻¹ gebruikt, die rond de algemene (niet gewas specifieke) ondergrens ligt (Zie tabel 2.2).

Voor Ni en Cr is in veel gevallen uitgegaan van de ondergrens van de algehele range in kritische fytotoxische gehalten (zie Tabel 2.2) zoals gebaseerd op het handboek "Trace elements in soils and plants" van Kabata-Pendias en Pendias (1992). Een vergelijking van deze kritische fytotoxische gehalten in Tabel 2.2 met de warenwet of veevoedernormen in Tabel 2.1 laat zien dat laatstgenoemde normen beduidend strenger zijn voor Cd, As en Hg, met uitzondering voor As in gras en maïs. Voor Pb zijn beperkt gegevens aanwezig. Gebruik van de algemene ondergrens van 3 mg.kg^{-1} zou voor veevoedergewassen tot een strenger kritisch bodemgehalte leiden, maar hiervoor is geen enkele aanwijzing. Alleen voor Cu en Zn is voor sommige gewassen de fytotoxiciteitsnorm strenger dan de veevoedernorm of de norm gebaseerd op de regeling "Residuen in bestrijdingsmiddelen". Voor Ni en Cr zijn uitsluitend kritische gehalten in relatie tot fytotoxiciteit aanwezig.

Bodem-plant overdracht relaties

De gebruikte datasets

In dit hoofdstuk wordt aangegeven welke informatie op dit moment voorhanden is die gebruikt kan worden om de bodemafhankelijkheid (invloed van pH, klei en organische stofgehalte) op de gehalten van zware metalen in gewassen te kwantificeren en hoe dit te gebruiken is bij het afleiden van een kritische bodemconcentratie. Voor de metalen Cd, Pb, Cu en Zn is zoveel mogelijk uitgegaan van relaties zoals die zijn afgeleid door Römkens et al. (2004b). Daarnaast wordt verwezen naar een overzicht dat door Versluijs en Otte (2001) is gemaakt. In Annex 3 is een nadere beschouwing gegeven van de afleiding van bodem-plant relaties.

Bij de afleiding van bodem-plant relaties is gebruik gemaakt van een tweetal grote datasets, te weten het Maasoever Bestand (totaal 534 bodem – plant records) en het Landelijk IB Bestand (1287 bodem – plant combinaties), die zowel gegevens van de bodem als van het gewas bevatten. Hierbij is aan bodemgegevens minimaal pH_{KCl} , organische stof, kleigehalte en totaal zware metaalgehalte bekend, terwijl voor de gewassen het totaal metaalgehalte bekend is. Voorwaarde was dat de gebruikte datasets uitsluitend veldmetingen bevatten en geen resultaten van potproeven omdat de opname van zware metalen in potproeven veelal afwijkt van die van veldstudies (andere bemestings- en watergift regimes, zie ook Annex 3).

Het Maasoever bestand bevat gegevens van de metalen Cd, Pb, Cu, Zn, As en Hg in zowel niet verontreinigde als zwaar verontreinigde gronden in rivieruiterwaarden langs de Maas, Geul en Roer (Van Driel et al., 1987a, b; Van Driel et al., 1988). Het Landelijk IB bestand is een weergave van de landelijke bodems en een selectie van gewassen die daarop verbouwd worden (Wiersma et al., 1985). Deze set bevat voornamelijk niet-verontreinigde bodems en alleen gegevens over de elementen Cd, Pb, As en Hg. Het metaalgehalte in de plant is gerelateerd aan een combinatie van bodemeigenschappen en het metaalgehalte in de bodem volgens vergelijking 2.1. Voor de meeste hier geselecteerde gewassen varieert het aantal datapunten met zowel bodem als gewas gegevens ruwweg tussen de 25 en 150. Tenslotte is voor de relatie van cadmium in veevoer (alleen gras) gebruik gemaakt van recente data uit de Kempen (Rietra et al., 2004). Omdat de bodems in de Kempen vrijwel uitsluitend zandgronden zijn, geldt deze relatie ook alleen voor zandgronden en is voor klei- en veengronden de gecombineerde dataset IB/Maasoever gebruikt. Combinatie van datasets uit de jaren 80 en nu is niet gewaarborgd omdat zowel analytische methoden, monsternamen maar ook effecten van atmosferische depositie anders zijn.

Er is voor gekozen om geen gebruik te maken van additionele buitenlandse databases of overzichten uit de literatuur. Uit een analyse van de aanwezige data blijkt namelijk dat het resultaat dat verkregen wordt door bestanden te combineren vaak leidt tot relaties die niet representatief zijn voor de deelbestanden waaruit ze zijn opgebouwd. Dat geldt in hoge mate voor combinaties van bestanden met sterk uiteenlopende bodem- en/of plantgehalten. Omdat er van uit gegaan is dat de kleigronden in de uiterwaarden van rivieren (Maasoever-bestand) niet echt afwijkend zijn (alleen wat gehalten aan metalen betreft) van de niet-uiteerwaard kleigronden in Nederland (IB-bestand), zijn deze bestanden wel gecombineerd bij het afleiden van bodem-plantrelaties. Dit is te meer mogelijk omdat een groot deel van de data in beide databestanden op vergelijkbare manieren verkregen zijn, zowel wat betreft bemonstering, als analyse. In Tabel 2.3 staat aangegeven voor welke metaal-

gewas-landgebruik combinatie er informatie beschikbaar is van metaalgehalten in zowel bodem als gewas. Uit het overzicht blijkt dat voor Ni en Cr geen gegevens beschikbaar zijn anders dan die uit de literatuur. Daarnaast bestaan er ook weinig tot geen gegevens over metaalgehalten in sierteelt gewassen (in relatie tot bodemkwaliteit) die gebruikt zouden kunnen worden.

Tabel 2.3.

Overzicht van bodem en gewas gegevens m.b.t. Nederlandse bodems (bronnen: Van Driel et al., 1987a, b; Van Driel et al., 1988; Wiersma et al., 1985).

Categorie	gewas	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Hg
Beweid grasland	Gras	J	J	J	J	N	N	J	J
Veevoer	Mais	J	J	J	J	N	N	J	J
	Suikerbiet	J	J	J	J	N	N	J	J
Akkerbouw	Tarwe	J	J	J	J	N	N	J	J
	Aardappel	J	J	J	J	N	N	J	J
Groenteteelt	Sla	J	J	J	J	N	N	J	J
	Andijvie	J	J	J	J	N	N	J	J
Fruit	Appel	J	J	N	N	N	N	J	J
Sierteelt	Bomen/bollen	N	N	N	N	N	N	N	N

De representativiteit van de datasets

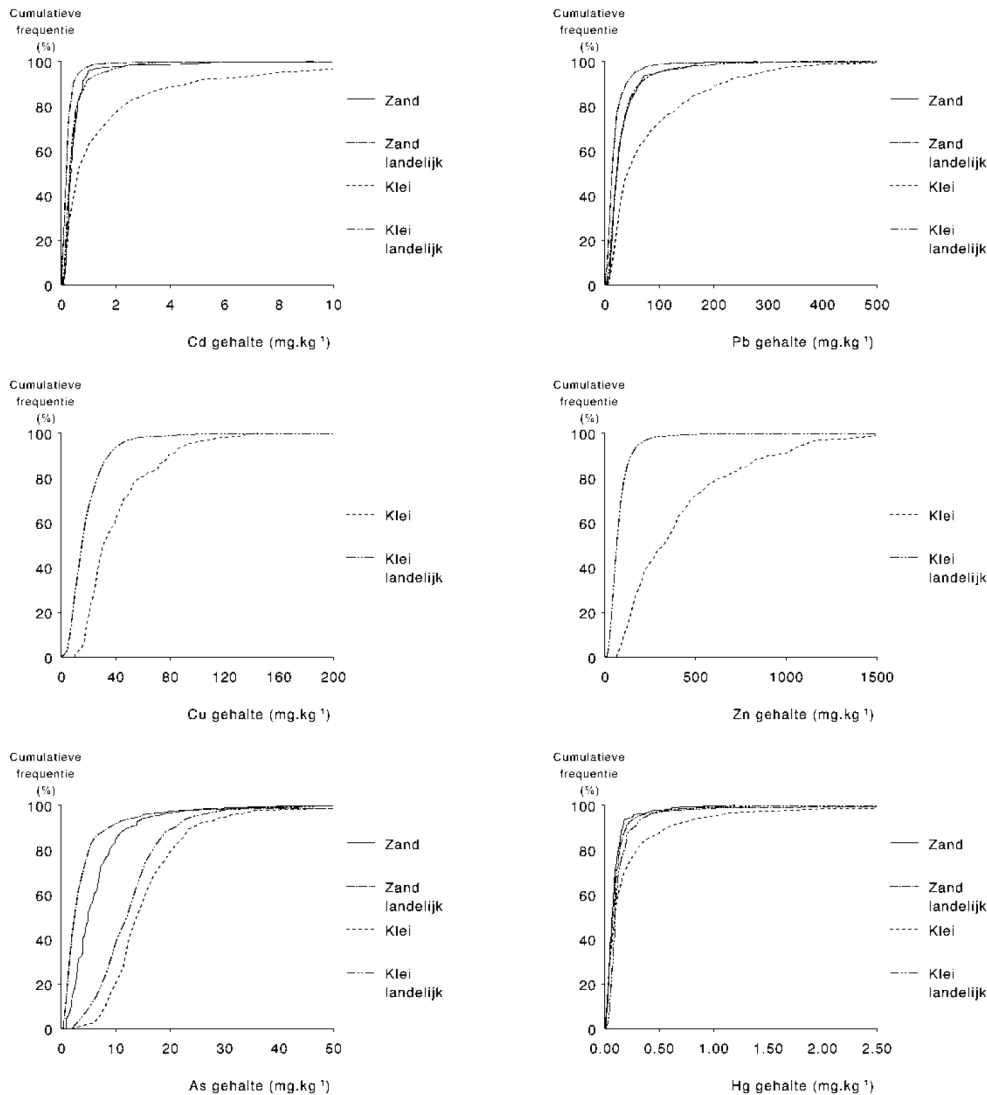
Door de TCB is in haar beoordeling van het rapport “Functiegerichte Bodemkwaliteit Systematiek” (FBS) van het EC-LNV (Huinink, 2000) een kritische beschouwing geweid aan de representativiteit van de gebruikte datasets (TCB, 2002). Daarbij is gesteld dat vooral het landelijk meetnet bodemkwaliteit en de provinciale bodemkwaliteitsmeetnetten veel recentere gegevens bevatten. Het probleem daarbij is echter dat laatstgenoemde datasets uitsluitend *bodem*gegevens bevatten en geen gewasgegevens. Hier zijn die recentere gegevens gebruikt om na te gaan hoe representatief de metaalgehalten in de bodem-plant datasets zijn in vergelijking met de metaalgehalten in de veel grotere en meer representatieve provinciale en landelijke datasets. Resultaten van deze vergelijking zijn gegeven in Tabel 2.4.

Tabel 2.4.

Vergelijking van de 90 percentiel range in metaalgehalten in zand, klei en veengronden in de gebruikte bodem-plant datasets en in het landelijk meetnet bodemkwaliteit en provinciale bodemkwaliteitsmeetnetten.

Metaal	Grond soort	Metaalgehalte (mg.kg ⁻¹) Bodem-plant dataset			Metaalgehalte (mg.kg ⁻¹) Landelijke dataset		
		N	P05	P95	N	P05	P95
Cd	Zand	196	0,14	0,99	1193	0,10	0,75
	Klei	593	0,24	8,1	1348	0,17	1,6
	Veen	49	0,40	4,0	229	0,20	1,4
	Totaal	838	0,20	7,1	2770	0,12	1,2
Pb	Zand	195	10	100	1386	7,6	60
	Klei	579	14	287	1565	11	100
	Veen	49	20	422	251	16	255
	Totaal	823	12	275	3202	9,0	99
Cu	Zand	45	7,5	32	1123	3,3	27
	Klei	263	16	94	1151	6,5	45
	Veen	0	-	-	238	9,2	93
	Totaal	308	12	92	2512	4,4	47
Zn	Zand	45	39	288	1146	13	75
	Klei	263	96	1110	1152	31	195
	Veen	0	-	-	238	23	215
	Totaal	308	66	1087	2536	16	175
As	Zand	225	1,4	17	486	1,0	15
	Klei	635	7,0	31	970	4,9	24
	Veen	53	3,2	32	110	3,6	20
	Totaal	913	2,6	29	1566	1,7	23
Hg	Zand	225	0,020	0,26	543	0,020	0,30
	Klei	636	0,040	1,0	861	0,040	0,39
	Veen	53	0,062	1,4	159	0,070	0,67
	Totaal	914	0,030	0,86	1563	0,030	0,40

De genoemde provinciale en landelijke datasets zijn uitgebreid beschreven in Brus et al. (2001) die gegevens uit het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (LMB) en provinciale bodemkwaliteitsmeetnetten heeft gebruikt voor het afleiden van landelijke bodemkwaliteitskaarten. Uit de tabel volgt dat de gehalten in de gebruikte bodemplant dataset in het algemeen wat hoger liggen dan in de landelijke dataset. Dit is ook nader geïllustreerd in Figuur 2.4 voor de zand en kleigronden waarvoor de meeste gegevens aanwezig zijn. Dat is begrijpelijk aangezien de sterk verontreinigde Maasoever gronden een belangrijk aandeel leveren in de gebruikte bodemplant dataset, zeker voor kleigronden.



Figuur 2.4

Cumulatieve frequentieverdelingen van de bodemgehalten van Cd, Pb, Cu, Zn, As en Hg in de gebruikte bodem-plant dataset en in de landelijke dataset voor zand- en kleigronden voor landbouwgewassen.

Belangrijk is echter dat de (bodem)metaalgehalten in de gebruikte dataset niet *lager* zijn dan die in de landelijke dataset. Dan zou vooral bij de optie dat het kritische bodemgehalte gelijk is aan het maximaal aangetroffen metaalgehalte in de bodem-plant dataset (zie Fig. 2.1 en Par. 2.1) tot conservatieve schattingen kunnen leiden. Voor het afleiden van bodem-plant relaties is het in principe juist gunstig dat daarin ook hogere metaalgehalten voorkomen. Op grond van het bovenstaande is geconstateerd dat alhoewel de gebruikte

bodem-plant dataset niet geheel representatief is voor de kwaliteit van de bodem in het landelijk gebied ze wel geschikt is om gebruikt te worden bij het afleiden van bodem-plant relaties of van bioaccumulatiefactoren.

Voorbeelden van goede bodem-plant relaties voor cadmium en zink

In Tabel 2.5 staan voor een aantal gewassen de bodem-plant relaties volgens vergelijking 2.1 gegeven. Hierbij zijn prediktoren als organische stof en kleigehalte weggelaten als deze niet significant bijdroegen aan de verklaarde variantie. Dat wil zeggen, de relaties zijn eerst bepaald mét beide prediktoren en vervolgens is bij onvoldoende significantie een nieuwe relatie afgeleid waarbij de betreffende bodemparameter(s) niet zijn meegenomen. Dit is gedaan omdat bij weglating van de niet-significante parameters de coëfficiënten van de significante bodemfactoren (en de bijbehorende significantieniveaus) veranderen.

Tabel 2.5

Overzicht van enkele Bodem – Plant overdrachtsrelaties voor Cd en Zn.

Gewas	Bestand ¹	Bodem – Plant Overdrachtsrelatie ²	R ²
<i>Gras</i>			
Cd	Kempen M + L	$\log(\text{Cd}_p) = 1,45 - 0,38 \cdot \text{pH}_{\text{KCl}} + 1,22 \cdot \log(\text{Cd}_b)$ voor zandgrond	0,63
Zn	M	$\log(\text{Zn}_p) = 2,06 - 0,09 \cdot \text{pH}_{\text{KCl}} - 1,05 \cdot \log(\text{klei}) + 1,09 \cdot \log(\text{OS}) + 0,41 \cdot \log(\text{Zn}_b)$	0,49
<i>Snijmaïs</i>			
Cd	M + L	$\log(\text{Cd}_p) = 0,9 - 0,21 \cdot \text{pH}_{\text{KCl}} - 0,32 \cdot \log(\text{klei}) + 1,08 \cdot \log(\text{Cd}_b)$	0,62
Zn	M	$\log(\text{Zn}_p) = 3,05 - 0,31 \cdot \text{pH}_{\text{KCl}} - 0,61 \cdot \log(\text{klei}) + 0,64 \cdot \log(\text{Zn}_b)$	0,67
<i>Tarwe</i>			
Cd	M+L	$\log(\text{Cd}_p) = 0,22 - 0,12 \cdot \text{pH}_{\text{KCl}} - 0,04 \cdot \log(\text{klei}) - 0,33 \cdot \log(\text{OS}) + 0,62 \cdot \log(\text{Cd}_b)$	0,64
Zn	M	$\log(\text{Zn}_p) = 1,32 - 0,06 \cdot \text{pH}_{\text{KCl}} - 0,24 \cdot \log(\text{klei}) + 0,45 \cdot \log(\text{Zn}_b)$	0,56
<i>Sla</i>			
Cd	M+L	$\log(\text{Cd}_p) = 2,55 - 0,33 \cdot \text{pH}_{\text{KCl}} - 0,19 \cdot \log(\text{klei}) - 0,39 \cdot \log(\text{OS}) + 0,85 \cdot \log(\text{Cd}_b)$	0,71
Zn	M	$\log(\text{Zn}_p) = 2,76 - 0,21 \cdot \text{pH}_{\text{KCl}} - 0,26 \cdot \log(\text{klei}) + 0,34 \cdot \log(\text{Zn}_b)$	0,71

¹ M = Maasoever, L = Landelijk IB bestand

² klei is kleigehalte in % en OS is organische stof gehalte in %

In alle gevallen is het teken van de betreffende coëfficiënten (pH_{KCl} , OS en klei) negatief d.w.z. een stijging van pH, organische stof en klei betekent een lager gewas gehalte. Het feit dat de coëfficiënten van de bodem-plant relaties verschillen wanneer verschillende databestanden gebruikt worden (IB versus Maasoever bijvoorbeeld) geven aan dat voorzichtig moet worden omgegaan met het combineren van gegevens uit verschillende bronnen (zie ook Annex 3). Een vergelijking afgeleid van data met verhoogde gehalten in de bodem is daarom niet algemeen toepasbaar. Het feit dat vooral de coëfficiënt voor Cd in de bodem plant relaties gebaseerd op data van het landelijk bestand (IB) vaak lager is dan die in het Maasoever bestand duidt er al op dat de beschikbaarheid van metalen in de verontreinigde gronden vaak hoger is dan in de niet verontreinigde gronden. Het toepassen van de relatie gebaseerd op data uit het Maasoeverbestand bijvoorbeeld op gronden met duidelijk lagere metaal gehalten in de bodem kan leiden tot een significante overschatting van de gehalten in het gewas. In Annex 3 wordt verder ingegaan op deze en andere beperkingen die in acht genomen moeten worden bij het (al dan niet invers) toepassen van een bodem-plant relatie. In Annex 4 staat een volledig overzicht van alle bodem-plant relaties, en de bioaccumulatiefactoren (BAF).

Voorbeelden van berekende kritische bodemgehalten op basis van bodem-plant relaties

In deze studie zijn de statistisch significante bodem-plant overdrachtsrelaties (vaak met een R² die groter is dan 0,5) gebruikt bij het terugrekenen naar een kritisch gehalten in de bodem wanneer het maximale plantgehalte in de dataset niet meer dan een factor twee onder de norm lag. Een schatting van het kritische metaalgehalte in de bodem in afhankelijkheid van pH, organische stof en kleigehalte is daarbij gemaakt volgens vergelijking 2.4 in combinatie met vergelijking 2.3.

Als voorbeeld van de toepasbaarheid van de methode is voor Cd het maximale gehalte in de bodem berekend waarbij de warenwetnorm voor sla (zie Tabel 2.1) niet overschreden wordt. Dit is gedaan voor een zandgrond met 2% klei en een lichte kleigrond met 20% klei. Voor beide is het organische stof gehalte gevarieerd tussen de 2 en 10% en de pH tussen 4 en 7. In Tabel 2.6 staan de uitkomsten van deze berekeningen waarbij gebruik gemaakt is van de vergelijking die gegeven is in Tabel 2.5 voor Cd opname door sla. Uit de resultaten blijkt duidelijk dat het essentieel is om onderscheid te maken in grondsoorten, zoals bepaald door de variatie in klei- en organische stofgehalte en zuurgraad, bij het afleiden van kritische bodemgehalten.

Tabel 2.6

Berekende (op 1 decimaal afgeronde) maximale Cd gehalte in de bodem (in mg.kg⁻¹) waarbij de warenwet norm voor sla niet overschreden wordt (met behulp van de bodem – plant overdrachtsrelatie gebaseerd op het Maasoever bestand).

Kleigehalte (%)	Organische stof gehalte (%)	Kritische Cd gehalte in de bodem (in mg.kg ⁻¹)			
		pH _{KCl} 4	pH _{KCl} 5	pH _{KCl} 6	pH _{KCl} 7
2	2	0.3	0.7	1.8	4.3
2	5	0.4	1.1	2.7	6.5
2	10	0.6	1.5	3.6	8.9
20	2	0.5	1.2	2.9	7.2
20	5	0.7	1.8	4.4	10.8
20	10	1.0	2.5	6.1	14.8

Bij de berekening van kritische bodemgehalten op basis van gewasnormen voor Cd is gerekend met de volgende standaardwaarden voor de volgende drie grondsoorten:

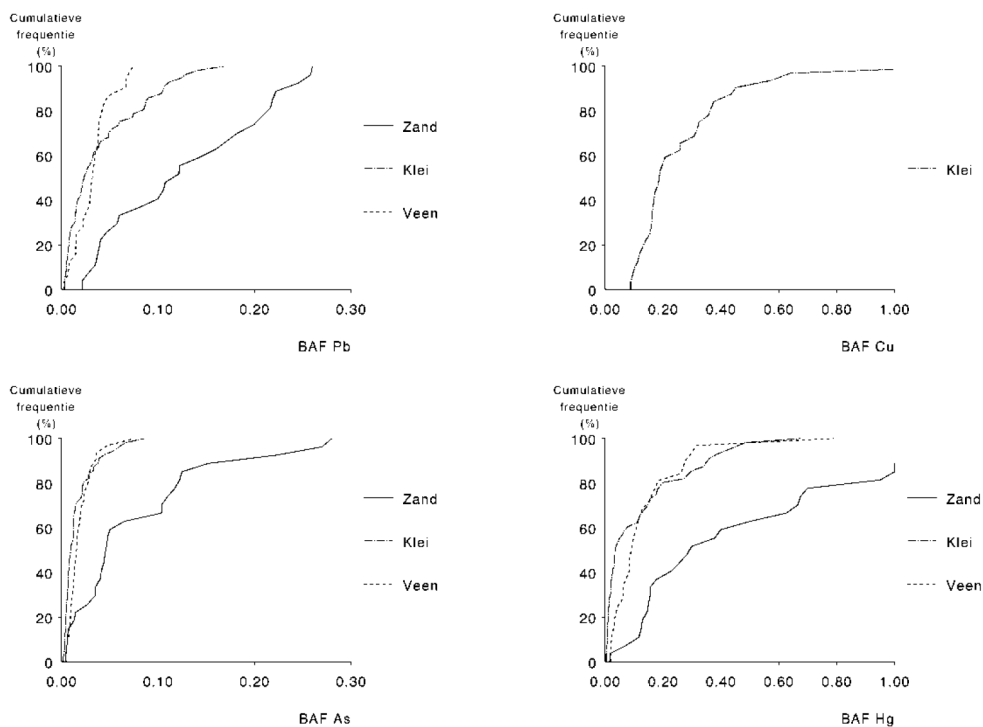
- Een humusarme zandgrond met een organische stofgehalte van 3%, een klei gehalte van 3% en een pH van 5,5.
- Een kleigrond met een organische stofgehalte van 3%, een klei gehalte van 25% en een pH van 6,5
- Een veengrond met een organische stofgehalte van 30%, een klei gehalte van 15% en een pH van 6,0.

Gebruik van bioaccumulatiefactoren of gemeten bodemgehalten voor lood, koper, arseen en kwik
In tegenstelling tot Cd en Zn is voor As en Hg in het geheel geen sprake van significante bodem-plant overdrachtsrelaties. Voor Cu en Pb zijn relaties in meer of mindere mate voor sommige gewassen aanwezig (zie ook Annex 4), maar die is niet voldoende betrouwbaar om kritische bodemgehalten mee te kunnen berekenen ($R^2 < 0.5$), met uitzondering van lood in aardappel.

Aangezien voor de metalen Cu, Pb, As en Hg wel metingen aanwezig zijn van zowel het plantgehalte als het bodemgehalte, kunnen in principe bioaccumulatiefactoren worden berekend. De waarde hiervan is echter beperkt wanneer die extreem variëren, omdat dit duidt op afwezigheid van een werkelijke relatie (zie ook par. 2.2.1). In Figuur 2.5 is bij wijze van illustratie de frequentieverdeling gegeven van de bioaccumulatiefactoren van Cu, Pb, As en Hg voor grasland onderscheiden naar zand, klei en veen.

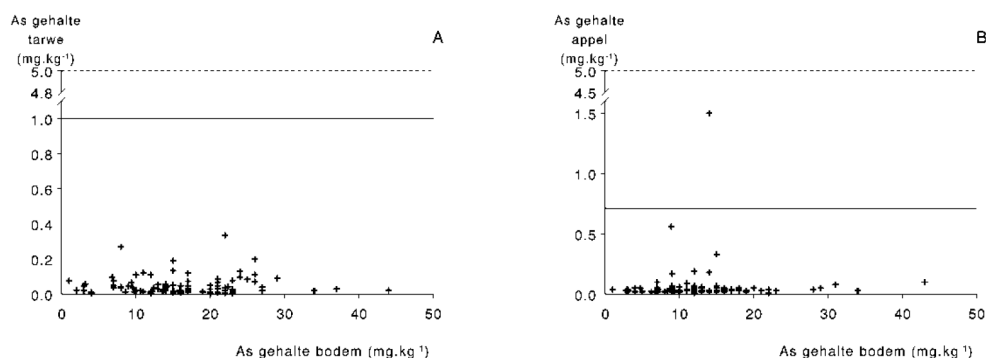
Uit de figuren volgt dat de frequentieverdelingen voor As en Hg extreem scheef verdeeld zijn. Voor die metalen is een werkelijke relatie tussen bodem en plantgehalte dan ook volstrekt afwezig. In die situaties is het kritische bodemgehalte gelijk gesteld aan het maximale gemeten metaalgehalte in de bodem wanneer het metaalgehalte in het gewas altijd beneden de norm blijft. Wanneer de gewasnorm overschreden wordt in gebruikte datasets van bodem en gewas is het kritische bodemgehalte gelijk gesteld aan laagste metaalgehalte in de bodem waarbij het gewasgehalte wordt overschreden (zie ook Par. 2.2.1).

In Figuur 2.6 zijn voorbeelden gegeven van de relatie tussen het metaalgehalte in het gewas en dat in de bodem, waarmee de verschillende situaties kunnen worden geïllustreerd. Figuur 2.6 A (links) toont de relatie voor het As gehalte in tarwe en bodem. Daarbij is geen sprake van enige relatie tussen bodem en gewasgehalten en wordt bovendien de norm voor het gewasgehalte nooit overschreden. In dit geval is het gemeten maximale As gehalte in de bodem het pseudo-kritische gehalte (ca. 50 mg.kg⁻¹).



Figuur 2.5

Cumulative frequentieverdelingen van de bioaccumulatiefactoren van Pb, Cu, As en Hg voor grasland.



Figuur 2.6

Relaties tussen het metaalgehalte in gewas en in bodem voor As in tarwe (A) en appel (B).

Figuur 2.6 B toont de relatie voor het As gehalte in appel en bodem waarbij evenmin sprake is van een bodem-plant relatie. Voor arseen wordt de norm in het gewas echter wel overschreden. Het metaalgehalte in de bodem waarbij de gewasnorm overschreden wordt ligt rond 15 mg.kg⁻¹. Volgens de eerder omschreven procedure zou daarom 15 mg.kg⁻¹ gelden als de kritische waarde in de bodem. Op grond van de verdeling van de punten lijkt dit echter eerder een uitschieter en zou ook voor appel een pseudo-kritische bodemgehalte van ca. 50 mg.kg⁻¹ worden afgeleid. Dit voorbeeld toont ook aan dat de waarde van dergelijke pseudo-kritische bodemgehalten beperkt is: uitschieters kunnen leiden tot extreem lage waarden, maar of een punt daadwerkelijk een uitschieter is, valt vaak niet te herleiden uit de data zelf. Een overzicht van alle figuren voor de relatie tussen metaalgehalte in gewas en bodem voor Cd, Pb, Cu, Zn, As en Hg is gegeven in Annex 5.

Afwezigheid van bodem-plant relaties voor nikkel en chroom

In de gebruikte dataset zijn voor de metalen Ni en Cr in het geheel geen data voorhanden die gebruikt zouden kunnen worden voor het afleiden van een bodem-plant relatie. Wel is in het overzichtsrapport door Versluijs en Otte (2001) een aantal BAF waarden gepresenteerd voor Ni in aardappel en sla, maar deze zijn beiden gebaseerd op minder dan 10 gegevens (zie ook Annex 4), terwijl de auteurs voor chroom evenmin data presenteren. Hieruit moet worden geconcludeerd dat er voor deze metalen geen materiaal voorhanden is waarmee verbeterde kritische gehalten in de bodem afgeleid zouden kunnen worden.

2.2.2 Resultaten

Een overzicht van de berekende kritische bodemgehalten voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik per landgebruiksvorm is gegeven in de Tabel 2.7. In de tabel zijn zowel de normen in verband met voedselveiligheid (warenwetnormen en veevoeder-normen) en fytotoxiciteit (literatuur waarden voor kritische gehalten in de plant) gegeven. In Annex 6 zijn de berekende kritische gehalten apart gegeven voor zand, klei, veen en alle gronden gezamenlijk in relatie tot gewasnormen voor voedselveiligheid en diergezondheid (Tabel A6.1) en kritische plantgehalten in verband met fytotoxiciteit (Tabel A6.2).

Tabel 2.7

Berekende kritische bodemgehalten voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik per landgebruiksvorm in verband met voedselveiligheid (warenwetnormen en veevoedernormen) en fytotoxiciteit.

Metaal	Land Gebruik	Kritisch bodemgehalte (mg.kg ⁻¹) irt voedselveiligheid				Kritisch bodemgehalte (mg.kg ⁻¹) irt fytotoxiciteit			
		zand	klei	veen	totaal	zand	klei	veen	totaal
Cd	Gras	27	39	16	36	748	1069	445	971
	Veevoer	2.5	4.3	-	4.3	12	20	-	19
	Akkerbouw	1.4	1.4	-	1.3	16	48	-	45
	Groenteteelt	1.8	7.1	6.3	6.8	4.5	25	16	24
	Fruit	≥0.80	≥1.1	-	≥1.1	≥0.8	≥1.1	-	≥1.1
Pb	Gras	≥166	≥680	≥580	≥680	≥166	≥680	≥580	≥680
	Veevoer	≥51	≥415	-	≥415	≥51	≥415	-	≥415
	Akkerbouw	128	198	-	86	≥120	≥297	-	≥297
	Groenteteelt	≥280	≥40	≥420	≥22	≥280	≥548	≥420	≥548
	Fruit	≥73	≥21	-	≥21	≥73	≥93	-	≥93
Cu	Gras	-	≥133	-	≥133	-	≥34	-	≥34
	schaap	-	≥34	-	≥34	-	-	-	-
	Veevoer	-	≥111	-	≥111	-	≥111	-	≥111
	Akkerbouw	-	≥58	-	≥58	-	≥58	-	≥58
	Groenteteelt	≥21	≥116	-	≥116	≥21	≥28	-	≥28
Zn	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-
	Veevoer	-	≥1686	-	≥1686	-	≥311	-	≥311
	Akkerbouw	-	1373	-	1345	-	483	-	474
	Groenteteelt	-	≥538	-	≥538	-	971	-	971
	Fruit	≥190	≥1474	-	≥1474	112	729	-	693
As	Gras	-	-	-	-	-	-	-	-
	Veevoer	≥38	≥47	≥36	≥47	≥38	≥47	≥36	≥47
	Akkerbouw	≥17	≥103	-	≥103	≥17	≥103	-	≥103
	Groenteteelt	≥22	≥44	-	≥44	≥22	≥44	-	≥44
	Fruit	≥27	≥29	≥35	≥29	≥27	≥29	≥35	≥29
Hg	Gras	≥14	≥43	-	≥43	≥14	≥43	-	≥43
	Veevoer	≥0.87	≥4.9	≥3.2	≥4.9	≥0.87	≥4.9	≥3.2	≥4.9
	Akkerbouw	≥0.02	≥0.01	-	≥0.01	≥0.12	≥1.2	-	≥1.2
	Groenteteelt	≥0.16	≥3.7	-	≥3.7	≥0.16	≥3.7	-	≥3.7
	Fruit	≥0.62	≥2.7	≥1.9	≥2.7	≥0.62	≥2.7	≥1.9	≥2.7
		≥0.44	≥0.61	-	≥0.61	≥0.44	≥0.61	-	≥0.61

Tevens is in Annex 6 aangegeven welke selectie is gebruikt om te komen tot de waarden die in deze paragraaf zijn gegeven. Samenvattend kan worden gesteld dat kritische bodemgehalten zijn teruggerekend op basis van significante bodem-gewas relaties vanuit:

- Veevoeder- en warenwetnormen voor: (i) Cd in gras, maïs, suikerbiet, tarwe en sla, (ii) Pb in aardappel en (iii) Zn in maïs en suikerbiet.
- Kritische gehalten in verband met fytotoxiciteit voor: (i) Cd in sla en (ii) Zn in maïs, suikerbiet, tarwe, aardappel, sla en andijvie.

Voor alle overige situaties is het maximale bodemgehalte per grondsoort gebruikt met uitzondering van de situaties waarin gewasnormen overschreden werden:

- Pb gehalten in tarwe, sla en appel (overschrijding warenwetnormen);
- Cu gehalten in gras, (overschrijding van veevoedernormen voor schaa) en sla (overschrijding kritisch gewasgehalte mbt fytotoxiciteit).
- Zn gehalten in gras, suikerbiet en sla (overschrijding kritisch gewasgehalte mbt fytotoxiciteit).
- Hg gehalten in suikerbiet in relatie tot warenwetnorm.

In die situaties is het (pseudo)kritische bodemgehalte gelijk gesteld aan het laagste bodemgehalte waarbij de gewasnorm wordt overschreden.

Uit tabel 2.7 blijkt dat de eisen mbt voedselveiligheid veelal tot lagere kritische bodemgehalten leiden dan die voor fytotoxische eisen, vooral voor Cd, Pb en Hg. Voor veel overige metalen (vooral As, Cr, Ni) zijn de afgeleide kritische bodemgehalten voor beide categorieën hetzelfde. Dat is een gevolg van de toegepaste methodiek waarbij er voor deze metalen geen significante relatie tussen bodem- en plantgehalte bestaat. De norm voor zowel voedselveiligheid als voor fytotoxiciteit lag bovendien buiten het bereik van de gehalten in de databases. In beide gevallen is daarom het kritische bodemgehalte gelijk gesteld aan het maximaal aangetroffen gehalten in de bodem (zie eerder). De invloed van het landgebruik op de kritische bodemgehalten hangt af van het beschouwde metaal. Opvallend laag is het kritische bodemgehalte voor kwik in relatie tot de voedselveiligheid van veevoer. Dit komt door de vaak voorkomende overschrijding van kritische kwikgehalten in suikerbiet. Formeel zijn deze normen echter niet meer van kracht.

In Tabel 2.8 staan ter vergelijking NOEC ("No Observed Effect Concentrations") waarden voor de bodem op basis van laboratoriumgegevens voor fytotoxiciteit van cultuur- en natuurgewassen.

Tabel 2.8

Overzicht van NOEC waarden voor de bodem in relatie tot fytotoxiciteit voor alle metalen (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni en Cr, As en Hg) zonder onderscheid naar bodemgebruik (naar Lijzen et al., 2002).

Gegeven type	NOEC waarde bodem voor fytotoxiciteit (mg.kg ⁻¹)							
	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Hg
Aantal gegevens	26	11	8	15	7	5	5	1
Laagste NOEC waarde	1,0	2,0	5	10	2	2,0	10	22
Een na laagste NOEC waarde	1,6	20	10	32	5	5,7	22	22
5 percentiel (HC ₅)	1,1	2,0	2,3	23	0,78	0,4	7,9	-
50 percentiel (HC ₅₀)	7,7	101	104	142	14	12	33	-
LAC'91 zand/klei	5/ 10	500/ 800	50/ 200	100/ 350	15/ 50	200/ 300	30/ 50	2

De data zijn gebaseerd op Lijzen et al. (2002). In de tabel staan naast de door Lijzen et al. (2002) gegeven HC₅ en HC₅₀ waarden ook de laagste en een na laagste NOEC waarden. In de meeste gevallen bevat de database namelijk minder dan 10 waarnemingen en is een berekening van een 5 percentiel (HC₅) feitelijk weinig zinvol (bij 20 waarden is het 5 percentiel gelijk aan de minimum waarde). Een vergelijking van deze NOEC waarden met de kritische bodemwaarden uit tabel 2.7 toont dat de NOEC waarden voor de bodem op basis van laboratorium gegevens voor fytotoxiciteit veelal veel lager zijn dan die welke afgeleid zijn uit kritische gehalten in het gewas (Vergelijk Tabel 2.7 en 2.8). De HC₅₀ waarden liggen wel in dezelfde orde van grootte. Die waarden komen ook redelijk overeen met de eerder gegeven LAC'91 waarden voor metalen (zie Tabel 2.8) die gebaseerd zijn op een combinatie van voedselveiligheid en fytotoxiciteit. De laboratorium gegevens in

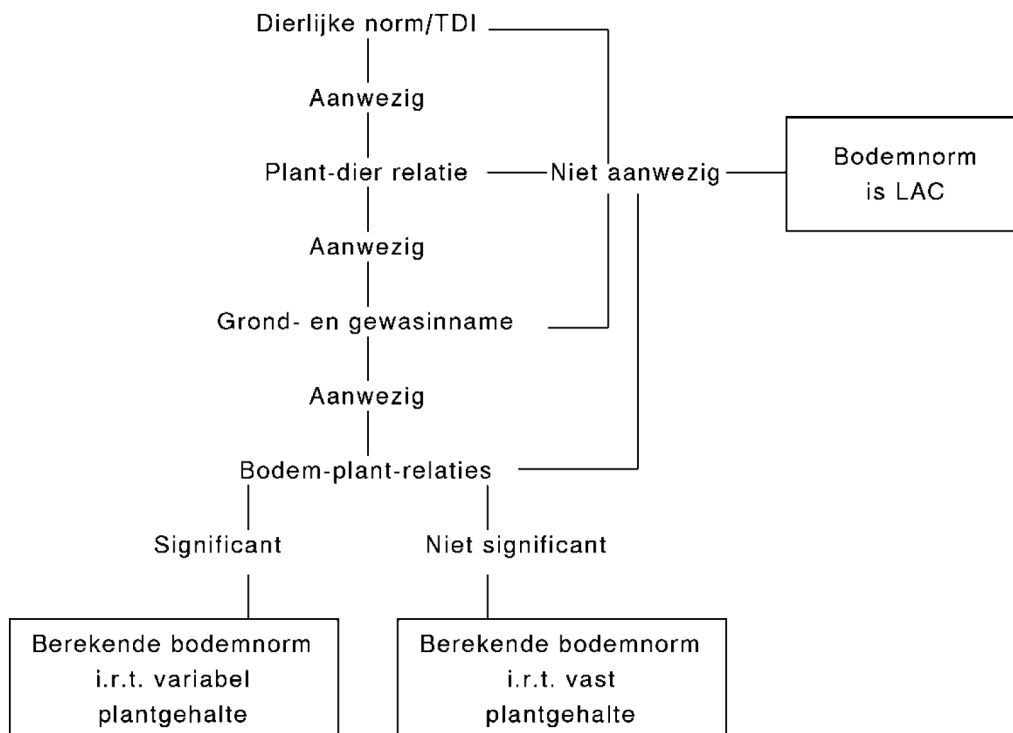
Tabel 2.8 zijn niet gebruikt bij de uiteindelijke afleiding van kritische bodemgehalten omdat de onderscheiden gewassen vaak sterk afwijken van de gebruikelijke soorten in de Nederlandse akker- of tuinbouw. Bovendien gaat het daarbij om een zeer beperkte set aan gegevens waarvan de representativiteit voor Nederland dus beperkt is.

2.3 Kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op landbouwhuisdieren: voedselveiligheid en diergezondheid

In dit hoofdstuk wordt eerst ingegaan op de berekeningsmethode voor het afleiden van kritische bodemconcentraties (2.3.1) en vervolgens op de daadwerkelijk afgeleide kritische concentraties op basis van de gegeven methodiek (2.3.2).

2.3.1 Berekeningsmethode

De gekozen aanpak bij het afleiden van kritische bodemgehalten op basis van eisen voor diergezondheid en voedselveiligheid van dierlijke producten is schematisch voorgesteld in Figuur 2.7.



Figuur 2.7

Procedure die is toegepast bij het afleiden van Kritische bodemconcentraties uit normen van dierlijke producten in relatie tot voedselveiligheid voor de mens en toelaatbare dagelijkse innames (TDI) in verband met diergezondheid.

Uit de figuur volgt dat afleiding van bodemnormen alleen mogelijk is als er gegevens zijn over: (i) normen voor metalen in dierlijke organen of producten en (ii) overdrachts-coëfficiënten van voer (en aanhangende grond) naar dierlijk product (inclusief voerinname en grondinname) en (iii) bodem-plant relaties. Wanneer er geen overdrachtscoëfficiënt plant-dier is, dan is voorgesteld om als richtlijn de bestaande LAC'91 waarden aan te houden, voor zover die is gerelateerd aan effecten op hogere diersoorten. Wanneer er wel een plant-dier

overdrachtscoëfficiënt is, vereist de omrekening naar kritische bodemgehalten de aanwezigheid van een relatie tussen bodem en gewas. Wanneer hiervoor geen gegevens voorhanden zijn, is eveneens voorgesteld om de bestaande LAC'91 waarde te handhaven. Wanneer er voor de verschillende metalen en gewassen wel gegevens aanwezig zijn over gehalten in zowel bodem als gewas is onderscheid gemaakt in twee situaties (zie ook Fig. 2.7):

- De bodem-plant relatie is significant: berekenen van het kritische bodemgehalte met een plantgehalte wat gecorreleerd is aan het bodemgehalte via de bodem-plant relatie
- De bodem-plant relatie is niet significant: berekenen van het kritische bodemgehalte met gebruik van een constant plantgehalte afgeleid uit de data.

In dit hoofdstuk wordt achtereenvolgens ingegaan op:

- Methodiek voor de berekening van kritische bodemgehalten uit de combinatie van normen in dierlijke organen in combinatie met bodem-plant en plant-dierlijk orgaan relaties.
- Aanwezige normen voor de metaalgehalten in dierlijke organen in verband met effecten op diergezondheid en voedselveiligheid (warenwet). In dit kader wordt ook ingegaan op de toelaatbare dagelijkse inname van metalen op basis van de voer – en grondinname en de overdrachtscoëfficiënt van voer (met aanhangende grond) naar orgaan.

Omrekenen van normen voor toelaatbare inname of voor dierlijke organen naar bodemnormen

Bij het afleiden van kritische bodemgehalten met betrekking tot diergezondheid moet worden bedacht dat de dieren (vooral runderen en schapen) bij het grazen een beperkte hoeveelheid grond innemen. De opname van grond gebeurt zowel onbedoeld in de vorm van aanhangende grond aan plantendelen als bedoeld door het actief consumeren van grond (bijvraat). De bijdrage via de inname van grond aan de totale blootstelling moet derhalve meegenomen worden. Schattingen van de hoeveelheid geconsumeerde grond variëren van 2 tot 4% van de hoeveelheid geconsumeerd ruwvoer (Römkens et al., 2007).

Vervolgens moet de totale inname door dieren vertaald worden naar een gehalte in het betreffende orgaan (nier, lever, vlees, melk etc). Deze omrekening is op dit moment nog zwak onderbouwd, de beschikbare literatuur laat zien dat de overdracht sterk kan variëren (zowel per metaal als per diersoort) en ook sterk afhangt van de vorm waarin metalen in het voer aanwezig zijn (slib, voer, zout). Uiteindelijk wordt in de meeste gevallen gebruik gemaakt van een constante overdrachtsfactor van grond en gewas naar orgaan. Op deze wijze is uiteindelijk terug te rekenen van een kritiek gehalte in orgaanvlees (bijvoorbeeld de nier) of spiervlees (op basis van warenwetnormen) naar een gehalte in de bodem.

Hierbij moet numeriek gerekend worden omdat het gehalte in de plant ook weer een niet-lineaire functie is van het gehalte in de bodem en een combinatie van bodemeigenschappen. In het onderstaande wordt de rekenmethodiek verder uitgewerkt uitgaande van normen voor:

- De toelaatbare dagelijkse inname van metalen.
- Metaalgehalten in dierlijke organen en producten in relatie tot menselijke consumptie (warenwetnormen)

Omrekenen van normen voor toelaatbare dagelijkse metaalinname naar bodemnormen

Wanneer de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) van metalen bekend is, kan deze direct worden gebruikt om een relatie te leggen met het kritische metaalgehalte in gras (voer) en grond volgens:

$$Me_{p(crit)} \cdot I_p + Me_{b(crit)} \cdot I_b = TDI \quad (2.7)$$

met

- TDI = Toelaatbare dagelijkse inname van metalen (mg.dag⁻¹)
 I_p = Inname van plantaardig voedsel (kg.dag⁻¹)
 I_b = Inname van bodem (grond) (kg.dag⁻¹)

Wanneer grondinname niet kan worden verwaarloosd volgt uit een combinatie van vergelijking (2.2) en (2.7):

$$K_{bp} \cdot Me_{b(crit)}^n \cdot I_p + Me_{b(crit)} \cdot I_b = TDI \quad (2.8)$$

Uit vergelijking 2.8 kan de kritische waarde van $Me_{b(crit)}$ numeriek worden opgelost op basis van de TDI-waarde bij gegeven waarden voor K_{bp} , I_p en I_b .

Wanneer er geen significante bodem-plant relatie beschikbaar is en de waarde van K_{bp} (zie vergelijking 2.3) dus niet bekend is, kan op basis van bioaccumulatie factor uit een combinatie van vergelijking (2.6) en (2.7) direct een schatting van $Me_{b(crit)}$ worden gemaakt volgens:

$$Me_{b(crit)} = \frac{TDI}{I_p \cdot BAF_{bp} + I_b} \quad (2.9)$$

De zeggingskracht en geldigheid voor toepassing van een BAF is echter zeer beperkt (zie eerder). In situaties waarin sprake is van een sterk gebufferd plantgehalte en er dus geen enkele relatie bestaat tussen het plantgehalte en het bodemgehalte (dit geldt veelal voor Pb, Cu, As en Hg) is het daarom realistischer gebruik te maken van een constant plantgehalte gebaseerd op de data. In deze studie gebruiken we daarvoor zowel het mediane (50), het 80 en 95 percentiel (dat dus niet gekoppeld is aan het bodemgehalte) volgens:

$$Me_{b(crit)} = (TDI - Me_p \cdot I_p) / I_b \quad (2.10)$$

met
 Me_p = constant metaalconcentratie in plant ($mg \cdot kg^{-1}$)

Omrekenen van normen voor metaal gehalten in dierlijke organen naar bodemnormen

De relatie tussen het aan metaalgehalte in een dierlijk orgaan en dat in de bodem, uitgaande van begrazing inclusief grond inname kan worden weergegeven als:

$$Me_{do(crit)} = \left(\frac{Me_{p(crit)} \cdot I_p + Me_{b(crit)} \cdot I_b}{I_p + I_b} \right) \cdot BAF_{pd} \quad (2.11)$$

met
 $Me_{do(crit)}$ = Norm voor metaalconcentratie in dierlijk orgaan ($mg \cdot kg^{-1}$)
 BAF_{pd} = Bioaccumulatiefactor van plant naar dierlijk orgaan ($mg \cdot kg^{-1}$ vers gewicht/ $mg \cdot kg^{-1}$ drooggewicht)

Vergelijking 2.11 is gebaseerd op de volgende veronderstellingen:

- De overdrachtsfactor van bodem naar dier is gelijke aan die van plant naar dier. Daardoor kan een gemiddelde concentratie in voer worden berekend op basis van de totale inname aan gras en de bijvraat aan grond (zie vergelijking 2.10).
- Er is een directe relatie tussen metaalgehalte in orgaanvlees of spiervlees en het aldus berekende gemiddelde metaalgehalte in voer (gebruik van een BAF_{pd}).
- De inname van metalen via andere bronnen (oa veedrenking en inname van stof uit de lucht) is verwaarloosbaar. In principe bestaat het voerpakket van runderen ook uit krachtvoer. Hier is daar in deze berekening geen rekening mee gehouden vanwege de mogelijke variatie in voederpatronen. In een meer gedetailleerde regionale studie (Römkens et al., 2007) wordt wel rekening gehouden met de inname van metalen via krachtvoer. Uiteindelijk komt het verwaarlozen van de inname via krachtvoer neer op een worst

case scenario omdat de cadmiumgehalten in krachtvoer vaak lager zijn dan die in gras waardoor de gemiddelde cadmiumgehalten bij verwaarlozen van krachtvoer dus hoger zijn dan die wanneer krachtvoer wel wordt meegenomen. Voor het berekenen van een kritisch bodemgehalte in het kader van normstelling is een dergelijke worst case benadering te verdedigen. Wanneer het doel is de inname van dieren in een werkelijke situatie te simuleren zal uiteraard wel rekening gehouden moeten worden met het werkelijke voederpatroon en de variatie daarin.

Uit de combinatie van vergelijking (2.7) en (2.11) volgt dat uit een kritisch orgaangehalte een waarde voor de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) kan worden berekend volgens:

$$TDI = Me_{do(crit)} \cdot (I_p + I_b) / BAF_{pd} \quad (2.12)$$

Hieruit kan vervolgens $Me_{b(crit)}$ iteratief of direct worden berekend op basis van vergelijking (2.8) of direct in combinatie met vergelijking (2.9) volgens:

$$Me_{b(crit)} = \left(\frac{Me_{do(crit)} \cdot (I_p + I_b)}{(BAF_{bp} \cdot I_p + I_b) \cdot BAF_{pd}} \right) \quad (2.13)$$

Kritische bodemgehalten gebaseerd op voedselveiligheid en diergezondheid

Kritische bodemgehalten voor zware metalen op basis van effecten op de diergezondheid en voedselveiligheid zijn afgeleid op basis van:

- Normen voor metaalgehalten in dierlijke organen, zoals nier en lever, en dierlijke producten die gebruikt worden voor consumptie, zoals vlees, melk en eieren (warenwetnormen)
- Richtlijnen voor metaalgehalten in dierlijke organen, zoals nier en lever, en toelaatbare dagelijkse inname van metalen in verband met diergezondheid.

Warenwetnormen voor gehalten in dierlijke organen en producten en toelaatbare dagelijkse innames in verband met voedselveiligheid

In Tabel 2.9 is een overzicht gegeven van de warenwetnormen voor Cd, Pb en Hg en richtwaarden voor arseen in dierlijke producten en dierlijke organen in relatie tot voedselveiligheid. Met behulp van vergelijking (2.12) kan een schatting worden gemaakt van de toelaatbare dagelijkse inname op basis van warenwetnormen, voer en grondinname en plant-dier bioaccumulatiefactoren. Schattingen hiervan zijn gegeven in Tabel 2.10. De inname aan voer (meest gras) en grond voor koeien en schapen is gesteld op respectievelijk 16,9 en 1.36 kg.dag⁻¹ aan voer en 0.41 en 0.034 kg.dag⁻¹ aan grond (dit komt neer op 2.5% aanhangende grond), ervan uitgaande dat de dieren 100% van de tijd buiten lopen ("worst case scenario"). De waarden voor koeien zijn gebaseerd op McKone en Ryan (1989) en sluiten aan op het EUSES model wat bij het RIVM wordt gebruikt. Vrijwel identieke waarden zijn gebruikt door Römkens et al. (2007). De waarden voor schapen zijn gebaseerd op Römkens et al. (2007).

Schattingen voor de plant-dier overdrachtsrelaties (BAF_{pd}) voor Cd, Pb, As en Hg voor runderen en schapen zijn gegeven in Tabel 2.11. In deze tabel is tevens een overzicht gegeven van de toelaatbare dagelijkse inname aan deze metalen voor koeien en schapen op basis van de normen in Tabel 2.9, de veronderstelde inname van gras en grond door koeien en schapen, zoals gegeven in Tabel 2.10 en de aangegeven overdrachtsfactoren van metaal in plant naar die in organen of orgaanvlees in Tabel 2.11.

Tabel 2.9

Overzicht van normen voor zware metalen in dierlijke producten en dierlijke organen voor runderen en schapen in relatie tot voedselveiligheid. Normen voor Cd, Pb, As en Hg (EU, 2001) en richtwaarden voor As (VHL, 1997). Alle normen zijn gegeven op basis van het versgewicht.

Dier	Orgaan	Norm of richtwaarde (mg.kg ⁻¹)			
		Cd ¹	Pb ¹	As ²	Hg ¹
Rund	Nier	1,0 (2,5)	0,5 (1)	0,5	(0,05)
	Lever	0,5	0,5 (1)	0,5	(0,05)
	Vlees	0,05	0,1 (0,3)	0,1	(0,05)
	Melk	(0,005)	0,02 (0,05)	-	(0,01)
Schaap	Nier	1,0 (2,5)	0,5 (1)	0,5	(0,05)
	Lever	0,5	0,5 (1)	0,5	(0,05)
	Vlees	0,05	0,1 (0,3)	0,1	(0,05)
	Melk	-	0,02 (0,05)	-	(0,01)

¹ Indien gewijzigd, dan worden de oude normen voor Cd en Pb tussen haakjes gegeven. Bron van de oude normen: Staatscourant (1999) Regeling van 8 februari 1999: Warenwetregeling Verontreinigingen in levensmiddelen, nr. 30, Den Haag. Voor Hg zijn de warenwetnormen recent niet meer van toepassing verklaard. Voor schapen zijn in het geheel geen warenwetnormen gegeven maar die zijn gelijk verondersteld aan die van rund.

² In Nederland zijn geen grenswaarden vastgesteld voor arseengehalten in dierlijke producten maar er zijn wel richtwaarden (VHL, 1997). Ook voor vanadium en chroom gelden adviezen. Voor Cr is het advies 1000 mg.kg⁻¹ chroomoxide of chroomchloride. Door de geringe toxiciteit en het ontbreken van overdrachtfactoren is Cr niet meegenomen.

Tabel 2.10

Inname van voer en grond door verschillende diersoorten

Diersoort	Inname voer (kg.dag ⁻¹)	Inname grond (kg.dag ⁻¹)	Bron
Rund	16,9	0,41	Mc Kone en Ryan (1989)
Schaap	1,36	0,034	Römkens et al. (2007)

Tabel 2.11

Plant-dier overdrachtsrelaties en berekende toelaatbare dagelijkse innames aan Cd, Pb, As en Hg in relatie tot effecten op producten en organen bij runderen en schapen.

Dier	Orgaan	BAF _{pd} ¹ (mg.kg ⁻¹ vers gewicht/mg.kg ⁻¹ drooggewicht)				TDI (mg.dag ⁻¹) ³			
		Cd	Pb	As	Hg	Cd	Pb	As	Hg
Rund ¹	Nier	2,99	0,086	0,0692	0,638	5,8 (15)	101 (201)	125	1,4
	Lever	0,554	0,0404	0,0387	0,158	16	214 (428)	224	5,5
	Vlees	0,0033	0,0013	0,016	9,2·10 ⁻⁴	262	1332 (3995)	108	941
	Melk	4,0·10 ⁻⁵	6,4·10 ⁻⁴	9,0·10 ⁻⁴	1,7·10 ⁻⁴	2163	541 (1352)	-	1018
Schaap ²	Nier	2,08	-	-	0,468	0,67	-	-	0,15
	Lever	1,85	-	-	0,0572	0,38	-	-	1,2
	Vlees	0,0029	-	-	9,4·10 ⁻⁴	24	-	-	74

¹ Schattingen van de BAF_{pd} voor runderen zijn gebaseerd op Van Hooft (1995) en als zodanig opgenomen in de Veterinaire Milieuhygiënewijzer.

² Schattingen van de BAF_{pd} voor schapen zijn gebaseerd op BTR waarden gegeven door Beresford (1999).

³ De tussen haakjes vermelde TDI waarden zijn gebaseerd op de tussen haakjes vermelde normen in tabel 2.9.

Richtwaarden voor gehalten in dierlijke organen en producten en toelaatbare dagelijkse innames in verband met diergezondheid

In Tabel 2.12 is een overzicht van gehalten aan Cd, Pb, As en Hg in producten en organen van runderen en schapen in relatie tot diergezondheid gegeven. De data zijn de bovengrenzen van de range die door Puls (1988) als 'hoog' wordt aangeduid. Een totaal overzicht van deze grenzen voor runderen en schapen, en ter completering ook voor varkens en kippen is gegeven in Annex 2 (Tabel A2.4). Uit een vergelijking van Tabel 2.12 met de warenwetnormen zoals die zijn gegeven in Tabel 2.9 blijkt dat alle warenwetnormen lager zijn met uitzondering van het Cd gehalte in vlees.

Tabel 2.12

Overzicht van kritische gehalten aan Cd, Pb, As en Hg in producten en organen van runderen en schapen in relatie tot diergezondheid (Puls, 1988). Alle waarden zijn gegeven op basis van het versgewicht.

Dier	Orgaan	Gehalten (mg·kg ⁻¹)			
		Cd	Pb	As	Hg
Rund	Nier	5	3	1,5	1,4
	Lever	1,4	2	1	2
	Vlees	0,02	-	-	-
	Melk	2	0,05	-	-
Schaap	Nier	4	5	18	1
	Lever	2	5	7	4
	Vlees	-	0,1	-	-

Een overzicht van toelaatbare dagelijkse inname (TDI) gebaseerd op diergezondheid voor runderen is gegeven in Tabel 2.13. De waarden voor runderen zijn door Ma et al. (2001) afgeleid van NOEC gegevens voor de orale opname van de stof via de opgenomen hoeveelheid voedsel en grond. De door Ma gegeven getallen in mg·kg⁻¹·dag⁻¹ zijn vermenigvuldigd met een lichaamsgewicht van het rund van 700 kg om te komen tot een TDI in mg·dag⁻¹. In de tabel zijn tevens de TDI waarden gegeven die berekend zijn op basis van kritische gehalten in organen in relatie tot diergezondheid (zie Tabel 2.12). Normen op basis van diergezondheid zijn doorgerekend met de minimum waarde van de door Ma et al. (2001) en Puls (1988) berekende waarden.

Tabel 2.13

Overzicht van toelaatbare dagelijkse inname van metalen voor runderen en schapen in relatie tot diergezondheid (Bron: Ma et al., 2001 voor NOEC en Puls, 1988 voor nier, lever en vlees).

Dier	Orgaan	TDI (mg·dag ⁻¹)					
		Cd	Pb	Cu	Zn	As	Hg
Rund	NOEC	63	2380	469	25900	3500	28
	Nier	29	604	-	-	375	38
	Lever	44	857	-	-	447	219
	Vlees	105	-	-	-	-	-
	Min	29	604	469	25900	375	28
Schaap	Nier	2,7	-	-	-	-	3,0
	Lever	1,5	-	-	-	-	97
	Vlees	-	-	-	-	-	-
	Min	1,5	-	-	-	-	3,0

2.3.2 Resultaten

In Tabel 2.14 staat een overzicht van kritische bodemgehalten voor Cd, Pb, Cu, Zn, As en Hg op basis van warenwetnormen voor nieren (het meest gevoelige dierlijke orgaan) en de toelaatbare dagelijkse inname in verband met diergezondheid. Bij de berekening van het kritische bodemgehalte is in deze berekening uitgegaan van een constant gewasgehalte waarbij hier de mediaanwaarde uit de gecombineerde dataset (IB plus Maasoever) is toegepast. In een meer specifieke berekening ten behoeve van een voorstel voor de nieuwe LAC signaalwaarden is wel een bodem – plant relatie gebruikt (Römkens et al., 2007) waarbij onder meer de data uit de Kempen voor zangronden zijn toegepast. Het gebruik van een constant plantgehalte heeft onder meer tot gevolg dat in tabel 2.14 geen onderscheid naar bodemtype is gemaakt. Vooral het effect van verschillen in pH en in mindere mate van organische stof tussen de verschillende bodemtypen leidt tot sterk uiteenlopende kritische bodemgehalten die bovendien lager zijn dan de in tabel 2.14 vermelde waarden (voor cadmium).

In Annex 7 zijn resultaten gegeven per grondsoort en zijn kritische bodemgehalten ook berekend met de eerder besproken bioaccumulatiefactoren (naast de berekening met een constant plantgehalte). In beide gevallen is gerekend met de 50, 80 en 95 percentielwaarden van de BAF. De kritische bodemgehalten die in Tabel 2.14 zijn gegeven, zijn gebaseerd op het gebruik van mediane plantgehalten omdat met uitzondering

van cadmium en zink voor de meeste metalen er geen relatie tussen het bodemgehalte en het plantgehalte bestaat (zie ook Annex 7 voor verdere onderbouwing).

Tabel 2.14

Overzicht van kritische metaalconcentraties in de bodem voor beweide grasland in verband met voedselveiligheid (effecten op de nier) en diergezondheid.

Metaal	Diersoort	Kritische bodemconcentratie (mg/kg)	
		Voedselveiligheid (nier)	Diergezondheid
Cd	Rund (huidige normen)	9,0	65
	Rund (oude normen)	30	-
	Schaap	15	39
Pb	Rund (huidige normen)	155	1382
	Rund (oude normen)	400	-
Cu	Rund	-	641
Zn	Rund	-	60244
As	Rund	298	908
Hg	Rund	3,0	68
	Schaap	3,7	87

De resultaten laten zien dat gebruik van normen gerelateerd aan diergezondheid tot veel hogere kritische bodemgehalten leidt dan de normen gerelateerd aan voedselveiligheid. Verder blijkt dat de huidige warenwetnormen voor lood in de nieren leidt tot beduidend *lagere* waarden voor kritische loodgehalten in de bodem dan de oude normen die twee maal zo hoog lagen (zie Tabel 2.9). In Tabel 2.14 is geen onderscheid gemaakt tussen verschillende grondsoorten, omdat het mediane plantgehalte nauwelijks beïnvloed wordt door grondsoort. Bij gebruik van de BAF is er wel sprake van duidelijke verschillen tussen de grondsoorten (zie Annex 7). Uit Tabel 2.14 blijkt verder dat de kritische bodemgehalten op basis van diergezondheid vrijwel altijd veel hoger liggen dan die gebaseerd op warenwetnormen. Bij gebruik van BAF_{dp} waarden zijn de verschillen tussen kritische bodemgehalten voor voedselveiligheid en diergezondheid beduidend kleiner dan die gebaseerd op constante plantgehalten.

Doordat wordt uitgegaan van een vast (mediaan) plantgehalte is de bijdrage van grondinname c.q. plantinname aan de totale blootstelling sterk afhankelijk van het kritische gehalte in de bodem. Tabel 2.15 laat zien dat in dat geval voor de meeste metalen de blootstelling bepaald wordt door inname van grond. Wanneer de kritische bodemgehalten voor cadmium echter berekend worden met de bodem-plant relatie is het resulterende kritische bodemgehalte beduidend minder hoog en is de inname van grond in alle gevallen minder dan de inname via gewas (Romkens et al., 2007)

Tabel 2.15

Blootstelling door grondinname als percentage van de totale blootstelling op basis van het kritisch gehalte in de bodem (zie tabel 2.14).

Metaal	Diersoort	% blootstelling door grondinname	
		Voedselveiligheid (nier)	Diergezondheid
Cd	Rund (huidige normen)	61	92
	Rund (oude normen)	84	-
	Schaap	71	89
Pb	Rund (huidige normen)	63	94
	Rund (oude normen)	81	-
Cu	Rund	-	56
Zn	Rund	-	95
As	Rund	98	99
Hg	Rund	90	99,6
	Schaap	71	98

2.4 Discussie en conclusies

2.4.1 Invloed van bodemeigenschappen op kritische bodemgehalten

In dit hoofdstuk is aangegeven op welke wijze de invloed van verschillen in bodemeigenschappen doorwerkt bij de afleiding van kritische gehalten voor zware metalen in de bodem in relatie tot landbouwkundige risico's. De centrale gedachte daarbij is dat de relaties tussen metaalgehalten in de bodem en in gewassen, zowel bestemd voor humane consumptie (aardappelen, tarwe, groenten) als dierlijke consumptie (gras, maïs, suikerbieten), beïnvloed worden door bodemeigenschappen, zoals het gehalte aan organische stof en klei en de bodem pH. Op basis van beschikbare data blijken er in de praktijk vooral voor cadmium en zink goede relaties te bestaan. Daarbij blijkt inderdaad dat de pH en organische stof voor zink en cadmium van grote invloed is op de opname door gewassen. Uiteraard is de relatie tussen bodem(eigenschappen) en gewas sterk gewasafhankelijk. Verder blijkt ook dat het combineren van datasets niet altijd leidt tot eenduidige bodem plant relaties. Ofschoon de verschillen in de gehalten tussen het landelijke bestand en het maasoever bestand niet extreem groot zijn, leiden de hogere metaalgehalten in de data van het Maasoeverbestand tot significant andere coëfficiënten in de bodem – plant relaties.

Het bestaan van een, statistisch significante relatie tussen bodem en gewas is nog geen garantie dat kritische bodemgehalten afgeleid kunnen worden op basis van die relatie. Zo blijken voor zink de gewasnormen ver boven de gemeten gehalten in de database te liggen. Dat betekent dat het gebruik van bodem plant relaties voor het afleiden van kritische bodemgehalten op basis van dergelijke hoge gewasgehalten leidt tot (extreme) extrapolatie en daarmee irreëel hoge kritische bodemgehalten. Voor de afleiding van kritische bodemgehalten kunnen dergelijke relaties voorlopig alleen worden toegepast voor cadmium.

2.4.2 Afleiding van kritische bodemgehalten bij afwezigheid van een significante bodem-plant relatie

In dit rapport is er voor gekozen om bij afwezigheid van een significante bodem-plant relatie geen gebruik te maken van een bioaccumulatiefactor. De belangrijkste reden hiervoor is dat de veronderstelde relatie tussen kritische bodemgehalten en een corresponderend gehalte in het gewas in werkelijkheid niet aangetoond kan worden. Dat betekent echter wel dat deze situatie het afleiden van een kritisch bodemgehalte in hoge mate bepaald wordt door pragmatiek en beleidsmatige afspraken. Bij het terugrekenen vanuit een kritisch plant gehalte betreft dit het criterium voor een onacceptabel bodemgehalte. Er kan worden gekozen voor een "pseudo" kritisch bodemgehalte dat ligt ter hoogte van het gehalte waarbij de gewasnorm overschreden wordt. Uiteraard betekent dat dat in geval van uitschieters een lage waarde een zware betekenis krijgt. De interpretatie van de data wordt daarbij cruciaal. Een alternatieve benadering is een statistische aanpak met een daarbij gedefinieerde kans van overschrijding. Bij het terugrekenen vanuit een kritisch gehalte in een dierlijk orgaan is de keuze van het gebruikte plantgehalte (een mediane waarde of bv een 80 of zelfs 95 percentiel waarde) arbitrair, maar wel zeer bepalend voor de uitkomst. Aangezien, op cadmium na, er geen significante bodem plant relaties zijn gevonden die kunnen worden toegepast, is er nog steeds sprake van een zeer arbitrair vastgestelde kritische bodemconcentratie. Omdat voor de meeste metalen waarvoor boventaand van toepassing is ook geen nieuwe data voorhanden zijn, is er uiteindelijk voor gekozen om vast te houden aan bestaande richtlijnen. Uiteraard geeft de in dit rapport beschreven methodiek wel de ruimte om, indien nieuwe data of modelconcepten beschikbaar zijn, bodem-specifieke kritische gehalten af te leiden.

2.4.3 Onzekerheden in de afleiding van kritische bodemconcentraties uit normen voor gewassen en dierlijke organen

Onzekerheden in de afleiding van kritische bodemconcentraties uit gewasnormen worden veroorzaakt door onzekerheden in de gewasnormen zelf en in de gebruikte bodem-plant relaties. Onzekerheden in gewas- en

diernormen worden in dit rapport echter niet meegenomen. We beschouwen de voedselveiligheidsnormen als een gegeven. Voor een beschouwing hierover, voor wat betreft cadmium, wordt verwezen naar De Vries et al. (2007b). Voor een beschouwing over de onzekerheden in de afgeleide bodem-plant relaties (wat gezien het bovenstaande feitelijk alleen relevant is voor cadmium) verwijzen we naar Annex 4. Onzekerheden in de afleiding van kritische bodemconcentraties uit kritische metaalgehalten in dierlijke organen en producten worden veroorzaakt door onzekerheden in de toelaatbare dagelijkse inname (TDI), de dagelijkse inname van grond en gewas (veelal gras) en de gebruikte relaties voor het transport van metalen van grond naar gras naar het dierlijke orgaan. Uitgaande van een gegeven TDI, is de onzekerheid in de dagelijkse inname van grond en gewas (veelal gras) relatief beperkt en zit de onzekerheid in de gebruikte bovengenoemde relaties. Onzekerheden in de bodem-plant relaties (zie ook Annex 4) zijn daarbij eveneens vrij beperkt in vergelijking tot de veronderstelde lineaire relatie tussen metaal gehalte in dierlijke organen/producten en in het gewas (veelal gras). Omdat voor veel metalen de inname via gras berekend wordt middels de mediane waarde in het gewas, is deze onzekerheid beperkt vergeleken met de onzekerheid in de overdrachtscoëfficiënt. Zoals eerder gesteld, is de overdracht van metalen in grond en voer naar dier afhankelijk van de vorm waarin het metaal in een medium (plant, grond, water etc.) aanwezig is. Een literatuurstudie naar de overdracht van cadmium van voer naar de nier en lever van schapen en runderen toont aan dat de overdracht tot een factor 10 kan variëren (Römkens et al., 2007). Bij toepassing van een lineair model levert dat uiteraard een zelfde variatie in het kritisch bodemgehalte op. Voor een verdere beschouwing hierover wordt verwezen naar de Vries et al. (De Vries et al., 2007b).

2.4.4 Conclusies

Uit dit onderzoek kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Met behulp van modelconcepten is het mogelijk kritische bodemgehalten te berekenen die gebaseerd zijn op kritische gehalten in gewassen en/of dierlijke organen. Uiteraard is daarbij de hoogte van de kritische gehalten in de gewassen en/of organen sturend voor de hoogte van het kritisch bodemgehalte. Een norm voor de nier van 1.0 mg kg⁻¹ voor cadmium leidt daarmee automatisch tot strengere (lagere) kritische bodemgehalten dan een “norm” van 5.0 mg kg⁻¹ gebaseerd op diergezondheid. Van alle toegepaste normen leiden vooral warenwetnormen in gewassen (directe voedingsgewassen zoals tarwe en sla) en organen (nieren) tot kritische bodemgehalten die in de range van de werkelijk gemeten bodemgehalten liggen. Voor fytoxiciteit en diergezondheid liggen de berekende kritische gehalten in de bodem ver boven de gemeten gehalten in de bodem.
- Voor cadmium en zink zijn de modelconcepten (met name bodem plant relaties) toepasbaar om tot kritische bodemgehalten te komen, voor de overige metalen geldt dat er geen of slechts zeer beperkt relaties tussen bodem- en plantgehalten bestaan.
- Wanneer normoverschrijdingen in gewassen voorkomen zonder dat er sprake is van een bodem plant relatie kan dit resulteren in lage kritische bodemgehalten. Deze zijn immers bij ontbreken van een bodem plant relatie gedefinieerd als die waarde in de bodem waarbij de gewasnormoverschrijding is geconstateerd. Dit speelt vooral een rol bij Hg waarvoor al bij zeer lage (0.01 mg kg⁻¹) gehalten overschrijdingen van de veevoedernorm zijn gemeten. Datzelfde geldt in mindere mate voor lood in fruit.
- Bij de berekening van kritische bodemgehalten voor dierlijke organen speelt de overdrachtscoëfficiënt van inname naar gehalte in een orgaan een cruciale rol. Metingen van dergelijke overdrachtcoëfficiënten tonen aan dat deze afhankelijk zijn van onder meer voedingssamenstelling, diersoort, orgaan. De uiteindelijke kritische gehalten zijn daarmee sterk afhankelijk van de keuze van de overdrachtsfactor. In de hier gepresenteerde voorbeelden zijn de uiteindelijke berekende kritische gehalten op basis van gehalten in organen vaak bepalend voor de uiteindelijke kritische waarde waardoor de onzekerheid in de overdrachtsfactor direct van invloed is op de hoogte van de uiteindelijke kritische bodemgehalten.

3 Afleiding van kritische bodemconcentraties in relatie tot bodemeigenschappen op basis van eisen aan het ecosysteem

3.1 Gekozen aanpak

In 1991 is met het verschijnen van de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water een normstelsel voor microverontreinigingen vastgesteld (MILBOWA, 1991). Daarin worden streefwaarden en grenswaarden voor de afzonderlijke milieucompartmenten grond/sediment, grondwater en oppervlaktewater aangegeven. Voor enkele stofgroepen heeft inmiddels intercompartimentale afstemming (beleidstraject “integrale normstelling voor stoffen”, INS) plaatsgevonden, waarbij tevens recente ecotoxicologische gegevens zijn verdisconteerd, onder andere voor metalen (Crommentuijn et al., 1997).

Geschikte ecologische receptoren van bodemverontreiniging zijn bepaalde componenten van het bodemleven (microflora en bodemfauna en daarmee samenhangende processen zoals decompositie) en bepaalde soorten van terrestrische fauna. De vegetatie wordt in eerste instantie beïnvloed door standplaatsfactoren, zoals nutriënten, pH, en vocht, maar de opname van contaminanten door vegetatie is wel van belang in verband met het risico van doorvergiftiging in de voedselketen. De aantasting van de bodemkwaliteit in een gebied kan dan worden vertaald in schade aan: (i) het ecosysteem als gevolg van de aantasting van vegetatie en bodemfauna en de life-support functie van de bodem (bodemprocessen) en (ii) terrestrische fauna als gevolg van doorvergiftiging naar hogere organismen, zoals vogels en zoogdieren.

De afleiding van streefwaarden en interventiewaarden, zoals die een plaats hebben in de Wet Bodembescherming (Wbb, VROM, 1997), is vooral gebaseerd op zogenaamde No-Observed-Effect-Concentrations (NOEC data). Deze normen geven een indruk van de potentiële stress van een ecosysteem. Hierbij is voornamelijk gebruik gemaakt van toxiciteitsgegevens op basis van laboratorium experimenten. Bij de wetenschappelijke onderbouwing van milieukwaliteitsdoelstellingen in het INS-traject wordt voor de afleiding van ecotoxicologische risicogrenzen uitgegaan van geen nadelige effecten op groei, reproductie of overleving van individuele organismen of remming van microbiële processen. Daarnaast wordt ook een risicoschatting voor doorvergiftiging bij vogels en zoogdieren opgenomen, maar die speelt een beperkte rol bij de bepaling van de doelstellingen. Anders dan bij de afleiding van humaan-toxicologische risicogrenzen wordt bij de ecotoxicologische methodieken ook geen rekening gehouden met bescherming van afzonderlijke individuen, de extrapolatie van individu- naar populatieniveau of het eventuele optreden van herstelmecanismen (voor een diepgaande discussie zie Faber, 1997). Het maximaal toelaatbaar risico (MTR) voor metalen is derhalve met name gebaseerd op laboratoriumgegevens (NOEC data) voor bodemorganismen en bodemprocessen en een vergelijking met concentraties in het milieu. Een brede terugkoppeling naar veldgegevens in het algemeen en gegevens over natuurdoeltypen en doelsoorten van het natuurbeleid in het bijzonder heeft daarbij beperkt plaatsgevonden in een project veldvalidatie door RIVM en TNO (Posthuma et al., 1998).

In deze studie is aandacht besteed aan beschikbare methodieken en beschikbare laboratorium en veldgegevens voor de bepaling van kritische bodemgrenzen op basis van effecten op de ecosysteemdraagkracht, als gevolg van schade aan bodemfauna/bodemprocessen en vegetatie enerzijds en

de doorvergiftiging in voedselketens anderzijds (vergelijk Ma, 2000). Daarbij is gebruik gemaakt van de methodische kennis die is opgedaan in ecotoxicologisch onderzoek toegespitst op de gebiedsgerichte beoordeling van het risico van schade aan natuur als gevolg van bodemverontreiniging in de jaren negentig. Dit onderzoek heeft een impuls gekregen door de grondaankopen en de herinrichting van gebieden voor de realisatie van grootschalige natuurontwikkeling die in het kader van het natuurbeleid in Nederland worden uitgevoerd.

In de navolgende hoofdstukken wordt nader ingegaan op het schatten van kritische bodemconcentraties in verband met ecologische risico's, waaronder natuurwaarden, op basis van directe en indirecte effecten van bodemverontreiniging:

- Directe effecten op micro-organismen, bodemprocessen (life-support functies), bodemdieren en planten op basis van NOEC laboratoriumdata en veldgegevens (Par. 3.2).
- Indirecte effecten bij hogere trofische niveaus, via doorvergiftiging naar vogels en zoogdieren (doelsoorten en sleutelsoorten), waarbij onderscheid is gemaakt (en nadere analyses zijn verricht) met betrekking tot vermivoren (wormeneters), herbivoren (planteneters) en omnivoren (alleseters) (Par. 3.3).

3.2 Kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op micro-organismen, bodemprocessen en planten

Voor de berekening van kritische bodemconcentraties op basis van effecten op bodemprocessen en bodemmicrofauna is gekeken naar zowel laboratoriumgegevens als velddata. Velddata van actuele risico's, die gerelateerd zijn aan een specifieke gebiedssituatie zijn door de complexiteit in het veld en de beperkte gegevensbeschikbaarheid slechts beperkt toepasbaar voor de afleiding van kritische bodemconcentraties, laat staan voor het afleiden van die concentraties in afhankelijkheid van bodemeigenschappen. In het nu volgende wordt daarom uitsluitend ingegaan op het gebruik van laboratoriumgegevens. In Annex 8 worden ter informatie resultaten van veldgegevens getoond.

Eerst wordt ingegaan op de standaardmethodiek voor het berekenen van de kritische bodemconcentraties op basis van NOEC data voor de vaste fase (3.2.1). In deze methode wordt geen rekening gehouden met effecten van bodemeigenschappen op de kritische bodemconcentraties. Vervolgens wordt een methode beschreven waarmee kritische bodemconcentraties kunnen worden afgeleid in afhankelijkheid van bodemeigenschappen (3.2.2). Uitgangspunt bij deze benadering is dat de toxiciteit van metalen samenhangt met de activiteit in het bodemvocht.

3.2.1 Berekeningsmethode en voorbeeldresultaten zonder rekening te houden met effecten van bodemeigenschappen

De ecologische onderbouwing van streefwaarden voor bodemkwaliteit en de interventiewaarden voor ernstige bodemverontreiniging zijn voornamelijk gebaseerd op ecotoxicologische gegevens uit laboratoriumtesten. Deze effectgegevens (veelal No Observed Effect Concentrations of NOECs) hebben betrekking op micro-organismen, ongewervelde bodemdieren en planten, en bodemprocessen (bodemademhaling, enzymactiviteit, e.d.), zelden op hogere gewervelde dieren¹. De meest gebruikte toets-organismen zijn soorten die onder laboratoriumomstandigheden makkelijk zijn te houden, maar zijn niet altijd representatief voor de gehele levensgemeenschap. Bij minimaal vier NOECs voor taxonomisch verschillende groepen wordt van de gegevens

¹ Voor soorten hoger in het voedselweb (vanwege het evolutionair hogere ontwikkelingsplan ook wel "hogere fauna" genoemd) wordt op andere wijze het ecologisch risico worden geschat, namelijk vooral op basis van het risico op doorvergiftiging via voedselketens. Daarover elders in dit rapport meer.

een frequentieverdeling geëxtrapoleerd, die veelal wordt aangeduid als de *species sensitivity distribution* (SSD), waarmee de theoretische verdeling van gevoeligheid voor de gehele (denkbeeldige) levensgemeenschap van soorten wordt beschreven (Aldenberg & Slob, 1991). Uit deze SSD kan direct een bodemconcentratie als risicogrens worden afgeleid voor een arbitrair gekozen deel van de levensgemeenschap dat niet mag worden blootgesteld aan een concentratie boven de effectgrens. Zo wordt de streefwaarde in principe afgeleid van een maximaal toelaatbaar risico (MTR) van 5% van deze levensgemeenschap (de zgn. ('*hazardous concentration*' HC5), de interventiewaarde gesteld op de helft van de levensgemeenschap (HC50) (Wet Bodembescherming, (Circulaire, 2000). De *hazardous concentration* is

$$\log HC_p = \mu - \frac{1}{\beta} \ln \left(\frac{100 - p}{p} \right) \quad (3.1)$$

met:

- HC_p = Risicowaarde (Hazardous Concentration) voor p% van de soorten
- p = Percentage onbeschermde of potentieel aangetaste soorten bij een gegeven logaritmische gehalte van een bepaalde stof.
- μ = Halfwaarde van de log-logistische verdeling (waarde waarbij p=50%).
- B = Schaalparameter, die de vorm van de log-logistische verdeling bepaalt.

Zoals hierboven genoemd worden binnen het bestaande preventieve normstellings- kader (integrale normstelling stoffen) en het curatieve normstellingskader (Interventiewaarden) de HC₅ en HC₅₀ gebruikt als maximaal toelaatbaar risico en als interventie criterium. Verder wordt voor metalen op dit moment een achtergrondconcentratie + HC₅/100 gebruikt als streefwaarde en daarmee tevens als terugsaneerwaarde tot multifunctionaliteit.

In omgekeerde zin wordt de cumulatieve log-logistische verdelingscurve van beschikbare NOEC-data gebruikt om voor een gegeven concentratie te berekenen welk deel van de levensgemeenschap wordt blootgesteld boven de effectdrempel. Dit deel wordt ook wel aangeduid met 'potentieel aangetaste fractie' (PAF). In de locatie-specifieke/gebiedsgerichte risicoboordeling worden echter geen totaalgehalten gebruikt voor de bodemconcentratie, maar wordt de PAF berekend op basis van een schatting van de beschikbare concentratie. Daartoe worden locatie-specifieke waarden van essentiële bodemeigenschappen zoals pH, OS en lutumfractie gebruikt (zie paragraaf 3.2.2). Toegepast op metalen wordt dit:

$$PAF = \frac{100}{1 + e^{-1/\beta \cdot (\log(Me_{re}) - \mu)}} \quad (3.2)$$

met:

- Me_{re} = reactief metaalgehalte in de bodem (mol.kg⁻¹)

De PAF-benadering heeft het voordeel dat met een relatief geringe inspanning een indicatie kan worden verkregen van de risico's voor het ecosysteem zonder dat specifieke ecologische kennis vereist is. Een ander voordeel is dat in principe ook voor een combinatie van stoffen een waarde voor de totale toxische druk kan worden afgeleid, de zogenaamde combi-PAF (Bakker & van de Meent, 1997).

In aansluiting op beschikbare data, zoals gecompileerd in Crommentuijn et al (1997) is ter illustratie de PAF methode toegepast op recent beschikbare data uit de literatuur, afkomstig van Schütze and Throl (2000). Waar mogelijk zijn de NOEC data verdeeld in effecten voor planten, micro-organismen en bodemorganismen/ bodemprocessen. De Tabellen 3.1 en 3.2 geven resultaten van fits voor de PAF op basis van NOEC data sets voor lood en cadmium. Uit de resultaten blijkt dat er een redelijke grote verschillen zijn tussen de resultaten van vanuit de verschillende datasets, hoewel de orde van grootte van de HC₅, HC₂₀ en HC₅₀ waarde goed

overeenkomt. Wanneer de HC5 waarde wordt genomen van de meest gevoelige receptor, dan variëren de waarden van 0,78-2,0 voor Cd en van 8,3-54 voor Pb. De waarden zoals gebruikt in Nederland lijken relatief streng voor Cd en relatief soepel voor Pb.

Tabel 3.1

Geschatte parameter waarden en resulterende kritische waarden voor reactieve metaal concentraties in de bodem bij verschillende beschermingspercentages, gebaseerd op een compilatie van NOEC data voor microbiële processen en verschillende terrestrische taxonomische groepen (data uit Crommentuijn et al., 1997).

Metaal	Beschermdoel	N	μ	$\square$	HC ₅ (mg·kg ⁻¹)		
					p = 5%	p = 20%	p = 50%
Cd	Microbiële processen	72	2,0	0,35	9,3	33	100
	Terrestrische soorten	13	1,1	0,41	0,78¹	3,4	13
Pb	Microbiële processen	39	2,7	0,33	54¹	175	501
	Terrestrische soorten	13	2,7	0,30	66	192	501

¹ Deze waarden zijn vrijwel gelijk aan de 'officiële' MTR waarden. Bij die afleiding zijn echter achtergrond metaalconcentraties meegenomen.

Tabel 3.2

Geschatte parameter waarden en resulterende kritische waarden voor reactieve metaal concentraties in de bodem bij verschillende beschermingspercentages, gebaseerd op een compilatie van NOEC data voor microbiële processen, planten en invertebraten (naar De Vries et al., 2002) op van basis data uit (Schütze & Throl, 2000)

Metaal	Beschermdoel	N	μ	$\square$	R ² _{adj}	HC ₅ (mg·kg ⁻¹)		
						p = 5%	p = 20%	p = 50%
Cd	Microbiële processen	54	1,599	0,400	98	2,6	11	40
	Planten	36	1,287	0,333	97	2,0	6,7	19
	Invertebraten	30	1,822	0,355	93	6,0	21	66
	Alles	120	1,561	0,370	98	3,0	11	36
Pb	Microbiële processen	31	2,932	0,381	90	65	254	855
	Planten	20	2,191	0,433	87	8,3	39	155
	Invertebraten	10	2,941	0,481	87	34	188	873
	Alles	61	2,691	0,436	94	26	122	491

3.2.2 Berekeningsmethode en voorbeeldresultaten in afhankelijkheid van bodemeigenschappen

Algemene aanpak

Een punt van kritiek is dat de Wbb normstelling op basis van PAF uitgaat van totaalgehalten in standaardbodem (25% klei en 10% organische stof) (Circulaire, 2000). Geen correctie vindt plaats voor de zuurgraad van de bodem, hoewel die parameter wel van grote invloed is op de beschikbaarheid van metalen. Voor locatie-specifieke risicobeoordelingen is juist de pH van belang, aangezien deze bodemfactor sterk wordt beïnvloed door natuurgerichte veranderingen in bodemgebruik. Om dit probleem te omzeilen is het ook mogelijk om de risico's te beoordelen op basis van de actueel beschikbare vrije metaalion-concentraties in het bodemvocht. Dit dekt grotendeels de opname in planten en weekhuidige bodemfauna, zoals regenwormen. Dit kan gebeuren op basis van berekeningen.

NOEC's voor terrestrische (bodem)organismen bij blootstelling aan bodemvocht zijn niet of nauwelijks bekend. Alleen voor regenwormen zijn data voor metaaltoxiciteit in water bekend (Ma, 1983). Een methode is het berekenen van kritische NOEC's voor terrestrische (bodem)organismen bij blootstelling aan bodemvocht op basis van NOEC data voor de vaste fase en gegevens van bodemeigenschappen (klei, organische stof en pH) die de beschikbaarheid van metalen in oplossing bepalen. Dit kan alleen op basis van experimenten waarin naast de NOEC data voor de vaste fase tevens de bodemeigenschappen zijn gegeven. Tevens is dit alleen nuttig voor organismen waarvan het zeer waarschijnlijk tot zeker is dat het effect via het bodemvocht verloopt. Dat geldt in elk geval voor planten en micro-organismen en waarschijnlijk voor veel bodemdieren. Wanneer er

vanuit gegaan wordt dat de concentratie of activiteit van het metaalion in oplossing bepalend is voor de toxiciteit, kan voor verschillende standaardcondities van pH, organische stof en lutumgehalte het bijbehorende gehalte in de vaste fase berekend worden. Een dergelijke exercitie is uitgevoerd met de beschikbare data in de literatuur afkomstig van OECD Risk Assessment studies (De Vries et al., 2007a), gebruik makend van een methode uit Lofts et al. (2004).

Berekeningsmethode

Voor het optreden van ecotoxicologische effecten van metalen wordt de vrije metaalactiviteit het meest bepalend geacht. De vertaalfuncties dienen dan ook de relatie tussen reactief metaal (de toegediende hoeveelheid metaal in het experiment waarvan kan worden aangenomen dat die reactief is) en de vrije metaalactiviteit te geven in afhankelijkheid van bodemeigenschappen. De transferfunctie die gebruikt is om vanuit het reactieve metaalgehalte (zoals bepaald in de NOEC) de vrije metaalactiviteit in oplossing te bepalen is (Lofts et al., 2004):

$$\log[M]_{\text{vrij}} = a + b \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + c \cdot \log \text{OM} + d \cdot \log M_{\text{re}} \quad (3.3)$$

waar:

- $[M]_{\text{vrij}}$ = de vrije metaal ion activiteit in oplossing (mol.l⁻¹)
- $[M]_{\text{re}}$ = de reactieve metaal concentratie in de vaste fase (mol.kg⁻¹)
- pH_{bv} = pH in bodemvocht

De vertaalfunctie gebruikt in deze studie is gebaseerd op datasets met bodemonsters waarin de variatie in organische stofgehalten zeer groot is (<1% tot >90%). Geschatte waarden voor de parameters in vergelijking (3.3) zijn gegeven in Tabel 3.3. Meer informatie is gegeven in Lofts et al. (2004).

Tabel 3.3

Waarden voor regressie coëfficiënten a-d voor de relatie tussen vrije metaalactiviteit en reactief metaal gehalte (Vergl. 3.3) voor Cd, Pb, Cu en Zn en de statistische maten R² and se(Y) gebaseerd op resultaten van studies in Nederland, UK en Canada. Waarden tussen haakjes zijn de standaard deviaties voor de coëfficiënten.

Metal	a	b	c	d	R ²	se(Y)
		pH _{ss}	[OM]	log [M] _{re}		
Cd	-0.14 (0.65)	-0.53 (0.031)	-0.60 (0.076)	0.60 (0.062)	0.62	0.53
Pb	4.33 (0.49)	-1.02 (0.032)	-0.69 (0.074)	1.05 (0.056)	0.85	0.60
Cu	4.99 (0.63)	-1.26 (0.035)	-0.63 (0.090)	0.93 (0.091)	0.90	0.61
Zn	0.55 (0.62)	-0.45 (0.027)	-0.61 (0.077)	0.57 (0.071)	0.62	0.46

De gebruikte benadering is gebaseerd op de theorie dat kationen in oplossing bescherming geven tegen de toxische werking van het vrije metaal ion volgens Lofts et al. (2004):

$$\log[M]_{\text{vrij,toxisch}} = \alpha \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + \sum \beta_i \cdot \log C_i + \gamma \quad (3.4)$$

met $[M]_{\text{vrij,toxisch}}$ is de concentratie van het vrije metaalion op zijn toxische eindpunt, C_i is the concentratie van een 'beschermend' kation en α , β_i en γ zijn empirische coëfficiënten. Aangezien de concentraties van 'beschermende' kationen, zoals Ca²⁺ en Mg²⁺ variëren met de pH_{bv}, is vergelijking 3.4 versimpeld tot:

$$\log[M]_{\text{vrij,toxisch}} = \alpha \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + \gamma \quad (3.5)$$

Combinatie van vergelijking (3.3) en (3.5) levert:

$$\log[M]_{\text{vrij,toxisch}} = a + b \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + c \cdot \log \text{OM} + d \cdot \log M_{\text{re,toxisch}} = \alpha \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + \gamma \quad (3.6)$$

Her-rangschikking levert:

$$\log[M]_{\text{vrij,toxisch}} = (\gamma - a)/d + ((\alpha - b)/d) \cdot \text{pH}_{\text{bv}} - [c/d] \cdot \log \text{OM} \quad (3.7)$$

Let op dat de term c/d afgeleid is van vergelijking (3.3) en derhalve bekend is (zie Tabel 3.3). In de toxiciteits experimenten is de pH afgeleid middels chemische extractie (met H_2O , KCl of CaCl_2). Om op basis daarvan de pH in bodemvocht (pH_{bv}) te schatten zijn relaties gebruikt tussen pH waarden volgens die extractie methoden en de pH_{bv} (De Vries et al., 2005). Voor meer informatie over de afleidingsmethode wordt verwezen naar Lofts et al. (2004).

Gebruikte data

Data sets met NOEC en EC_{10} bodemgegevens en bodemeigenschappen (organische stof gehalten en pH) zijn gebruikt om NOEC data voor bodemvocht af te leiden Conform de procedures in de EU Risk Assessments, is EC_{10} vergelijkbaar aan NOEC gesteld. NOECs en EC_{10} waarden zijn gebruikt voor organismen die verschillende en significante ecologische functies in het ecosysteem vertegenwoordigen, waaronder: (i) micro-organismen en door die organismen bepaalde bodem processen (bijv. enzymatische activiteit), (ii) invertebraten (wormen en geleedpotigen) en (iii) planten. Data voor invertebraten zijn beperkt tot zachtbuidigen waarvan de metaalblootstelling voornamelijk verloopt via het bodemvocht.

Ten einde een zo groot mogelijke consistentie te verkrijgen met de kritische bodemgehalten die zijn afgeleid onder parallelle "European Union Risk Assessment Reports (EU-RAR)" voor bodem en water, zijn de databases gebruikt die ook voor die rapporten zijn gebruikt (EU-RAR, 2008a, b, c, d). De enige aanpassing van de databases was het verwijderen van NOEC data waarvoor niet het organische stofgehalte was gegeven. In de procedure zijn niet de aanwezige metaal concentraties in de bodem meegenomen maar alleen het toegevoegde metaal (de zgn. "added risk approach"). De ecotoxicologische datasets die gebruikt zijn om kritische metaalgehalten voor Cd, Pb Cu en Zn af te leiden als een functie van organische stof gehalte en pH zijn samengevat in Tabel 3.4.

Tabel 3.4

Overzicht van de aantallen monsters in de gebruikte ecotoxicologische datasets voor cadmium en lood, koper en zink (bron: Lofts et al., 2004).

	Cadmium	Lood	Koper	Zink
Planten	26	5	11	9
Invertebraten	13	8	43	55
Microbiële processen	18	35	33	21
Total	57	48	87	85

Resultaten

Uit de studie zijn de volgende relaties afgeleid tussen de kritische reactieve metaal concentraties en het organische stof gehalte van de bodem en de pH in het bodemvocht (met de reactieve metaal concentraties in mol.g^{-1} ; (De Vries et al., 2007a):

$$\log [\text{Cd}]_{\text{re(crit)}} = 0.33 \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + 1.00 \cdot \log [\text{OM}] - 10.32 \quad (3.8)$$

$$\log [\text{Pb}]_{\text{re(crit)}} = 0.11 \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + 0.66 \cdot \log [\text{OM}] - 7.74 \quad (3.9)$$

$$\log [\text{Cu}]_{\text{re(crit)}} = 0.02 \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + 0.68 \cdot \log [\text{OM}] - 7.54 \quad (3.10)$$

$$\log [\text{Zn}]_{\text{re(crit)}} = 0.14 \cdot \text{pH}_{\text{bv}} + 1.07 \cdot \log [\text{OM}] - 8.56 \quad (3.11)$$

De waarde voor de afhankelijkheid van de kritische reactieve metaal concentraties op bodem organische stof, [OM], volgt direct uit de resultaten van regressiecoëfficiënten c en d in de relatie tussen het vrije metaal ion en de reactieve metaal concentratie (zie vergelijking 3.3 en de resultaten voor c en d in Tabel 3.3). Het effect van organische stof op de kritische reactieve metaal concentraties is het grootst voor Cd en Zn en het laagst voor Cu en Pb, terwijl het omgekeerde geldt voor de pH effecten. Omgekeerd geldt dat de invloed van organische stof op de partitie tussen het vrije metaal ion en de reactieve metaal concentratie het grootst is voor Cu en Pb en het laagst voor Cd en Zn, terwijl pH invloeden het grootst zijn voor Cd en Zn en het laagst voor Cu en Pb (zie Tabel 3.3).

Om de effecten van pH en organische stofgehalte op de kritische reactieve metaal concentraties te illustreren zijn de verschillende functies (Vergelijking 3.8-3.11) gebruikt om normen voor de vaste fase te berekenen in afhankelijkheid van de grondsoort. Eerst werd op basis van de genoemde vergelijkingen het bijbehorende reactieve gehalte bepaald. Omdat de aldus berekende gehalten echter slaan op het reactieve metaalgehalte in de bodem is een tweede stap nodig om van reactief gehalte naar totaalgehalte (reactief en inert metaal). Dit is berekend op basis van de in hoofdstuk 4 gepresenteerde aanpak voor de verspreidingsrisico's. De berekende gehalten (reactief en totaal) zijn in Tabel 3.5 weergegeven. Daarbij is onderscheid gemaakt in een zand, klei en veengrond en de standaardbodem, zoals die gedefinieerd is voor de normalisering van bodems t.b.v. vergelijking met streef- en interventiewaarden:

- Een humusarme **zand**grond met een organische stofgehalte van 3%, een klei gehalte van 3% en een pH van 5,5.
- Een **klei**grond met een organische stofgehalte van 3%, een klei gehalte van 25% en een pH van 6,5.
- Een **veengrond** met een organische stofgehalte van 30%, een klei gehalte van 15% en een pH van 6,0.
- Voor **totaal** een standaardgrond met een organische stofgehalte van 10%, een klei-gehalte van 25% en een pH van 6,0 (pH hoort niet bij standaardbodem maar is in dit kader als standaard pH bijgevoegd)

Tabel 3.5

Overzicht van berekende kritische waarden voor bodemleven, uitgedrukt voor de vaste fase op basis van geschatte waarden voor organische stof en pH zoals hierboven.

Metaal	Reactief gehalte (mg·kg ⁻¹)				Totaal gehalte (mg·kg ⁻¹)			
	zand	klei	veen	standaard	zand	klei	veen	standaard
Cd	1.1	2.3	16	5.2	1.3	2.9	15	6.1
Pb	38	51	191	98	48	82	241	145
Cu	7.3	13	43	26	12	29	71	51
Zn	17	45	123	75	42	157	226	202

Deze resultaten voor de standaardbodem liggen beduidend hoger dan de streefwaarden en veelal dichter bij de interventiewaarden (zie Annex 10). Voor zandgronden is de waarde echter vergelijkbaar met de streefwaarden voor deze gronden, zoals berekend met de bekende bodemtypecorrectie (zie Annex 10).

3.3 Kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op hogere fauna

3.3.1 Doorerekende doelsoorten en sleutelsoorten

Het risico van doorvergiftiging naar de hogere fauna is niet meegenomen bij de afleiding van streefwaarden en veelal ook niet bij interventiewaarden. Bij de afleiding van kritische bodemconcentraties voor natuur is het echter wel heel nuttig om doorvergiftiging naar de hogere fauna, zoals vogels en zoogdieren, mee te nemen. Een overzicht van relevante soorten is gegeven in het onderstaande. De berekening van kritische bodemconcentraties in dit hoofdstuk is vooral gebaseerd aan modellen zoals gepresenteerd in (Ma et al., 2005).

Soortskeuze

De soortskeuze voor natuur kan vanuit verschillende invalshoeken worden gezien. Vanuit het natuurbeleid gezien zijn soorten van belang vanwege hun internationale betekenis, afnemende trend of zeldzaamheid. In dat kader is een doelsoort gedefinieerd als een soort die voldoet aan tenminste twee van de drie ITZ-criteria, waarvan I staat voor internationale betekenis, T voor dalende trend in Nederland en Z voor de zeldzaamheid in Nederland (Bal et al., 2001). Hiertoe horen vogels en zoogdieren die voorkomen in terrestrische habitattypen, zoals 1. Rietland en ruigte, 2. Bloemrijk grasland, 3. Vochtig schraal grasland, 4. Bosgemeenschap van arme zandgrond en 5. Bosgemeenschap van bron en beek, zoals beschreven in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001). Om de kwetsbaarheid van soorten of soortgroepen aan te geven zijn er de zogenaamde Rode Lijsten. Deze zijn opgesteld door natuurbeschermingsorganisaties en worden door de overheid meegenomen in haar natuurbeleid. Een voorbeeld is de Rode Lijst van zoogdiersoorten die kwetsbaar zijn ten aanzien van hun voortbestaan in Nederland (Hollander & van der Reest, 1994).

Naast doelsoorten en Rode Lijstsoorten die specifiek van belang zijn voor het natuurbeleid zijn er de algemeen voorkomende soorten. Ecotoxicologisch gezien zijn alle soorten van belang die kunnen fungeren als een indicator van het ecologisch effect van verontreiniging in een gebied. Hiervan zijn met name de sleutelsoorten van groot belang voor de natuur. Voorbeelden van soorten die voor het natuurbeleid triviaal zijn, maar die niettemin wel voldoen aan het criterium van ecologische receptor, zijn de grote herbivoren, zoals herten, paarden en runderen, maar ook de groep van de bodembewonende kleine zoogdieren, zoals herbivore woelmuizen en insectivore (m.n. wormenetende) spitsmuizen (indicatorsoorten). Herbivore soorten zijn van groot belang voor natuurontwikkeling vanwege de bijdrage van begrazing aan de vorming van een gevarieerd natuurlijk landschap. Het risico van toxische effecten op grote grazers kan een belemmering betekenen voor de inzetbaarheid van extensieve begrazing als beheersinstrument bij natuurontwikkeling (Ma et al., 2001). Soorten zoals regenwormen vervullen bijvoorbeeld een sleutelfunctie bij het goed functioneren van het bodemecosysteem. Bovengronds hebben bevers, bijvoorbeeld, eveneens een grote vormende en regulerende impact op het ecosysteem. Bij sleutelsoorten is dus niet zozeer de zeldzaamheid van de soort het criterium, als wel de ecologische functionaliteit ervan.

Niet alle soorten zijn even geschikt voor de ontwikkeling van kritische bodemconcentraties. De hoogte van de positie in de voedselketen is van invloed op de onzekerheid in de terugvertaling van effecten naar een bepaalde bodemverontreiniging. Hoe hoger de trofische positie, des te meer onzekerheid. Er ontstaat een stapeling van onzekerheden naarmate het aantal tussenschakels toeneemt. Maar ook het leefareaal van de soort heeft de neiging om sterk toe te nemen, zoals roofvogels of grotere zoogdieren die een areaal van meerdere vierkante kilometers kunnen bezitten.

Een overzicht van relevante doel- en indicatorsoorten is gegeven in Tabel 3.6. De indeling van soorten op basis van voedselkeuze is gebaseerd op de indeling die is gebruikt in de kwetsbaarheidsanalyse (De Lange et al., 2006; Faber et al., 2003a; Faber et al., 2003b). In de tabel is tevens aangegeven wat de belangrijkste voedselbronnen voor deze soorten zijn (van der Pol, pers. comm.) De tabel is nog gebaseerd op het oude handboek natuurdoeltypen. Volgens de nieuwe indeling van het handboek natuurdoeltypen zijn er nog veel meer doelsoorten. De 'nieuwe' zoogdier-doelsoorten (tussen haakjes het meest waarschijnlijke voedsel; niet gebaseerd op onderzoek) zijn bever (plantaardig), hamster (plantaardig), damhert (plantaardig), otter (vooral vertebraten), grote bosmuis (plantaardig en insecten), eekhoorn (plantaardig, insecten en paddenstoelen), dwergmuis (insecten en plantaardig), hazelmuis (insecten en plantaardig m.n. noten), veldspitsmuis (insecten, wormen, slakken) en eikelmuis (omnivoor).

Tabel 3.6

Overzicht van relevante doelsoorten en indicator (sleutel) soorten in samenhang met de voedselcategorie waartoe zij behoren (De Lange et al., 2006; Faber et al., 2003a; Faber et al., 2003b). De doorgerekenende soorten in deze studie voor de afleiding van kritische metaalconcentraties zijn vet gezet.

Voedsel categorie	Zoogdieren	Vogels
Voedselspecialisten		
Plant aardig	<i>rund</i>	Patrijs, Grauwe Gans,
Insecten		Paapje ^{*13} , Hop ^{*15} , Draaihals ^{*18} , Grote Karekiet,
Wormen		
Vertebraten		Rode Wouw, Kerkuil, Blauwe Kiekendief, Grauwe Kiekendief, Velduil, Dwergstern ^{*14} , IJsvogel ^{*14} , Visdief ^{*14} ,
Voedselgeneralisten		
Insecten + Plant aardig	Noordse Woelmuis ^{*2} ,	Ortolaan ^{*1} , Korhoen ^{*7} , Kempphaan ^{*1} , Grauwe Gors ^{*9} , Geelgors ^{*11} , Rietzanger ^{*1} , Roodborsttapuit ^{*16} , Tapuit ^{*17} , Blauwborst ^{*20} , Kwartelkoning ^{*21} , Duinpieper ^{*23} , Klapkester ^{*19} , Roodkopklauwier ^{*19} , Grauwe Klauwier ^{*19} ,
Insecten + vertebraten		
Wormen/Insecten		Grutto ^{*22} ,
Wormen/Insecten + Plant aardig		
Wormen/Insecten + Vertebraten	Waterspitsmuis ^{*3}	Steenuil ^{*5} , Torenvalk ^{*6} ,
Vertebraten + plant aardig	Boommarter ^{*4}	
Alleseter	Das ^{*10}	

*1: 100% insecten tijdens het broedseizoen, 100% zaden buiten het broedseizoen; *2: 90% plant aardig en 10% insecten; *3: 75% wormen/insecten en 25% vertebraten; *4: 75% vertebraten en 25% vruchten; *5: 20% wormen, 20% insecten en 60% vertebraten; *6: 10% wormen, 10% insecten en 80% vertebraten; *7: 95% plant aardig en 5% insecten; *9: Voornamelijk zaden, ook insecten tijdens broedseizoen; *10: 25% plant aardig, 25% insecten, 25% wormen, 25% vertebraten; *11: 70% plant aardig en 30% insecten; *13: 100% insecten (soms bessen); *14: 100% vissen; *15: 100% insecten en larven; *16: insecten en bessen; *17: 100% insecten en spinnen en soms ook bessen; *18: 100% mieren; *19: 50% insecten en 50% vertebraten; *20: 100% insecten vanaf de grond en soms vruchten; *21: 50% insecten en 50% plant aardig; *22: 75% insecten/wormen en 25% plant aardig; *23: 100% insecten en soms zaden in de winter.

Geen gegevens beschikbaar met betrekking tot Eikelmuis, Kuifleeuwerik,

De resterende doelsoorten, Zwarte Stern, Snor, Raaf en Noordse Stern zijn niet eenduidig in te delen in bovenstaande klassen.

Verder zijn er nog veel meer 'nieuwe vogel-doelsoorten, maar ook daarvan zijn weinig tot geen gegevens paraat als het om hun voedselgebruik gaat (van der Pol, pers. comm.). Voor de toegepaste blootstellingsroutes zijn alleen voedselspecialisten (bovenste deel van de tabel) geschikte indicatorsoorten om op basis van kritische gehalten in organen of ADIs door te rekenen wat de bijbehorende kritische bodemgehalten zijn. Dat is omdat bij voedselspecialisme een eenvoudige terugrekening mogelijk is, wanneer althans de overdracht tussen bodem en voedsel bekend is. Daarbij zijn twee routes in het model bruikbaar:

1. Bodem → plant → doelsoort (vogel of zoogdier)
2. Bodem → regenworm → doelsoort (vogel of zoogdier)

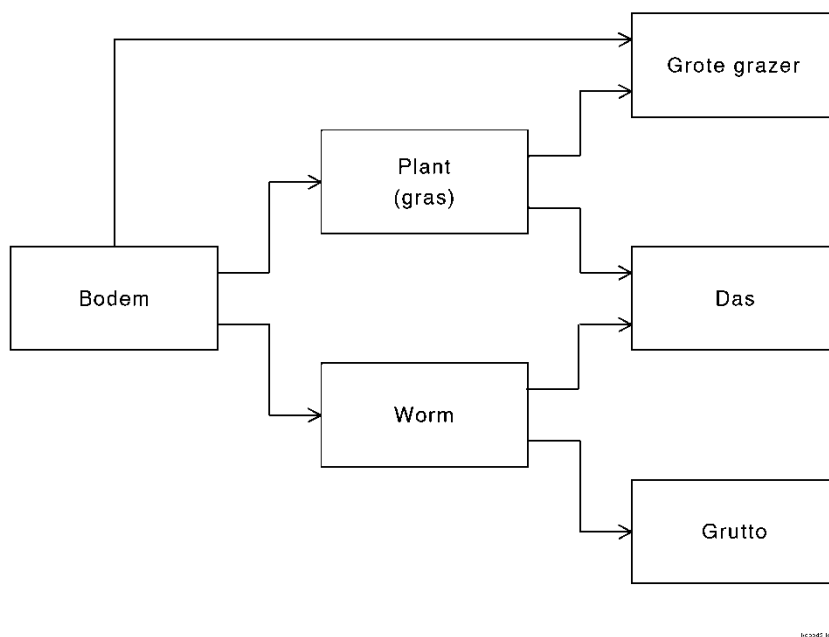
Wat de planteneters betreft is er in principe de mogelijkheid om schattingen te maken voor rund, patrijs en grauwe gans. Dit is echter beperkt gehouden tot rund als indicatorsoort (kenmerkend voor gebied), omdat daarvan kan worden verondersteld dat gras de belangrijkste voedselbron is, waarvoor ook overdrachtsrelaties bekend zijn (zie Hoofdstuk 2), terwijl van de andere typen herbivoren niet duidelijk is wat de overdracht is vanuit de bodem naar het betreffende plant aardige voedsel.

Ten aanzien van de algemeen voorkomende bodembewonende kleine zoogdieren kan worden gesteld dat vooral de vermivore soorten zeer geschikt zijn voor gebruik als ecotoxicologische indicatorsoorten in terrestrische ecosystemen (Ma, 1994; Ma & Talmage, 2001). Vermivore soorten worden namelijk veel sterker belast in verontreinigde terreinen dan de herbivore of omnivore groepen en lopen dus meer risico (Ma, 1994; Ma & Talmage, 2001). Bovendien zijn overdrachtsrelaties bekend tussen metalen in bodem en regenwormen

als functie van bodemeigenschappen. In de praktijk kunnen kleine zoogdieren dienen als *dummy* voor de inschatting van de potentiële effecten van verontreiniging op hogere doelsoorten.

Zoals uit de kwetsbaarheidsanalyse blijkt zijn er geen voedselspecialisten onder de doelsoorten die uitsluitend foerageren op wormen. Enkele van de voedselgeneralisten zouden door verwaarlozing van een deel van het dieet wel als zodanig opgevat kunnen worden, zodat de modelberekeningen voor méér soorten kunnen worden uitgevoerd. Dit betreffen grutto, das en steenuil. Hiervan zijn in deze studie das en grutto doorgerekend. De das is een typisch voorbeeld van een doelsoort die in verontreinigde gebieden daadwerkelijk blootgesteld wordt aan zware metalen via het foerageren op regenwormen (Ma & Broekhuizen, 1989).

In Figuur 3.1 is meer specifiek een systeem van indicator- en doelsoorten aangegeven dat ten behoeve van kritische bodemconcentraties is doorgerekend in relatie tot voedselkeuze.



Figuur 3.1

Soorten die zijn gebruikt voor de berekening van kritische bodemconcentraties op basis van ecotoxicologische risico's als gevolg van doorvergiftiging.

3.3.2 Berekeningsmethode en resultaten voor herbivoren.

Aanpak

Voor het afleiden van kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op grote grazers geldt dezelfde aanpak als die welke is gekozen bij landbouwhuisdieren (par. 2.2). Door Ma et al. (2001) is deze wijze van aanpak bijvoorbeeld toegepast voor de berekening van het risico van doorvergiftiging van zware metalen naar grote grazers (Schotse Hooglanders) bij begrazing in de verontreinigde Broekpolder. Door hen is gerekend met het risicoquotiënt R van stof I bij chronische blootstelling van de runderen. Als criterium voor de wijze van beoordeling van risico werd aangenomen dat er geen probleem is als de orale inname kleiner of gelijk is aan de kritische waarde. Dit komt volledig overeen met het terugrekenen van een kritische bodemconcentratie uit een norm voor het gehalte in een orgaan of uit een toelaatbare dagelijkse inname volgens de aanpak beschreven in hoofdstuk 2.2.

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor cadmium en lood.

Bij de berekeningen is door Ma et al. (2001) aangenomen dat toxiciteitsgegevens met betrekking tot landbouwhuisdieren direct extrapoleerbaar zijn naar de Schotse Hooglander. De risicoberekening blijft daardoor voor beide typen van runderen vergelijkbaar. Voor de koe wordt uitgegaan van een gemiddeld levend gewicht van 700 kg, een gemiddelde voedselopname van 16,9 kg d.s. per dag en een gemiddelde grondinname van 0,41 kg d.s./dag (met d.s. is droge stof). Voor de Schotse Hooglander gaan we uit van een lichaamsgewicht van gemiddeld 450 kg, een gemiddelde dagelijkse voedselopname van 10 kg d.s. en een grondinname naar rato van 0,32 kg d.s./dag. Het effect van het lagere gemiddelde gewicht en de lagere dagelijkse voedsel- en grondopname zullen elkaar min of meer compenseren. Daarom is voor grazende runderen op niet-landbouwgronden uitgegaan van dezelfde kritische metaalgehalten als voor beweide grasland (Tabel 2.14).

3.3.3 Berekeningsmethode en resultaten voor vermivoren

Aanpak

De grutto is gebruikt als voorbeeld van een typische vermivoor. In dit hoofdstuk wordt achtereenvolgens ingegaan op:

- Methodiek voor de berekening van kritische bodemconcentraties uit normen voor dierlijke organen en bodem-worm relaties.
- Aanwezige normen voor dierlijke organen en toelaatbare dagelijkse innames.
- Bodem-worm relaties zoals die zijn afgeleid voor verschillende zware metalen.
- Daadwerkelijk afgeleide kritische bodemconcentraties op basis van de gegeven methodiek.

Alle aspecten hebben betrekking op zware metalen.

Omrekenen van toelaatbare dagelijkse inname of van normen voor dierlijke organen naar kritische bodemconcentraties

Voor vermivore soorten wordt de concentratie in regenwormen genomen als het meest bepalende uitgangspunt voor de belasting van het voedsel. Wanneer er informatie is over de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) van metalen kan deze worden gebruikt om hiermee een relatie te leggen met het kritische metaalgehalte in de worm (het voer) volgens:

$$Me_{w(crit)} = TDI / I_w \quad (3.12)$$

met

$Me_{w(crit)}$ = Grenswaarde voor totale metaalconcentratie in worm ($mg \cdot kg^{-1}$)

TDI = Toelaatbare dagelijkse inname van metalen ($mg \cdot dag^{-1}$)

I_w = Inname van wormen via het voedsel ($kg \cdot dag^{-1}$)

Vergelijking (3.12) is gebaseerd op de veronderstelling dat de betreffende soort uitsluitend wormen eet.

Conform aan de bodem-plant relatie kan het metaalgehalte in de worm worden gerelateerd aan een combinatie van bodem eigenschappen en het metaalgehalte in de bodem volgens (naar Ma, 1983):

$$Me_{w(crit)} = K_{bw} \cdot Me_{b(crit)}^m \quad (3.13)$$

met

K_{bw} = overdrachtsconstante van bodem naar worm ($mg \cdot kg^{-1-n}$)

waarbij K_{bw} een waarde is die afhangt van de CEC, het gehalte aan organische stof, en de pH volgens (zie ook vergelijking 2.3):

$$\text{Log } K_{bw} = a_0 + a_1 \cdot \log(\text{CEC}) + a_2 \cdot \log(\text{OS}) + a_3 \cdot \text{pH} \quad (3.14)$$

waarbij de CEC (de kationenuitwisselingscapaciteit in $\text{mmol}_c \cdot 100\text{g}^{-1}$) berekend is volgens (Helling et al., 1964)

$$\text{CEC} = ((3.0 + 0.44 \cdot \text{pH}) \cdot \text{klei} + (5.1 \cdot \text{pH} - 5.9) \cdot \text{OS} / 2) / 10 \quad (3.15)$$

Uit een combinatie van vergelijking 3.12 en 3.13 kan op basis van een TDI een bodemnorm worden berekend volgens:

$$\text{Me}_{b(\text{crit})} = (\text{TDI} / I_w) / K_{bw})^{1/m} \quad (3.16)$$

Directe informatie over de toelaatbare dagelijkse inname aan metalen via wormen naar vermivoren is veelal niet aanwezig. Deze informatie kan echter wel worden afgeleid op basis van een eenvoudig model waarin de TDI wordt afgeleid uit het kritische metaalgehalte in een dierlijk orgaan van de vermivoor en de kritische tijdsduur waarin die grenswaarde wordt bereikt. Bij het effect van doorvergiftiging wordt dan verondersteld dat overschrijding van een interne grenswaarde voor of tijdens de reproductief actieve levensfase indicatief is voor effecten m.b.t. het aantal nakomelingen. Dat heeft een direct gevolg voor de levensvatbaarheid van de populatie. Van belang is te weten bij welke leeftijd deze grenswaarde, bijvoorbeeld in de nieren, wordt bereikt, en of dit vóór of tijdens de reproductieve levensfase zal optreden. Voor de grutto is voldoende kennis aanwezig om voor Cd de tijdsduur T tot het optreden van effecten te berekenen volgens de vergelijking (Ma et al., 2005):

$$\text{Me}_{\text{org,ve(crit)}} = \text{Me}_{w(\text{crit})} \cdot I_w \cdot f_{\text{ass,org}} \cdot T_{\text{dj}} \cdot T_{\text{crit}} / M_{\text{org}} \quad (3.17)$$

met

$\text{Me}_{\text{org, ve(crit)}}$	= grenswaarde voor metaalconcentratie in orgaan van de vermivoor in verband met orgaanschade ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
M_{org}	= de massa (het gewicht) van het (doel)orgaan (kg)
$f_{\text{ass,org}}$	= de assimilatiefractie van het opgenomen metaal naar het (doel)orgaan (-)
T_{dj}	= het aantal dagen per jaar dat de soort blootstaat aan met metalen vervuild voedsel ($\text{dag} \cdot \text{jr}^{-1}$)
T_{crit}	= de kritische periode (het reproductieve leven van het dier) waarbinnen de grenswaarde voor orgaanschade niet mag worden overschreden (jr)

Voor die desbetreffende periode kan dan ook een bioaccumulatiefactor worden berekend volgens:

$$\text{Me}_{w(\text{crit})} = \text{Me}_{\text{org,ve(crit)}} / \text{BAF}_{w,\text{ve}} \quad (3.18)$$

met

$\text{BAF}_{w,\text{ve}}$ = Bioaccumulatiefactor van worm naar vermivoor (-)

Waarbij de $\text{BAF}_{w,\text{ve}}$ te berekenen is uit vergelijking 3.17 als:

$$\text{BAF}_{w,\text{ve}} = I_w \cdot f_{\text{ass}} \cdot T_{\text{dj}} \cdot T_{\text{crit}} / M_{\text{org}} \quad (3.19)$$

Uit een combinatie van vergelijking (3.12), (3.17) en (3.18) is de TDI te berekenen als:

$$\text{TDI} = \frac{\text{Me}_{\text{org,ve(crit)}} \cdot M_{\text{org}}}{f_{\text{ass,org}} \cdot T_{\text{dj}} \cdot T_{\text{crit}}} \quad (3.20)$$

Voor de toepassing van deze benadering voor grutto wordt verwezen naar Klok en de Roos (1998) en Bosveld et al. (2000). Als criterium voor beoordeling geldt dat er geen probleem is indien T zodanig groot is dat de kritische grenswaarde tijdens het reproductieve leven van het dier niet wordt bereikt ($T > T_{krit}$).

De interne belasting van het (doel)orgaan Me_{org} in afhankelijkheid van de tijd kan ook worden beschreven op basis van de inname van wormen en de accumulatiekinetiek in het lichaam van het dier. Onder aanname van een constante opname en een eerste-orde eliminatie wordt de belasting van het (doel)orgaan berekend volgens (naar Ma & van der Voet, 1993):

$$Me_{org} = \left(\frac{I_w \cdot Me_w \cdot f_{ass,org}}{M_{org}} \right) \cdot \left(\frac{1 - \exp(-k_{el} \cdot t)}{k_{el}} \right) \quad (3.21)$$

waarin:

- Me_{org} = de geschatte concentratie in het (doel)orgaan ($mg \cdot kg^{-1}$)
- M_{org} = de massa (het gewicht) van het (doel)orgaan (kg)
- $f_{ass,org}$ = de assimilatiefractie van het opgenomen metaal naar het (doel)orgaan (-)
- k_{el} = de eliminatiesnelheidsconstante (dag^{-1}).

De dagelijkse inname van wormen is door Ma en van der Voet (1993) gegeven als:

$$I_w = k_{opn} \cdot M_{soort} \cdot f_w \quad (3.22)$$

waarin:

- k_{opn} = de snelheidsconstante voor de dagelijkse voedselopname, uitgedrukt als fractie van de lichaamsmassa (dag^{-1});
- M_{soort} = de gemiddelde lichaamsmassa van het dier (kg);
- f_w = de fractie regenwormen in het voedsel (-);

Normen voor dierlijke organen en toelaatbare dagelijkse innames

Het meest kritische orgaan voor interne blootstelling aan zware metalen zijn de nieren. Dit geldt zeker voor Cd, Pb en Hg, die niet metabolisch worden gereguleerd. Voor essentiële metalen als Cu en Zn en voor Ni, Cr en As is veel minder snel sprake van doorvergiftiging en is een kritisch gehalte in verband met effecten op de wormen zelf veel meer voor de hand liggend als kritische waarde voor bodemkwaliteit. Er is voor deze metalen echter weinig bekend als het gaat om een kritisch gehalte in de worm zelf in verband met ecotoxicologische effecten. In deze studie is de berekening van bodemnormen in relatie tot effecten via wormen dan ook beperkt gehouden tot Cd en Pb, in verband met de beschikbare informatie.

De kritische grenswaarde van Me_{targ} voor Cd in de nieren van vertebraten, uitgedrukt per kg droge stof, varieert tussen 100-350 $mg \cdot kg^{-1}$ (Cooke & Johnson, 1996; Nicholson et al., 1983; Pascoe et al., 1996). In onze studie is gerekend met een kritische waarde van 200 $mg \cdot kg^{-1}$. Voor Pb kan volgens Ma (1996) een kritische grenswaarde in de nieren van 90 $mg \cdot kg^{-1}$ worden aanbevolen als indicatie is voor doorvergiftiging in zoogdieren. Deze waarde is dan ook gebruikt.

Met behulp van vergelijking (3.21) kan een schatting worden gemaakt van de toelaatbare dagelijkse inname op basis van het orgaangewicht van de wormeter, M_{org} , de assimilatiefractie van het opgenomen metaal naar het (doel)orgaan, $f_{ass,org}$, het aantal dagen per jaar dat de soort blootstaat aan gecontamineerd voedsel, T_{dj} en de kritische periode waarbinnen de grenswaarde voor orgaanschade niet mag worden overschreden T_{crit} . Schattingen hiervan zijn gegeven in Tabel 3.7 voor de, bosspitsmuis, grutto en das.

Tabel 3.7

Berekende toelaatbare dagelijkse inname van grutto en das op basis van het orgaangewicht van de wormeter (nietgewicht in droge stof), M_{org} , de assimilatiefractie van het opgenomen metaal naar het (doel)orgaan, $f_{ass,org}$, het aantal dagen per jaar dat de soort blootstaat aan met metalen vervuild voedsel, T_{dj} en de kritische periode waarbinnen de grenswaarde voor orgaanschade niet mag worden overschreden T_{crit} .

Diersoort	$Me_{org,ve(crit)}$ (mg·kg ⁻¹)		M_{org} (kg)	$f_{ass,org}$ (-)		T_{dj} (dag·jr ⁻¹)	T_{crit} (jr)	TDI (mg·dag ⁻¹)	
	Cd	Pb		Cd	Pb			Cd	Pb
Grutto ¹	200 ³	90 ⁴	3.85.10 ⁻³	5.10 ⁻³	1.5.10 ⁻⁴	122	5	0.253	0.114
Das ²	200 ³	90 ⁴	65.10 ⁻³	5.10 ⁻³	1.5.10 ⁻⁴	365	4	1.781	0.801

¹ Met uitzondering van het kritische Cd en Pb gehalte in de nier van de grutto, $[Me]_{org,ve(crit)}$, zijn alle data gebaseerd op Bosveld et al. (2000).

² Met uitzondering van het kritische Cd en Pb gehalte in de nier van de das zijn alle data gebaseerd op Klok et al. (1998).

³ Het kritische Cd gehalte in de nier varieert van 100-350 mg.kg⁻¹ (Cooke & Johnson, 1996; Nicholson et al., 1983; Pascoe et al., 1996). In deze studie is een waarde van 200 mg.kg⁻¹ gebruikt.

⁴ Het kritische Pb gehalte in de nier is gebaseerd op Ma (1996)

Waarden zijn gebaseerd op Bosveld et al. (2000) voor de grutto en Klok et al. (1998) voor de das. Feitelijk is de das een omnivoor (zie hoofdstuk 3.3.4), maar wormen vormen een zeer wezenlijk bestanddeel van zijn voedselpakket en daarom zijn de data daarvoor hier gegeven. In de tabel is tevens de inname van wormen gegeven die essentieel is voor de berekening van de kritische bodemwaarde (zie bv vergelijking 3.16).

Bodem-worm overdrachtsrelaties

Door Ma (1983) is een overzicht gegeven waarin de opname van Cd, Pb, Cu en Zn door regenwormen wordt gerelateerd aan de bodemeigenschappen pH, OS en CEC. Hierbij is een model gebruikt waarin de natuurlijke logaritme van het metaalgehalte in de worm is gerelateerd aan de natuurlijke logaritme van het metaalgehalte in de bodem en de genoemde bodemeigenschappen (zie ook Annex 9). De regressie vergelijkingen zijn gebaseerd op de opname uit een 6-tal gronden met een aantal niveaus van metaalverontreiniging. In het kader van deze studie is een nieuwe analyse uitgevoerd op de data met gebruik van een log-transformatie naar analogie van de bodem-plant relatie, volgens:

$$\log(Me_w) = a_0 + a_1 \cdot \log(CEC) + a_2 \cdot pH + n \cdot \log(Me_b) \quad (3.23)$$

waarin:

Me_w = totale metaalconcentratie in de regenworm (mg·kg⁻¹)
 Me_b = totale metaalconcentratie in bodem (grond) (mg·kg⁻¹)
 CEC = de kationenuitwisselingscapaciteit (mmol_c·100g⁻¹).

De resultaten van de analyse zijn weergegeven in Tabel 3.8, waarbij het organische stof gehalte wel en niet is meegenomen in de vergelijking. Uit Tabel 3.8 blijkt dat voor Cu, Pb en Cd een redelijk tot goed werkend verband gevonden wordt, ook als het organische stofgehalte niet wordt meegenomen. Ondanks de wat lager waarde van R², is laatstgenoemde vergelijking gebruikt bij de afleiding van kritische gehalten in de bodem om ongewenste effecten van een verhoogd organische stofgehalte op de uitkomsten te voorkomen. Uit de resultaten blijkt ook dat het metaalgehalte in de worm redelijk tot goed kan worden beschreven op basis van het metaal gehalte in de bodem, de pH en de CEC.

Tabel 3.8

Overzicht van parameters in de transferfunctie voor metaalaccumulatie in regenwormen (*Aporrectodea caliginosa*) (Resultaten op basis van data van Ma, 1983 en een verontreinigde plot in Budel).

Metaal	Parameters				
	a_0 -	a_1 (CEC) mmol $\cdot$ 100 gr $^{-1}$	a_3 (pH) -	n mg $\cdot$ kg $^{-1}$	R ²
Cd	2.69	-0,38	-0,14	0,51	0,72
Pb	1.92	-0,99	-0,22	1,16	0,61
Cu	0.88	-0,34	-	0,63	0,86
Zn ¹	4.16	-0,46	-0,21	0,38	0,79

¹ De relaties voor Zn zijn uitsluitend gebaseerd op de data van Ma (1983)

Aangezien de gebruikte database beperkt is gebleven tot een studie van Ma (1983) is er behoefte om de parametrisatie te baseren op een uitgebreidere dataset. Bovendien is de betekenis van soortverschillen in de mate van blootstelling niet verwerkt. Ook is een probleem dat in de meeste gevallen er geen CEC-gegevens beschikbaar zijn. Bodemgegevens blijven meestal beperkt tot de pH en het organische stofgehalte. Op grond van bovengenoemde beperkingen is gewerkt aan een alternatieve benadering waarbij een voorlopige meta-analyse is uitgevoerd op basis van data in Ma (2004). Meer informatie hierover is gegeven in Annex 9. Aangezien deze transferfuncties nog nader geëvalueerd dienen te worden, is voornamelijk in deze studie gebruik gemaakt van de resultaten zoals beschreven in Tabel 3.8.

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor Cd en Pb op basis van normen voor nierschade

De resultaten van de berekening voor de grutto zijn weergegeven in Tabel 3.9. Bij de berekening van het kritische metaal gehalte in de bodem vanuit de TDI waarden (volgens vergelijking 3.16) is een inname van wormen (nat gewicht) van 0.1 kg.dag $^{-1}$ gebruikt en een droge stofgehalte voor wormen van 16%. Bij de berekening is onderscheid gemaakt in natuur en landbouwgrond. Het verschil in beide gronden is gemaakt in verband met te verwachten pH verschillen. Voor het overige is wat klei en organische stofgehalte betreft uitgegaan van de eerder gebruikte waarden. De gebruikte pH waarden zijn:

- Zandgrond: 5,5 voor landbouw en 4,0 voor natuur.
- Kleigrond: een pH van 6,5 voor landbouw en 6,0 voor natuur.
- Veengrond een pH van 6,0 voor landbouw en 4,0 voor natuur.

Tabel 3.9

Overzicht van berekende kritische bodemconcentraties voor Cd en Pb op basis van de NOEC waarden voor gehalten van deze metalen in de nier van de grutto.

Grondgebruik	grondsoort	Kritisch Cd gehalte (mg $\cdot$ kg $^{-1}$)	Kritisch Pb gehalte (mg $\cdot$ kg $^{-1}$)
Landbouwgrond	Zand	0,14	123
Landbouwgrond	Klei	0,66	534
Landbouwgrond	Veen	1,0	1024
Landbouwgrond	Standaard	0,65	606
Natuurgrond	Zand	0,067	69
Natuurgrond	Klei	0,47	412
Natuurgrond	Veen	0,33	426
Natuurgrond	Standaard	0,65	606

Uit de resultaten blijkt dat de berekende kritische Cd concentraties erg laag zijn, met name in zandgronden (Tabel 3.9). De berekende waarden zijn beduidend lager dan voor directe ecotoxicologische effecten (zie Tabel 3.5). Veelal zijn de kritische gehalten ook beneden de huidige Cd concentraties in bodems wat een risico voor worm etende soorten als de grutto impliceert. In tegenstelling tot Cd zijn de kritische Pb concentraties erg hoog (Tabel 3.9). In vele gevallen 5-10 maal zo hoog dan de gemiddelde huidige Pb concentraties in het landelijk gebied en de kritische concentraties gerelateerd aan ecotoxicologische effecten (zie Tabel 3.5).

Een alternatieve methode voor de berekening van kritische gehalten in de bodem is gegeven in Ma en Van der Voet (1993). Hierin wordt de bodemkwaliteit beoordeeld op basis van de schatting van de Target Effect Concentratie (TECp), de concentratie in de bodem waarbij de kritische grenswaarde in het targetorgaan in p% van de individuen van een populatie van een soort wordt bereikt. Als het minimum vereiste bodemkwaliteitsniveau wordt de TEC5 genomen, de concentratie waarbij 5% van de populatie verwacht wordt een [TEC]targ te hebben boven de kritische grenswaarde en waarbij dus 95% van de populatie beschermd is. De TEC50 kan gelden als een risicogrens voor 'ernstig' risico, waarboven het nemen van maatregelen dient te worden overwogen. Voor de berekeningswijze van de TECp en haar onzekerheid en de uitwerking van de modelparameters voor de Bosspitsmuis wordt verwezen naar Ma en Van der Voet (1993).

3.3.4 Berekeningsmethode en resultaten voor omnivoren

De das is gebruikt als voorbeeld van een typische omnivoor. In dit hoofdstuk wordt achtereenvolgens ingegaan op:

- Methodiek voor de berekening van bodemnormen uit de combinatie van normen in een omnivore soort (das) in combinatie met bodem-plant en bodem-worm relaties.
- Daadwerkelijk afgeleide kritische bodemconcentraties voor metalen op basis van de gegeven methodiek en de eerder gegeven data voor bodem-plant en bodem-worm relaties en aanwezige normen voor de das.

Omrekenen van toelaatbare dagelijkse inname of van normen voor dierlijke organen naar kritische bodemconcentraties

Voor omnivore soorten, in dit geval de das, wordt de concentratie in zowel regenwormen als in planten (in dit geval gras) genomen als het meest bepalende uitgangspunt voor de belasting via het voedsel. Wanneer er sprake is van een informatie over de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) van metalen kan deze worden gebruikt om hiermee een relatie te leggen met het kritische metaalgehalte in de worm en het gras (het voer) volgens:

$$Me_{p(crit)} \cdot I_p + Me_{w(crit)} \cdot I_w = TDI \quad (3.24)$$

In vergelijking 3.24 is er vooralsnog van uit gegaan dat er geen sprake is van bijvraat door de das. Uit een combinatie van vergelijking (2.2), (3.14) en (3.24) volgt:

$$I_p \cdot K_{bp} \cdot Me_{b(crit)}^n + I_w \cdot K_{bw} \cdot Me_{b(crit)}^m = TDI \quad (3.25)$$

Uit vergelijking (3.25) is de waarde van $Me_{b(crit)}$ numeriek op te lossen aangezien dit de enige onbekende is in deze vergelijking. Wanneer er geen bodem-plant relatie is, kan gerekend worden met de BAF_{pb} (de mediane waarde of 95 percentiel) om uit een TDI een bodemnorm te bepalen op basis van een combinatie van vergelijking (2.6), (3.14) en (3.24) volgens:

$$I_p \cdot BAF_{bp} \cdot Me_{b(crit)} + I_w \cdot K_{bw} \cdot Me_{b(crit)}^m = TDI \quad (3.26)$$

In situaties waarin sprake is van een sterk gebufferd plantgehalte en derhalve van geen enkele relatie tussen het plantgehalte en het bodemgehalte is gerekend met een mediaan plant gehalte, dat dus niet gekoppeld is aan het bodemgehalte, volgens (zie vergelijking 3.16 en 3.24):

$$Me_{b(crit)} = ((TDI - I_p \cdot Me_p) / (I_w \cdot K_{bw}))^{1/m} \quad (3.27)$$

Wanneer in plaats van een TDI een kritische waarde voor metaal in een dierlijk orgaan wordt genomen kan eveneens de waarde van $Me_{b(crit)}$ uit vergelijking (3.25), (3.26) of (3.27) worden opgelost waarbij TDI gelijk is aan (zie vergelijking 3.20):

$$TDI = \frac{Me_{org,om(crit)} \cdot M_{org}}{f_{ass} \cdot T_{dj} \cdot T_{crit}} \quad (3.28)$$

met

$Me_{org, om(crit)}$ = Grenswaarde voor metaalconcentratie in orgaan van de omnivoor (das) in verband met orgaanschade ($mg \cdot kg^{-1}$)

Afleiding van kritische bodemconcentraties voor Cd en Pb op basis van normen voor nierschade

De resultaten van de berekening voor de das zijn weergegeven in Tabel 3.10. Gebruikte waarden voor de toelaatbare dagelijkse inname aan wormen bij de das en de bodem-worm relaties zijn eerder gegeven (Tabel 3.7 en 3.8). Bij de berekening van het kritische metaal gehalte in de bodem vanuit de TDI waarden (volgens vergelijking 3.27) is een inname van wormen (nat gewicht) van $0.5 \text{ kg} \cdot \text{dag}^{-1}$ gebruikt en een droge stofgehalte voor wormen van 16%. Voor de inname aan planten is eveneens uitgegaan van een inname van $0.5 \text{ kg} \cdot \text{dag}^{-1}$ en een mediaan gehalte zoals aangetroffen in gras. Tussen haakjes zijn de resultaten van de worst case benadering gegeven waarin de das uitsluitend wormen eet. Bij de berekening is onderscheid gemaakt in natuur en landbouwgrond. Het verschil in beide gronden is gemaakt in verband met te verwachten pH-verschillen. Voor het overige is wat klei en organische stofgehalte betreft uitgegaan van de eerder gebruikte waarden. De gebruikte pH waarden zijn dezelfde als die welke zijn aangehouden bij de berekening voor de grutto.

Tabel 3.10

Overzicht van berekende kritische bodemconcentraties voor Cd en Pb op basis van de NOEC waarden van deze metalen in de nier van de das. De standaard berekening is uitgegaan van een dagelijkse inname van 0.5 kg aan wormen en 0.5 kg aan planten. De waarden tussen haakjes zijn de resultaten wanneer de das uitsluitend wormen eet.

Grondgebruik	grondsoort	Kritisch Cd gehalte ($mg \cdot kg^{-1}$)	Kritisch Pb gehalte ($mg \cdot kg^{-1}$)
Landbouwgrond	Zand	0,26 (0,28)	157(165)
Landbouwgrond	Klei	1,2 (1,3)	668 (718)
Landbouwgrond	Veen	1,9 (2,0)	1297 (1378)
Landbouwgrond	Standaard	1,2 (1,3)	765 (816)
Natuurgrond	Zand	0,12 (0,13)	88 (92)
Natuurgrond	Klei	0,82 (0,92)	514 (554)
Natuurgrond	Veen	0,60 (0,65)	539 (573)
Natuurgrond	Standaard	1,2 (1,3)	765 (816)

Evenals bij de grutto blijkt uit de resultaten voor de das dat de berekende kritische Cd concentraties (Tabel 3.9) beduidend lager dan voor directe ecotoxicologische effecten (zie Tabel 3.5). Veelal zijn de kritische gehalten ook beneden de huidige Cd concentraties in bodems wat een risico voor de das. In tegenstelling tot Cd zijn ook bij de das de kritische Pb concentraties (Tabel 3.10) en veel (vaak meer dan tien maal) hoger dan kritische concentraties gerelateerd aan ecotoxicologische effecten (zie Tabel 3.5) en de gemiddelde huidige Pb concentraties in het landelijk gebied.

3.4 Discussie en conclusies

3.4.1 Onzekerheden in de afleiding van kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op micro-organismen, bodemprocessen en planten

Kritische bodemconcentraties in relatie tot directe ecotoxicologische effecten zijn gebaseerd op NOEC laboratorium data. Bioassays met testorganismen geïnoculeerd in met zware metalen verrijkte testgrond in het

laboratorium zijn echter niet eenvoudig te interpreteren. Is het effect van momentane additie (acute verstoring) van zware metalen niet veel groter dan het effect van langzame accumulatie in het veld (chronische stress)? Is het testorganisme niet gevoeliger dan de populaties in het veld? Is de relatie tussen zware metalenadditie en het effect op het organisme direct of indirect en hoe moet een indirect effect geïnterpreteerd worden? Moet een positief effect positief en een negatief effect negatief gewaardeerd worden? Er zijn dan ook verschillende redenen waarom een zogenaamde species sensitivity distribution (SSD) op basis van laboratorium gegevens niet een goede representatie behoeft te zijn van de te verwachten effecten in veldsituaties zoals hieronder aangegeven. In Annex 8 wordt nader ingegaan op een vergelijking van laboratoriumgegevens en veldgegevens.

Representatieve soorten

Het eerste probleem van de afleiding van kritische bodemconcentraties op basis van NOEC data voor verschillende toets-organismen is dat deze niet representatief zijn voor de soorten waarop natuurbeleid, -inrichting en -beheer zijn gericht. De SSD is vaak samengesteld uit in het laboratorium goed toetsbare soorten; deze hoeven zowel wat betreft gevoeligheid als levenshistoriekenarakteristieken geen goede representatie te zijn van de soorten in het ecosysteem. Ook vormt de SSD doorgaans geen representatie van gewenste doel- en sleutelsoorten. Idealiter vertegenwoordigen de organismen waarvoor de toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn verschillende taxonomische niveaus uit het ecosysteem. Vooral bij terrestrische systemen is echter de SSD doorgaans op een beperkt aantal soorten gebaseerd, zoals de regenworm, mijt, springstaart en sla.

Beschikbaarheid contaminant

In de veldsituatie verschilt de beschikbaarheid van contaminanten tussen bodems vooral door verschillen in bodemeigenschappen als pH, organische stof en textuur en de aanwezigheid van bioturbatie. In standaard laboratorium experimenten is daarvan veel minder sprake. Het vermeende proces van veroudering zal in het algemeen leiden tot verminderde beschikbaarheid en dus minder waargenomen effecten, bioturbatie tot -watmeer effecten. Bodemeigenschappen als pH en aanwezigheid van ionen kunnen leiden tot zowel meer als minder effect dan voorspeld op basis van de SSD.

Beschouwd effect

De SSD is vaak gebaseerd op toxiciteitsdata van concentraties waarbij geen effect wordt gevonden, de zogenaamde NOEC's. De ongewenste effecten spelen pas bij hogere concentraties. Dit zou kunnen leiden tot een conservatievere voorspelling van concentraties waarbij ongewenste effecten in het veld optreden. Het meest gevoelige eindpunt in een laboratoriumstudie, dat doorgaans gebruikt wordt voor de constructie van de SSD, hoeft verder niet bepalend te zijn voor de populatiegroei of fitness (Kammenga et al., 1996). Een minder gevoelig eindpunt kan dat wel zijn, samenhangend met de levenshistorie karakteristieken van het bestudeerde organisme.

Blootstellingsduur

In laboratorium onderzoek wordt het testorganisme gedurende een beperkte periode blootgesteld terwijl in de veldsituatie de organismen hun gehele levensduur worden blootgesteld aan het contaminant.

Indirecte effecten door ecologische interacties

Ecologische interacties kunnen in het veld leiden tot indirecte effecten. Als voorbeeld: wanneer er minder prooi beschikbaar komt, heeft dat gevolgen voor de predator. Verder worden testorganismen in bioassays veelal kortdurend aan hoge concentraties van een toxische stof blootgesteld, terwijl andere omstandigheden (bijvoorbeeld de voedselsituatie) optimaal zijn, terwijl in het veld de verhoogde metaalconcentratie ook tot een afname in het voedselaanbod kan zorgen. Deze interacties zijn niet zichtbaar in laboratorium toetsen met individuele soorten, en worden niet gemodelleerd in een SSD. Dit leidt ertoe dat effecten worden waargenomen in het veld welke niet voorspelbaar zijn. Ecologische- of voedsel-web modellen zouden hier uitkomst kunnen bieden, zij het dat dan erg veel bekend moet zijn over de structuur van het ecosysteem.

Veronderstelde relaties tussen vrij metaal activiteit in de bodem en effecten

Voor de afleiding van kritische bodemconcentraties in afhankelijkheid van bodemeigenschappen is ervan uitgegaan dat effecten van metalen plaatsvinden als gevolg van verhoogde concentraties in het bodemvocht. Door uit te gaan van kritische concentraties in het bodemvocht wordt rekening gehouden met de invloed van o.a. het gehalte aan organische stof en de zuurgraad (pH) op de beschikbaarheid van metalen. Aan deze methode kleven wel enkele bezwaren. Zo zijn er aanwijzingen dat de metaalconcentratie en -activiteit niet allesbepalend zijn voor de opname en toxiciteit in regenwormen (Osté et al., 2001). Voor hardhuidige bodemdieren, zoals kevers, kan strooiselconsumptie naast het bodemvocht een belangrijke blootstellingsroute vormen.

3.4.2 Onzekerheden in de afleiding van kritische bodemconcentraties in relatie tot effecten op hogere fauna (wormeneters)

Voedselbronnen

In het algemeen kan worden gesteld dat de blootstelling aan stoffen (metalen) afhankelijk is van het dieet. Van de modelsoorten das en grutto is aangenomen dat ze vooral wormen eten. Voor deze soorten wordt hieronder aangegeven wat de invloed is van het verwaarloosde aanvullende dieet op de uiteindelijke uitkomst.

In Tabel 3.11 is het dieet van de modelsoorten das en grutto (en ook van de steenuil) gegeven. De blootstelling wordt verondersteld toe te nemen volgens de reeks: plantaardig materiaal → insecten → herbivore vertebraten → wormen → carnivore vertebraten. Als de das wordt beschouwd als relatieve wormeneter, valt aan de lagere blootstellingskant (plantaardig, insecten en herbivore vertebraten) 62,5% van het voedsel weg en aan de hogere blootstellingskant 12,5% (carnivore vertebraten).

Tabel 3.11

Geschat dieet van drie voedselgeneralisten in relatie met de mate van blootstelling

Diersoort	Dieet: Laag → Hoog				
	Plantaardig	Insecten	Herbivore vertebraten	Wormen	Carnivore vertebraten
Das	25%	25%	12,5%	25%	12,5%
Grutto	25%	37,5%		37,5%	
Steenuil		20%	30%	20%	30%

Dit wil derhalve zeggen dat door de das als wormeneter te beschouwen waarschijnlijk een overschatting van de blootstelling plaatsvindt (worst-case). De werkelijke blootstelling van de das is waarschijnlijk lager dan de modelberekening laat zien. Bij de uitkomsten en de discussie van de resultaten van deze soorten moet hierover dan een opmerking worden gemaakt. Als de grutto wordt beschouwd als relatieve wormeneter valt aan de lage kant 62,5% van het voedsel weg. Ook bij de grutto wordt (bij beschouwing als pure wormeneter) een overschatting van de blootstelling plaats.

Beschouwde kritische limieten voor wormen en bodem-worm relaties

Evenals bij de afleiding van kritische bodemgehalten voor landbouw is de uiteindelijke hoogte van het kritische gehalte afhankelijk van de hoogte van norm of effectgehalte in het dier (worm) en de kwaliteit van de overdrachtrelatie, in dit geval de bodem – worm relatie. Deze laatste leidt er toe dat de inname van cadmium door de das en de grutto sterk afhankelijk is van pH. Bij lagere pH waarden worden daardoor extreem lage kritische gehalten in de bodem berekend die zelfs (beduidend) lager liggen dan de recent ingevoerde generieke maximale waarden voor landbouw en natuur. Niet alleen zou dat impliceren dat dassen en grutto's al bij lage cadmium gehalten in de bodem schade zouden kunnen ondervinden, het betekent ook dat de berekende kritische waarden lager zijn dan de recent ingestelde generieke maximale waarden voor landbouw en natuur

afgeleid van de AW2000 waarden. Voor cadmium varieert deze van 0.4 mg kg⁻¹ voor zandgronden tot 0.9 mg kg⁻¹ in veengronden. Beleidsmatig is afgesproken dat deze waarden gelden als “altijd” waarden, dat wil zeggen, bij gehalten lager dan de AW2000 waarden gelden geen beperkingen voor het landgebruik. De AW2000 waarden zijn als zodanig echter niet op risico's gebaseerd, ze zijn afgeleid als de 95% waarden van 100 geselecteerde locaties in Nederland waarvan bekend is dat ze niet specifiek belast zijn.

Uiteraard is ook de interne kritische limiet in de nier van belang voor de hoogte van de uitkomst. Voor de nier varieert die van 100 tot 350 mg kg⁻¹. De hier toegepaste waarde van 200 mg kg⁻¹ is daarmee een redelijke tussenwaarde, en de variatie in de kritische waarde in de nier leidt daarmee niet automatisch tot een kritisch gehalte in de bodem dan een orde van grootte hoger of (nog) lager zou liggen.

3.4.3 Conclusies

Voor de afleiding van kritische waarden op basis van doorvergiftiging is gekeken naar toelaatbare innames van grote grazers, de das en de grutto. De kritische waarden voor cadmium zijn het strengst voor de das. In vergelijking met de grutto is de voornaamste reden de langere verblijftijd van de das in eenzelfde gebied. Voor lood zijn de kritische waarden het strengst voor de grote grazers, met uitzondering van lood bij zandgronden. Voor koper, zink, arseen en kwik zijn alleen kritische waarden voor grote grazers afgeleid.

De kritische bodemconcentraties op basis van ecotoxicologische effecten op micro-organismen processen, invertebraten en planten zijn beduidend lager dan waarden op basis van risico's voor doorvergiftiging, met uitzondering van cadmium. Hierbij zijn de strengste waarden berekend voor doorvergiftiging naar de das. Voor bodemgebruik natuur komen de waarden wel redelijk overeen.

Deze algemene conclusie komt redelijk overeen met betrekking tot de onderbouwing van de huidige streefwaarden, waar doorvergiftiging maar in enkele gevallen het ecologisch MTR heeft bepaald en directe effecten op soorten of processen veel vaker bepalend zijn geweest. Alleen bij cadmium kan het anders zijn. Met betrekking tot natuurgerichte normstelling zou hieruit kunnen worden geconcludeerd dat vigerende streefwaarden voor cadmium minder bescherming bieden voor doelsoorten dan aangenomen (voor zover de streefwaarde niet werd gesteld op het natuurlijk achtergrondgehalte, en wel op het ecologisch risico).

4 Afleiding van bodemgebruikswaarden op basis van eisen aan grond- en oppervlaktewaterkwaliteit

4.1 Gekozen aanpak

Bij het afleiden van kritische bodemconcentraties voor de vaste fase waarbij grond- en of oppervlaktewater normen overschreden worden, is in de hier gevolgde aanpak de bodem gereduceerd tot een 1-laag compartiment. Op basis van de algemene bodemkenmerken die voor een 'zand', 'klei', en 'veen' grond gelden, kan dan de norm voor het bovenste grondwater en of het oppervlaktewater gebruikt worden om de bijbehorende kritische vaste fase concentratie (gehalte) te berekenen.

In de hier gehanteerde methodiek geldt de norm voor het grond- en/of oppervlaktewater daarom dus voor de concentratie in het poriewater dat aan de onderkant van het geschematiseerde 1-laags profiel (of lateraal naar het oppervlaktewater) uitspoelt. In werkelijkheid zal, voordat het grond- en of oppervlaktewater bereikt wordt, de concentratie in het bodemvocht zoals die uit de bovengrond uitspoelt, dalen als gevolg van adsorptie in onderliggende lagen. De hier gepresenteerde resultaten zijn in die zin dan ook een worst-case benadering waarbij geldt dat de hier berekende kritische bodemconcentraties gelden voor een homogeen profiel.

In hoofdstuk 4.2 wordt nader ingegaan op de methodiek voor de berekening van kritische bodemgehalten terwijl de resultaten van de berekeningen in hoofdstuk 4.3 worden gegeven. Discussie en conclusies worden gegeven in hoofdstuk 4.4.

4.2 Berekeningsmethode

In het onderstaande wordt een overzicht gegeven van de:

- Methodiek voor de berekening van bodemnormen uit de combinatie van normen in grondwater of oppervlaktewater en bodem-bodemvocht relaties.
- Aanwezige normen voor grondwater en oppervlaktewater.
- Bodem-bodemvocht relaties zoals die zijn afgeleid voor verschillende zware metalen.

Methodiek voor de berekening van kritische bodemconcentraties

Op basis van normen voor grond- of oppervlaktewater is het kritische gehalte in de vaste fase waarbij deze norm wordt overschreden worden, berekend in twee afzonderlijke stappen (zie ook figuur 4.1)

Op basis van een partitievergelijking wordt het reactieve metaalgehalte in de bodem berekend dat hoort bij een concentratie in de waterfase die gelijk is aan de voor grond- en oppervlaktewater geldende norm

Met behulp van een empirisch verband tussen het reactieve metaalgehalte en het totaalgehalte wordt vervolgens het totaal metaalgehalte (reactief en inert) berekend, waarbij 'totaal' staat voor een gehalte dat overeenkomt met dat extraheerbaar met Aqua Regia.

De hier gebruikte vergelijking om van concentratie naar vaste fase (reactief) te rekenen is gebaseerd op een Freundlich adsorptie-isotherm:

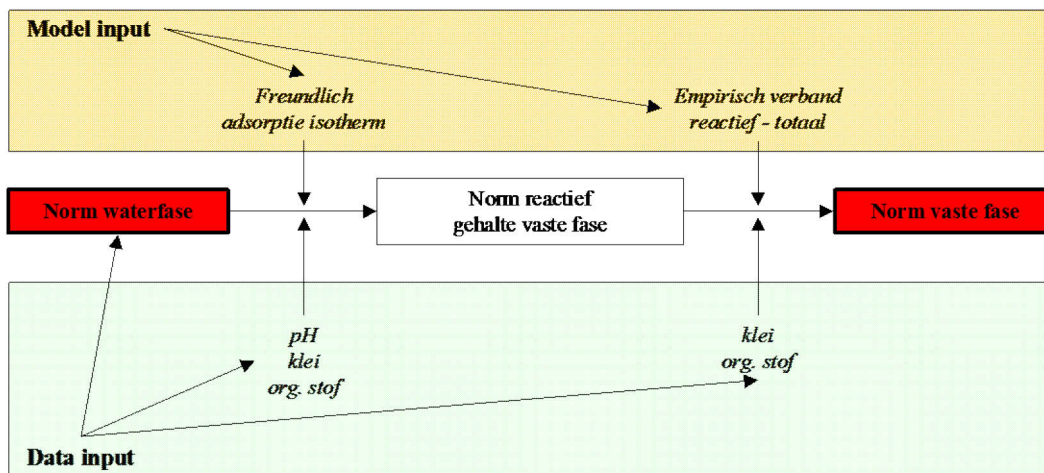
$$Me_{re} = K_f \cdot [Me]_{opl}^n \quad (4.1)$$

met:

Me_{re} = Reactieve concentratie in de vaste fase aan zware metaal M in de bodem (in mol·kg⁻¹). Hier komt dat overeen met de hoeveelheid extraheerbaar in 0,43 M HNO₃

K_f = Freundlich coëfficiënt

$[Me]_{opl}$ = Totale metaalconcentratie in de waterfase (mol·m⁻³)



Figuur 4.1.

Berekening van kritische bodemconcentraties voor de vaste fase op basis van normen voor de waterfase

De waarde voor K_f kan voor iedere bodem worden berekend als een functie van het gehalte aan organische stof, klei en pH volgens:

$$\log K_f = \alpha_0 + \alpha_1 \cdot \log(OS) + \alpha_2 \cdot \log(klei) + \alpha_3 \cdot pH \quad (4.2)$$

Waarin:

$\alpha_0 \dots \alpha_3$ = modelcoëfficiënten

OS = het gewichtspercentage organische stof (%)

klei = het gewichtspercentage klei (%)

pH = pH bodemvocht (-)

Omdat de huidige wetgeving gebaseerd is op totaalgehalten moet de aldus berekende hoeveelheid (reactief) metaal gecorrigeerd worden omdat in een bodem een deel van de metalen niet-reactief zijn (totaal = reactief + niet reactief). Het totale metaalgehalte kan berekend worden uit het reactieve metaalgehalte en de bodemeigenschappen organische stof en klei volgens:

$$\log(Me_{tot}) = (\log(Me_{re}) - (\beta_0 + \beta_2 \cdot \log(OS) + \beta_3 \cdot \log(klei))) / \beta_1 \quad (4.3)$$

met:

Me_{tot} = totaal concentratie aan zware metaal M in de bodem, zoals bepaald met een aqua regia extractie (mol·kg⁻¹)

Normen voor metaalconcentraties in grondwater en oppervlaktewater

In Tabel 4.1 is een overzicht gegeven van de op dit moment geldende normen (een combinatie van streef-, interventie-, en MTR waarden) die in de berekening gebruikt zijn.

Tabel 4.1

Overzicht van normen gebruikt om reactief en totaal metaalgehalte te berekenen (alle in $\mu\text{g.l}^{-1}$ opgelost).

Metaal	Streefwaarde ondiep grondwater ¹	Interventiewaarde grondwater ¹	MTR waarde oppervlakte water ¹
Cd	0,4	6	0,4
Pb	15	75	11
Cu	15	75	1,5
Zn	65	800	9,4

¹ (2000)

Omdat het ondiepe grondwater geacht wordt min of meer in contact te staan met de bodem is er voor gekozen om de normen voor het ondiepe grondwater te gebruiken en niet die voor het diepe grondwater. Een bijkomend argument is dat de concentraties in het diepe grondwater in veel gevallen niet alleen door adsorptie bepaald worden, maar ook door reductie waardoor een (groot) deel van de metalen in oplossing vastgelegd worden in sulfidevorm hetgeen leidt tot sterk verlaagde concentraties in de waterfase. Tenslotte geldt dat de directe invloed van de bodem op het diepe grondwater klein is omdat dit diepe grondwater deels via grondwaterstroming uit andere gebieden afkomstig is.

Bodem-bodemvocht overdracht relaties

Waarden voor de modelcoëfficiënten α_0 , α_1 , α_2 en α_3 in vergelijking 4.1 en 4.2 zijn gebaseerd op een grootschalig laboratoriumexperiment waarbij de concentratie in extracten (in verschillende media) gerelateerd is aan de samenstelling van de vaste fase. Dit resulteerde in een bestand met ruim 1400 monsters waarvan zowel samenstelling van de vaste fase als de samenstelling van het bodemvocht bekend is (Römkens et al., 2004a). De hier gebruikte waarden voor α_0 , α_1 , α_2 en α_3 zijn gegeven in Tabel 4.2.

Tabel 4.2.

Waarden voor α_0 , α_1 , α_2 en α_3 en n in de vergelijkingen 4.1 en 4.2 volgens Römkens et al. (2004a).

Metaal	α_0	α_1	α_2	α_3	n	R^2	se(Y)
Cd	-4,85	0,58	0,28	0,27	0,54	0,79	0,33
Pb	-2,96	0,83	0,02	0,25	0,68	0,57	0,55
Cu	-3,55	0,48	0,18	0,16	0,47	0,62	0,35
Zn	-4,51	0,39	0,35	0,45	0,74	0,82	0,40

Het empirische verband tussen het gehalte aan reactief metaal en totaal metaal (totaal = reactief + niet reactief) is gebaseerd op een databestand waarin voor een groot aantal bodemmonsters (300 tot 600, afhankelijk van het metaal) zowel het reactieve metaalgehalte als het totaal metaalgehalte gemeten is. In Tabel 4.3 zijn de coëfficiënten uit vergelijking (4.3) gegeven gebaseerd op deze dataset.

Tabel 4.3

Waarden voor de coëfficiënten $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \beta_3$ in de relatie tussen reactief en totaal concentratie voor Cd, Pb, Cu en Zn in de bodem volgens vergelijking 4.3 volgens Römken et al. (2004a).

Metaal	β_0	β_1	β_2	β_3	R ²	SE(Y) ¹⁾
Cd	0.289	1.075	0.022	-0.062	0.96	0.11
Pb	0.210	1.089	0.031	-0.112	0.92	0.16
Cu	0.399	1.152	0.023	-0.171	0.93	0.13
Zn	0.428	1.235	0.183	-0.298	0.96	0.16

¹⁾ standaard fout voor de log getransformeerde waarde

4.3 Resultaten

Een overzicht van de berekende kritische bodemgehalten gebaseerd op normen voor grondwater of oppervlaktewater is gegeven in Tabel 4.4 voor landbouwgronden en in Tabel 4.5 voor natuur (niet-landbouwgronden). Dit onderscheid is gebaseerd op verschillen in pH tussen gronden met landbouw en die in natuur. Evenals bij de berekening van bodemnormen uit gewasnormen is daarbij een berekening gemaakt voor een aantal standaardbodems:

- Een humusarme zandgrond met een organisch stofgehalte van 3%, een klei gehalte van 3% en een pH van 5,5 voor landbouw en 4,0 voor natuur.
- Een kleigrond met een organisch stofgehalte van 3%, een klei gehalte van 25% en een pH van 6,5 voor landbouw en 6,0 voor natuur.
- Een veengrond met een organisch stofgehalte van 30%, een klei gehalte van 15% en een pH van 6,0 voor landbouw en 4,0 voor natuur.
- Voor de standaardbodem met een organisch stofgehalte van 10%, een klei gehalte van 25% en een pH van 6,5.

Tabel 4.4

Overzicht van berekende kritische bodemconcentraties voor Cd, Pb, Cu en Zn op basis van de streefwaarde en interventiewaarde voor grondwater en MTR voor oppervlaktewater behorend bij landbouwgronden.

Metaal	Grondsoort	Kritisch reactief gehalte (mg·kg ⁻¹)			Kritisch totaal gehalte (mg·kg ⁻¹)		
		SW gw ¹	IW gw ²	MTR ow ³	SW gw ¹	IW gw ²	MTR ow ³
Cd	zand	0,14	0,62	0,14	0,21	0,80	0,21
	klei	0,48	2,1	0,48	0,72	2,8	0,72
	veen	1,2	5,0	1,2	1,5	5,9	1,5
	standaard	0,71	3,1	0,71	1,0	3,9	1,0
Pb	zand	21	62	17	31	84	25
	klei	39	115	31	67	184	55
	veen	193	579	157	263	720	217
	standaard	79	235	64	125	342	103
Cu	zand	5,5	12	1,9	9,9	19	3,9
	klei	12	25	4,0	26	50	10
	veen	27	57	9,1	47	91	18
	standaard	17	37	5,9	36	69	14
Zn	zand	6,6	46	1,5	19	91	5,7
	klei	39	271	8,9	134	641	40
	veen	48	332	11	99	474	30
	standaard	37	258	8,4	108	515	32

¹ Streefwaarde grondwater ondiep

² Interventie waarde grondwater

³ MTR oppervlaktewater

Een vergelijking van de resultaten voor de standaardbodem laat zien dat kritische gehalten op basis van de streefwaarden voor grondwater bijzonder goed overeenkomen met de streefwaarden voor de vaste fase voor

deze metalen (zie Tabel A6.1 in Annex 6). Voor zandgronden is de waarde echter beduidend lager dan de waarde die berekend wordt met de bekende correctie voor humus- en lutumgehalte voor streefwaarden van de vaste fase. Dit geldt zowel voor landbouwgronden als voor niet-landbouwgronden waarbij het verschil voor de niet-landbouwgronden nog groter is. De oorzaak hiervan is de lagere pH-waarden in zandgronden onder natuur, welke leiden tot hogere concentraties in het bodemvocht en daarmee automatisch een lager kritisch bodemgehalte. Bij de berekening van de streefwaarden via de bodemtypecorrectie wordt echter niet gecorrigeerd voor pH.

Tabel 4.5

Overzicht van berekende kritische bodemconcentraties voor Cd, Pb, Cu en Zn op basis van de streefwaarde en interventiewaarde voor grondwater en MTR voor oppervlaktewater behorend bij niet-landbouwgronden.

Metaal	Grondsoort	Kritisch reactief gehalte (mg·kg ⁻¹)			Kritisch totaal gehalte (mg·kg ⁻¹)		
		SW gw ¹	IW gw ²	MTR ow ³	SW gw ¹	IW gw ²	MTR ow ³
Cd	zand	0,056	0,24	0,056	0,087	0,34	0,087
	klei	0,35	1,5	0,35	0,54	2,1	0,54
	veen	0,33	1,4	0,33	0,48	1,9	0,48
	standaard	0,97	4,2	0,97	1,3	5,3	1,3
Pb	zand	8,8	26	7,1	14	38	11
	klei	29	86	23	52	141	43
	veen	61	183	50	91	250	75
	standaard	105	313	85	163	445	134
Cu	zand	3,2	6,8	1,1	6,1	12	2,4
	klei	9,8	21	3,3	22	43	8,6
	veen	13	27	4,4	25	48	9,7
	standaard	21	45	7,1	42	81	16
Zn	zand	1,4	9,7	0,32	5,4	26	1,6
	klei	23	162	5,3	88	421	26
	veen	6,0	42	1,4	19	88	5,5
	standaard	63	434	14	164	784	49

¹ Streefwaarde grondwater ondiep

² Interventie waarde grondwater

³ MTR oppervlaktewater

4.4 Discussie en conclusies

Discussie

Een belangrijk aandachtspunt is dat bij het afleiden van kritische bodemconcentraties op basis van grondwaternormen impliciet wordt aangenomen dat de metaalconcentraties in het bodemvocht gebruikt kunnen worden als een schatting van de grondwaterconcentratie. Dit geldt echter alleen in geval van uniforme bodemvochtconcentraties, dat wil zeggen dat de concentratie in bodemvocht constant is met de diepte. Omdat zo'n uniforme situatie in het algemeen niet wordt bereikt, geeft de toegepaste methodiek een worst-case scenario weer. In de meeste gevallen nemen de concentraties in het bodemvocht af met de diepte als gevolg van binding van zware metalen aan de vaste fase (retardatie). Met een eenvoudige dynamische berekening is nu berekend hoe lang het duurt voordat de steady-state concentraties van zware metalen in het bodemvocht de streefwaardes voor ondiep grondwater overschrijden (zie verg. 4.4).

$$\Delta t = \frac{\int_{z=0}^{avg.gws} (Me_{b,crit} - Me_{b,t=0}) \cdot \rho \cdot dz}{Me_{load}} \quad (4.4)$$

met:

Δt = tijdsduur tot bereiken van kritische uniforme concentraties in het bodemvocht (jr)

z	=	diepte (m –mv)
ρ	=	bulkdichtheid bodem ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)
$Me_{b,crit}$	=	gehalte van zware metalen in de bodem, waarbij concentratie in het bodemvocht overeenkomt met de kritische concentratie ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
$Me_{b,t=0}$	=	huidige gehalten van zware metalen in de bodem ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (volgens: Bonten & Brus, 2006)
Me_{load}	=	huidige netto-bodembelasting ($\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{jr}^{-1}$)

Voor de bodemeigenschappen en hydrologie is gebruikt gemaakt van STONE (Wolf et al., 2003). Voor de huidige zware metaalgehalten in de bodem is gebruik gemaakt van een studie van Bonten en Brus (2006). De resultaten van deze berekeningen zijn in onderstaande figuren weergegeven. Voor een aantal gebieden kan de tijdsduur niet worden berekend doordat:

1. de huidige netto belasting kleiner is dan kritische uitspoelingsflux (= uitspoelingsdebiet * kritische concentratie). In dat geval is de tijdsduur namelijk oneindig;
2. de kwaliteit van het ondiepe grondwater door kwel bepaald wordt, waardoor de concentraties in het bovenste grondwater nooit tengevolge van bodembelasting de streefwaarde zullen overschrijden;
3. de *huidige* totale hoeveelheden in de onverzadigde zone al leiden tot een overschrijding van de S-waarde in het bovenste grondwater (oa voor zink).

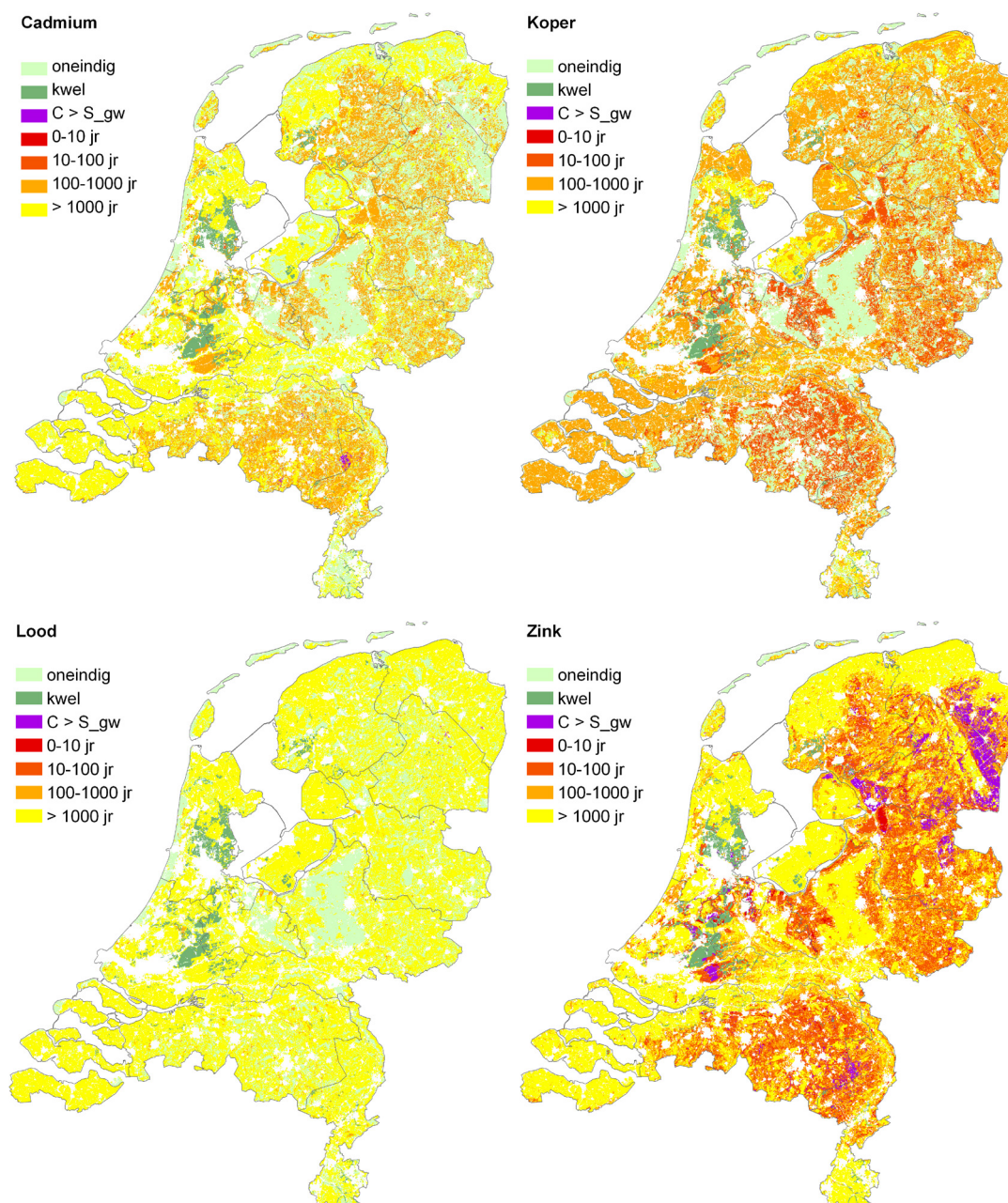
Uit Figuur 4.2 blijkt dat voor de meeste gebieden in Nederland het meer dan 100 jaar en vaak zelfs meer dan 1000 jaar duurt voordat bij de huidige bodembelasting de (uniforme) concentraties van het bodemvocht van de onverzadigde zone de streefwaarde zullen overschrijden. In de meeste natuurgebieden zal de huidige bodembelasting zelfs nooit leiden tot een overschrijding van de kritische concentratie in het grondwater. Een uitzondering vormt een aantal veengebieden waarbij de totale hoeveelheden in de onverzadigde zone van zink nu al leiden tot een overschrijding van de S-waarde in het bovenste grondwater. Daadwerkelijke concentraties in het grondwater zullen in deze gebieden veelal de streefwaarden toch niet overschrijden, omdat voor de meeste gebieden de bodemvochtconcentraties aan de bovenkant van de onverzadigde zone veel hoger zijn dan aan de onderkant. Wel bestaat voor deze gebieden de mogelijkheid dat zelfs bij geen enkele bodembelasting, de concentraties in het bovenste grondwater uiteindelijk de streefwaarde zullen overschrijden te gevolge van transport van de metalen vanuit de bovenste bodemlagen.

In een beperkt aantal gebieden in voornamelijk het westen van Nederland wordt de kwaliteit van het ondiepe grondwater door kwel bepaald, waardoor de concentraties in het bovenste grondwater nooit te gevolge van bodembelasting de streefwaarde zullen overschrijden. Uiteraard geldt dan dat de kwaliteit van het kwelwater wel kan leiden tot overschrijding van normen.

Voor de afleiding van kritische bodemconcentraties op basis van normen voor het grondwater en oppervlaktewater is uitgegaan van de streefwaarde voor het ondiepe grondwater. Doordat pH effecten zijn meegenomen, zijn de berekende kritische waarden voor zandgronden en gronden met als bodemgebruik natuur lager dan de streefwaarden voor de vaste fase. Uit bovenstaande figuren blijkt echter dat de lagere kritische concentraties voor natuur niet leidt tot een snellere overschrijding van de streefwaarde in het ondiepe grondwater.

Conclusies

Voor de afleiding van kritische waarden op basis van normen voor grond- en oppervlaktewater is gebruik gemaakt van partitievergelijkingen die een verband geven tussen gehalten in de vaste fase en concentraties in het bodemvocht. Dit verband is afhankelijk van de bodemeigenschappen. Voor alle metalen geldt dat het normen het strengst zijn voor zandgronden in natuurgebieden, vanwege de geringe bindingscapaciteit van zware metalen aan deze gronden. De hier gepresenteerde waarden zijn echter worst case benaderingen omdat uitgegaan is van een 1-laags compartiment.



Figuur 4.2.

Tijdsduur tot het overschrijden S -waarde voor ondiep grondwater bij de huidige bodembelasting (aanname: uniforme concentratie in bodemvocht)

Daarnaast laat de dynamische benadering zien dat ook in geval van het bereiken van een evenwicht de tijdsduur tot het bereiken van de normen voor grondwater groot is. Deze feiten suggereren daarmee dat de kans op normoverschrijding in het grondwater klein is onder de voorwaarde van de huidige gehalten in de bodem. Feit is echter dat deze gehalten in de bodem toenemen onder invloed van landbouw en industrie. Daarmee wordt de concentratie in het uittredend water automatisch ook hoger. Verder speelt uiteraard de hoogte van de norm een belangrijke rol. De gehanteerde grenswaarden voor cadmium ($0.4 \mu\text{g L}^{-1}$) en zink ($65 \mu\text{g L}^{-1}$) in het ondiep grondwater zijn van dien aard dat die zeker in zure zandgronden vrij snel bereikt worden. Dat resulteert dan ook in (erg) lage kritische bodemgehalten en dus een grote kans op overschrijding van deze gehalten.

Deel II: Organische microverontreinigingen

5 Afleiding van bodemgebruikswaarden op basis van landbouwkundige eisen

5.1 Gekozen aanpak

Naast het afleiden van kritische bodemconcentraties voor zware metalen is expliciet gevraagd om het weergeven van de methodieken en rekenregels voor het afleiden van getalswaarden voor kritische bodemconcentraties van organische microverontreinigingen, te weten drins (aldrin, dieldrin, endrin, DDT/DDD/DDE en PAK (10-VRM)). In dit hoofdstuk wordt daarom achtereenvolgens ingegaan op:

- Effecten op gewassen, uitgaande van normen voor voedselveiligheid van plantaardige producten en veevoedernormen.
- Effecten op dieren, uitgaande van normen voor diergezondheid en voedselveiligheid van dierlijke producten.

Voor de berekening van kritische gehalten in de bodem op grond van effecten op gewassen dan wel dieren worden achtereenvolgens besproken:

- Methodiek voor de berekening van de opname bodemverontreinigingen door planten en dieren. Op basis van de opname van verontreinigingen is de methodiek voor de afleiding van bodemnormen weergegeven op grond van normen voor consumptie- en veevoedergewassen, c.q. normen voor dierlijke producten en de toelaatbare dagelijkse inname van verontreinigingen door dieren.
- Aanwezige normen voor de gehalten aan organische microverontreinigingen in gewassen en dierlijke producten in verband met effecten op de voedselveiligheid en diergezondheid.
- Daadwerkelijk afgeleide kritische gehalten op basis van de gegeven methodiek.

In hoofdstuk 5.2 wordt nader ingegaan op de methodiek voor de berekening van kritieke bodemgehalten op basis van effecten op gewassen (voedselveiligheid) inclusief de resultaten van de berekeningen. In hoofdstuk 5.3 wordt hetzelfde gedaan in relatie tot effecten op dieren (voedselveiligheid en diergezondheid) en in hoofdstuk 5.4 volgt een discussie en conclusies

5.2 Effecten op gewassen: voedselveiligheid

5.2.1 Berekeningsmethode

Opname van organische microverontreinigingen door planten

Voor de berekening van de kritische waarden van milieukritische stoffen door de Landbouwadviescommissie is gebruik gemaakt van een constante overdrachtsfactor van bodem naar gewas, welke niet afhankelijk is van bodemeigenschappen, volgens (zie ook vergelijking 2.6 in Par. 2.2.1 voor zware metalen):

$$OM_{b(crit)} = OM_{p(crit)} / BAF_{bp} \quad (5.1)$$

met:

- $OM_{p(crit)}$ = norm voor concentratie van organische microverontreinigingen in plant ($mg \cdot kg^{-1}$)
 $OM_{b(crit)}$ = norm (kritische waarde) voor de totaal concentratie van organische microverontreinigingen in bodem (grond) ($mg \cdot kg^{-1}$)
 BAF_{bp} = bioaccumulatiefactor van bodem naar plant (-)

In enkele andere modellen wordt de opname door planten berekend uitgaande van het concentratie in de poriewater en niet het gehalte in de grond. De concentratie in het poriewater wordt berekend volgens:

$$OM_{b(crit)} = \frac{[OM]_{opl(crit)}}{BAF_{bw}} \quad (5.2)$$

waarbij BAF_{bw} is gedefinieerd als

$$BAF_{bw} = \frac{1}{f_{OC} \cdot K_{OC}} = \frac{1}{0,59 \cdot f_{OS} \cdot K_{OC}} \quad (5.3)$$

met

- $[OM]_{opl}$ = concentratie van organische microverontreinigingen in water ($mg \cdot l^{-1}$)
 BAF_{bw} = bioaccumulatiefactor van bodem naar water ($l \cdot kg^{-1}$)
 f_{OC} = fractie organisch koolstof in de bodem (-)
 K_{OC} = verdelingscoëfficiënt van de verontreiniging tussen het organische koolstof van de bodem en het poriewater ($l \cdot kg^{-1}$)
 f_{OS} = fractie organische stof in de bodem (-)

Het gehalte in de plant kan worden berekend als de overdracht van de waterfase naar de plant bekend is volgens:

$$OM_p = [OM]_{opl} \cdot BAF_{wp} \quad (5.4)$$

met:

- BAF_{wp} = bioaccumulatiefactor van water naar plant ($l \cdot kg^{-1}$)

Voor de berekening van het gehalte in de plant zijn verschillende modellen beschikbaar. In het risicobeoordelingsmodel Csoil van RIVM wordt het opnamemodel door Briggs et al. (1982; 1983) gebruikt. In dit model wordt onderscheid gemaakt tussen de ondergrondse delen van de plant, welke in direct contact staan met het poriewater, en de bladachtige (bovengrondse) delen waarbij de verontreinigingen via de sapstromen in het xyleem worden aangevoerd. Voor zowel de ondergrondse delen als de bovengrondse delen wordt een bioaccumulatiefactor (BAF) berekend welke de verhouding weergeeft tussen het gehalte in het poriewater en het gehalte in de plant. Bij wortelgewassen als suikerbieten en aardappelen zijn de gehalten in de ondergrondse delen van belang terwijl voor gras en tuinbouwgewassen met name de gehalten in de bovengrondse delen van belang zijn. Voor de BAF van water naar de ondergrondse delen (roots) (BAF_{wr}) en de bladeren (shoots) (BAF_{ws}) geldt:

$$BAF_{wr} = 10^{0,77 \log K_{OW} - 1,52} + 0,82$$

$$BAF_{ws} = \left(10^{0,95 \log K_{OW} - 2,05} + 0,82 \right) \cdot \left(0,784 \cdot e^{\frac{-(\log K_{OW} - 1,78)^2}{2,44}} \right) \quad (5.5)$$

met:

- BAF_{wr} = bioaccumulatiefactor van water naar ondergrondse delen plant ($l \cdot kg^{-1}$)

BAF_s	= bioaccumulatiefactor van water naar bovengrondse delen plant (l·kg ⁻¹)
K_{OW}	= octanol-water verdelingscoëfficiënt van de verontreiniging (-)

De vergelijking voor BAF_r is geldig voor stoffen met een log K_{OW} van -0,6 t/m 4,6, de vergelijking voor BAF_s is geldig voor stoffen met een log K_{OW} van -0,6 t/m 3,6. De parameters van deze vergelijkingen zijn gefit voor zaailingen van gerst. De toepasbaarheid van dit model voor volgroeide planten is niet onderzocht.

In deze studie is voor de opname door ondergrondse delen (wortels) de bioaccumulatiefactor BAF_{wr} volgens Briggs gebruikt (zie vergelijking 5.5). Voor de opname door ondergrondse delen (bladeren) is echter een bioaccumulatiefactor BAF_{ws} volgens het opname-model van Trapp en Matthies (1995) gebruikt. In dit model wordt voor de berekening van de BAF_{ws} tevens rekening gehouden met opname en vervluchtiging door de bladeren via de lucht en met afbraak in de plant. De BAF_{ws} kan dan worden berekend volgens:

$$BAF_{ws} = \frac{TSCF \cdot \frac{Q_{trans}}{V_{blad}} + \frac{[OM]_l}{[OM]_w} \cdot g \cdot \frac{A_{blad}}{V_{blad}}}{\frac{A_{blad}}{V_{blad}} \cdot \frac{g}{K_{blad-lucht}} + \lambda_g + \lambda_e}$$

$$TSCF = 0,784 \cdot e^{\frac{-(\log K_{OW} - 1,78)}{2,44}} \quad (5.6)$$

$$K_{blad-lucht} = \frac{f_{water} + f_{lipid} \cdot K_{ow}^b}{H / RT}$$

met:

Q_{trans}	= evaporatiestroom (m ³ ·dag ⁻¹)
g	= overdrachtscoëfficiënt blad-lucht (m·dag ⁻¹)
A_{blad}	= bladoppervlakte (m ²)
V_{blad}	= bladvolume (m ³)
λ_g	= verdunningsfactor door groei (dag ⁻¹)
λ_e	= eliminatie-constante (metabolisme en fotodegradatie) (dag ⁻¹)
H	= Henry-coëfficiënt (Pa·m ³ ·mol ⁻¹)
R	= gasconstante (8,314 J·mol ⁻¹ ·K ⁻¹)
T	= bodemtemperatuur (283 K)
f_{water}	= volumefractie water in plant (-)
f_{lipid}	= volumefractie vet in plant (-)
b	= correctiefactor voor plantvet en octanol (-)

Voor de term V_{blad}/A_{blad} geldt dat dit de dikte van het blad (d_{blad}) is. Indien verder wordt aangenomen dat de concentratie in de lucht verwaarloosbaar is, $[OM]_l = 0$, en dat er geen afbraak van de verontreiniging in de plant plaatsvindt ($\lambda_e = 0$), dan geldt:

$$BAF_{ws} = \frac{TSCF \cdot \frac{Q_{trans}}{A_{blad}} \cdot K_{blad-lucht}}{g + \lambda_g \cdot K_{blad-lucht} \cdot d_{blad}} \quad (5.7)$$

Bij berekening van een bioaccumulatiefactor op basis van de concentratie in het poriewater wordt de kritische waarde van het gehalte in de bodem als volgt berekend:

$$OM_{b(crit)} = \frac{1}{BAF_{bw} \cdot BAF_{wr/ws}} \cdot OM_{p(crit)} = \frac{0,59 \cdot f_{OM} \cdot K_{OC}}{BAF_{wr/ws}} \cdot OM_{p(crit)} \quad (5.8)$$

Normen voor organische microverontreinigingen in gewassen

In Tabel 5.1 is aangegeven wat de normen zijn voor drins, DDT/DDD/DDE en PAK in de verschillende normgewassen voor de verschillende te onderscheiden vormen van bodemgebruik in relatie tot voedselveiligheid. Hieruit blijkt dat voor aldrin, dieldrin en endrin de norm gelijk is aan 0,01 mg.kg⁻¹ (met uitzondering van aldrin en dieldrin in appel) en dat het voor de som van p.p'-DDT, o.p'-DDT, p.p'-DDE en p.p'-TDE gelijk is aan 0,05 mg.kg⁻¹, ongeacht het bodemgebruik. Voor PAK bestaan geen normen wat samenhangt met het feit dat er niet of nauwelijks sprake is van opname door het gewas dan wel afbraak van PAK in het gewas plaatsvindt (BAF_s = 0).

Tabel 5.1

Overzicht van normen voor organische microverontreinigingen in gewassen voor de verschillende onderscheiden vormen van bodemgebruik in relatie tot voedselveiligheid (¹Veevoedernormen, en ²Regeling residuen bestrijdingsmiddelen). Alle gehalten op basis van het drooggewicht.

Land Gebruik	Gewas	Norm (mg.kg ⁻¹)			
		Aldrin en dieldrin	Endrin	PAK	² som van p.p'-DDT, o.p'-DDT, p.p'-DDE en p.p'-TDE uitgedrukt als DDT
Beweid Grasland	Gras	0,01 ^{1,2}	0,01 ^{1,2}	-	0,05
Veevoeder	Snijmaïs	0,01 ^{1,2}	0,01 ^{1,2}	-	0,05
Gewassen	Suikerbiet	0,01 ^{1,2}	0,01 ^{1,2}	-	0,05
Akkerbouw	Tarwe	0,01 ²	0,01 ²	-	0,05
	Aardappel	0,01 ²	0,01 ²	-	0,05
Groente teelt	Sla	0,01 ²	0,01 ²	-	0,05
	Andijvie	0,01 ²	0,01 ²	-	0,05
Fruitteelt	Appel	0,05 ²	0,01 ²	-	0,05

¹Europese Commissie (1999) Richtlijn nr. 1999/29/EG van de Raad van 22 april 1999 inzake ongewenste stoffen en producten in diervoeding, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen PbEG L 115. Voor alle gewassen betreffen dit normen herleid tot een vochtgehalte van 12% die voor deze tabel zijn herleid tot gehalte per kg droge stof.

²Staatscourant (2001) Wijziging Regeling residuen van bestrijdingsmiddelen van 20 december 2001, nr. 250, Den Haag. Staatscourant (2001) Regeling Residuen van bestrijdingsmiddelen, Bijlage II, zoals laatstelijk gewijzigd bij regeling van 20 december, nr. 247, Den Haag.

Parameters gebruikt voor berekening kritische bodemconcentraties.

De kritische bodemconcentraties zijn berekend voor drie verschillende grondsoorten, te weten een zand/klei-grond met een organisch stofgehalte van 3%, een veengrond met een organisch stofgehalte van 25% en een standaardgrond met een organisch stofgehalte van 10%.

In Tabel 5.2 zijn voor drins, DDT/DDD/DDE en PAK stoffeigenschappen weergegeven welke gebruikt zijn voor de berekening van de kritische bodemconcentraties. Voor de berekening van de bioaccumulatiefactor van grond naar gewas is uitgegaan van een bladdikte van 1 millimeter, een evaporatieflux van 0,0002 m.dag⁻¹, een overdrachtscoëfficiënt van blad naar lucht van 80 m.dag⁻¹, een verdunningsfactor door groei van 0,035 dag⁻¹, een water- en vetgehalte van de plant van respectievelijk 65% en 1% en een correctiefactor op log K_{ow} van 0,95.

Voor de volgende vormen van bodemgebruik zijn de kritische bodemconcentraties berekend op basis van gehalten in wortelgewassen: veevoederproductie en akkerbouwgewassen (aardappelen). Voor beweide grasland, tuinbouwgewassen en fruitteelt zijn de kritische bodemconcentraties berekend op basis van gehalten in bladgewassen.

Tabel 5.2*Overzicht stofparameters voor berekening van opname van organische verontreinigingen door planten (Otte et al., 2001)*

Stof	Parameter		
	log K _{OC}	log K _{OW}	H' (=H/RT)
aldrin	3,94	6,50	1,47·10 ⁻²
dieldrin	3,99	4,55	1,59·10 ⁻⁵
endrin	3,95	4,55	4,34·10 ⁻⁶
DDT	5,58	6,91	2,84·10 ⁻⁴
DDE	5,35	6,96	1,42·10 ⁻⁴
DDD	5,18	6,22	4,21·10 ⁻⁵
naftaleen	2,98	3,30	1,17·10 ⁻²
antraceen	4,30	4,45	9,89·10 ⁻⁴
fenantreen	4,23	4,47	1,35·10 ⁻³
fluoranteen	5,18	5,16	1,63·10 ⁻³
benzo[a]antraceen	5,79	5,54	1,73·10 ⁻⁶
chryseen	5,74	5,81	4,74·10 ⁻⁶
benzo[a]pyreen	5,82	6,13	1,59·10 ⁻⁵
benzo[ghi]peryleen	6,43	6,22	3,18·10 ⁻⁶
benzo[k]fluoranteen	6,24	6,11	2,75·10 ⁻⁶
indeno[1,2,3-cd]pyreen	6,02	6,87	1,17·10 ⁻⁶

Voor de berekening van bioaccumulatiefactor van bodemvocht naar plant is uitgegaan van de methode volgens Trapp en Matthies. Hierbij wordt aangesloten bij de methode gebruikt voor de berekening van humane risico's bij consumptie van gewassen. De berekende bioaccumulatiefactoren van bodemvocht naar plant zijn weergegeven in Tabel 5.3.

Tabel 5.3*Overzicht berekende bioaccumulatiefactoren bodemvocht-wortel en bodemvocht-blad*

Stof	Bioaccumulatiefactor	
	BAF _{wr} (-)	BAF _{ws} (-)
aldrin	991	0,09
dieldrin	28	1,94
endrin	28	2,17
DDT	2109	0,28
DDE	2312	0,28
DDD	592	0,28
naftaleen	4	0,0026
antraceen	24	0,18
fenantreen	24	0,13
fluoranteen	85	0,18
benzo[a]antraceen	170	0,56
chryseen	279	0,33
benzo[a]pyreen	502	0,28
benzo[ghi]peryleen	592	0,29
benzo[k]fluoranteen	484	0,29
indeno[1,2,3-cd]pyreen	1959	0,29

5.2.2 Resultaten

Berekende kritische gehalten in bodem op basis van gewasnormen

In Tabel 5.4 zijn de berekende waarden van de kritische bodemgehalten weergegeven voor de verschillende normen.

Tabel 5.4

Afgeleide kritische waarden voor het gehalte aan organische microverontreinigingen in bodem, op basis van normen voor gehalten in gewassen

Stof	Kritische waarde (mg·kg ⁻¹ d.s.)									
	grasland		veevoeder		akkerbouw		tuinbouw		fruitteelt	
	zand/ klei	veen	zand/ klei	veen	zand/ klei	veen	zand/ klei	veen	zand/ klei	veen
Aldrin	18	570	0,0016	0,013	0,0016	0,013	18	570	90	2850
Dieldrin	0,89	7,40	0,062	0,51	0,062	0,51	0,89	7,40	4,5	37
Endrin	0,73	6,0	0,056	0,47	0,056	0,47	0,73	6,0	2,4	30
DDT ¹	1200	1,1·10 ⁵	0,16	1,3	0,16	1,3	1200	1,1·10 ⁵	6000	55·10 ⁵

¹ kritische waarde voor som DDT/DDE/DDD, bij berekening is uitgegaan van stoffeigenschappen van DDT

Uit de Tabel blijkt dat er extreme verschillen zijn in de kritische waarden afhankelijk van de betrokken organische microverontreinigingen. Zo varieert de waarde voor aldrin van 0,0016 mg·kg⁻¹ voor veevoedergewassen op zand/kleigrond tot 2850 mg·kg⁻¹ voor fruitteelt op veen. Deze verschillen hebben deels ook te maken met de onzekerheid in de parametrisatie en de gebruikte methode.

5.3 Effecten op dieren: voedselveiligheid en diergezondheid

5.3.1 Berekeningsmethode

Opname van organische verontreinigingen door dieren

Opname van organische verontreinigingen door dieren kan plaatsvinden middels, ingestie van grond, opname via voedsel, drinken van (grond)water, inademen van lucht. Voor de berekening van kritische waarden zijn opname via het drinken van (grond)water en inademen van lucht niet meegenomen aangezien deze slechts een kleine bijdrage leveren aan de totale blootstelling. Voor de toelaatbare dagelijkse inname geldt dan:

$$TDI = I_p \cdot OM_{p(crit)} + I_b \cdot OM_{b(crit)} \quad (5.9)$$

met:

$$\begin{aligned} I_p &= \text{opname plant door dieren (kg·dag}^{-1}\text{)} \\ I_b &= \text{opname bodem door dieren (kg·dag}^{-1}\text{)} \end{aligned}$$

Door combinatie van vergelijkingen 5.8 met 5.9 kan dan het kritisch bodemgehalte worden berekend uitgaande van de TDI (zie ook vergelijking 2.9 voor zware metalen):

$$OM_{b(crit)} = \frac{TDI}{I_p \cdot BAF_{bp} + I_b} = \frac{TDI}{I_p \cdot \frac{0,59 \cdot f_{OM} \cdot K_{OC}}{BAF_{wp}} + I_b} \quad (5.10)$$

Voor beweide dieren geldt dat $BAF_{wp} = BAF_{ws}$ (bioaccumulatiefactor bodem-blad). Behalve uitgaande van een TDI kan er ook een kritisch bodemgehalte worden berekend op basis van de kritische gehalten in dierlijke producten (vlees, melk, eieren). In de aanpak door de Landbouwadviescommissie milieukritische stoffen zijn kritische waarden voor organische microverontreinigingen in relatie tot normen voor dierlijke producten berekend volgens (zie ook vergelijking 2.13 voor zware metalen):

$$OM_{b(crit)} = \left(\frac{OM_{dp(crit)} \cdot (I_p + I_b)}{(BAF_{bp} \cdot I_p + I_b) \cdot BAF_{pd}} \right) \quad (5.11)$$

Deze aanpak is echter niet gekozen omdat voor de overdracht naar dierlijke organen veelal gebruik wordt gemaakt van een biotransferfactor die de overdracht geeft van de inname naar gehalte in dierlijk product volgens:

$$OM_{dp} = BTF_{dp} \cdot (I_p \cdot OM_p + I_b \cdot OM_b) \quad (5.12)$$

met:

OM_{dp} = gehalte in dierlijke producten ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

BTF_{dp} = biotransferfactor van inname naar dierlijke producten ($\text{dag} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Door combinatie van vergelijkingen 5.8 met 5.12 kan dan het kritisch bodemgehalte worden berekend uitgaande van het toelaatbare gehalte in dierlijke producten:

$$OM_{b(crit)} = \frac{OM_{dp(crit)}}{\left(I_p \cdot \frac{BAF_{wp}}{0,59 \cdot f_{OM} \cdot K_{OC}} + I_b \right) \cdot BTF_{dp}} \quad (5.13)$$

Bij gebruik van vergelijking (5.13) wordt aangenomen dat de biotransferfactor gelijk is voor opname van verontreinigingen uit gewassen en opname uit grond. Het is gebleken dat van met name sterk hydrofobe verontreinigingen in de grond slechts een gedeelte beschikbaar is voor opname door dieren. Bij berekening van het kritisch bodemgehalte met behulp van vergelijking 5.10 wordt derhalve uitgegaan van een worst-case benadering waarbij wordt aangenomen dat alle verontreinigingen in de grond beschikbaar zijn voor opname.

Voor de berekening van de waarden van BTF voor de verschillende producten zijn diverse modellen bekend. Travis en Arms (1988) hebben gebruik gemaakt van een door middel van regressie bepaalde relatie tussen BTF_{dp} en $\log K_{OW}$:

$$\begin{aligned} \log BTF_{vlees} &= \log K_{OW} - 7,6 \\ \log BTF_{melk} &= \log K_{OW} - 8,1 \end{aligned} \quad (5.14)$$

Dowdy et al. (1996) hebben gebruik gemaakt van een door middel van regressie bepaalde relatie tussen BTF_{pd} en een moleculaire connectiviteitsindex ($^1\chi_{pc}$), welke gebaseerd is op de structuur van de verontreiniging.

$$\begin{aligned} \log BTF_{vlees} &= 0,525 \cdot ^1\chi_{pc} - 5,904 \\ \log BTF_{melk} &= 0,412 \cdot ^1\chi_{pc} - 5,879 \end{aligned} \quad (5.15)$$

Deze relatie geeft een betere correlatie met experimentele BTF_{dp} -waarden dan het gebruik van de relaties met $\log K_{OW}$ (vergelijking 5.14). Het nadeel van het gebruik van $^1\chi_{pc}$ is dat deze geen directe relatie heeft met een fysiek proces.

Normen in verband met voedselveiligheid van dierlijke producten en diergezondheid

In Tabel 5.5 is aangegeven is aangegeven wat de normen zijn voor drins, DDT/DDD/DDE en PAK in dierlijke producten (melk en vlees) voor runderen en schapen in relatie tot voedselveiligheid. Ter completering is ook informatie gegeven voor varkens en kippen. Hieruit blijkt dat voor aldrin, dieldrin en endrin de normen voor melk beduidend scherper zijn dan voor vlees. Net als voor plantaardige producten geldt voor dierlijke producten dat er geen norm is voor PAK.

Tabel 5.5

Overzicht van normen voor organische microverontreinigingen in dierlijke producten voor verschillende diersoorten in relatie tot voedselveiligheid (Regeling residuen van bestrijdingsmiddelen¹)

Dier	Product	Norm (mg·kg ⁻¹)			
		Aldrin of dieldrin ^c	Endrin	PAK	som van p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE en p,p'-TDE; uitgedrukt als DDT
Rund	Vlees	0,2	0,05	-	1,0
	Melk ^b	0,006	0,0008	-	0,04
Schaap	Vlees	0,2	0,05	-	1,0
	Melk ^b	0,006	0,0008	-	0,04
Varken	Vlees	0,2	0,05	-	1,0
Kippen	Vlees	0,2	0,05	-	1,0
	Eieren	0,02	0,005	-	0,05

^a Staatscourant (2001) Wijziging Regeling residuen van bestrijdingsmiddelen van 20 december 2001, nr. 250, Den Haag. Staatscourant (2001) Regeling Residuen van bestrijdingsmiddelen, Bijlage II, zoals laatstelijk gewijzigd bij regeling van 20 december, nr. 247, Den Haag

^b Bij melk is de norm uitgedrukt op basis van het product.

^c Aldrin en dieldrin afzonderlijk of gezamenlijk uitgedrukt als dieldrin

In Tabel 5.6 is aangegeven is aangegeven wat de toelaatbare dagelijkse inname is voor drins, DDT/DDD/DDE en PAK door dieren in relatie tot diergezondheid.

Tabel 5.6

Overzicht van toelaatbare dagelijkse innames voor organische microverontreinigingen door runderen in relatie tot diergezondheid (Otte et al., 2001)

stof	TDI (mg·kg ⁻¹ ·dag ⁻¹)
aldrin	1,0·10 ⁻⁴
dieldrin	1,0·10 ⁻⁴
endrin	2,0·10 ⁻⁴
DDT	5,0·10 ⁻⁴
DDE	5,0·10 ⁻⁴
DDD	5,0·10 ⁻⁴
naftaleen	4,0·10 ⁻²
antraceen	4,0·10 ⁻²
fenantreen	4,0·10 ⁻²
fluoranteen	5,0·10 ⁻⁴
benzo[a]antraceen	5,0·10 ⁻⁵
chryseen	5,0·10 ⁻⁴
benzo[a]pyreen	5,0·10 ⁻⁶
benzo[ghi]peryleen	3,0·10 ⁻²
benzo[k]fluoranteen	5,0·10 ⁻⁵
indeno[1,2,3-cd]pyreen	5,0·10 ⁻⁵

Parameters gebruikt voor berekening kritische bodemconcentraties

Voor de berekening van de kritische bodemgehalten op basis van gehalten in dierlijke producten en diergezondheid zijn, wat de overdracht van bodem naar plant (gras) betreft, dezelfde aannames en parameters gebruikt als bij de berekening op basis van gehalten in plantaardige producten. Specifiek voor dieren is, evenals bij de berekening voor zware metalen, ervan uitgegaan dat de inname aan voer (meest gras) en grond voor koeien en schapen gelijk is aan respectievelijk 16,9 en 2,5 kg·dag⁻¹ aan voer (bladgewassen) en 0,41 en 0,10 kg·dag⁻¹ aan grond, ervan uitgaande dat de dieren volledig buiten lopen ("worst case-scenario"). Verder is uitgegaan van een massa van 700 kg voor koeien en 75 kg voor schapen. De gebruikte moleculaire connectiviteitsindices (¹χ_{pc}) voor berekening van de gehalten van organische verontreinigingen in dierlijke producten zijn weergegeven in tabel 5.7.

Tabel 5.7

Moleculaire connectiviteitsindices (χ_{pc}) voor berekening van biotransferfactoren van bodem c.q. plant naar dierlijke producten

Parameter	Stof					
	Aldrin	Dieldrin	Endrin	DDT	DDE	DDD
χ_{pc}^1	8,3	8,8	8,8	8,9	8,6	8,6

In de eerder afgeleide LAC waarden is gebruik gemaakt van normen voor melkvet en bioaccumulatiefactoren van voer (gras, maïs) naar melkvet. In deze studie is echter gebruik gemaakt van de meest recente normen voor melk en vlees en daarbij van bioaccumulatiefactoren van voer naar melk (in plaats van melkvet) en vlees.

Voor de berekening van de biotransferfactor van plant en bodem naar vlees en melk zijn zowel de vergelijkingen van Dowdy et al (1996) als van Travis en Arms (1988) gebruikt. Overigens is het beter om uit te gaan van de methode volgens Dowdy et al. (1996) omdat deze relatie een betere fit geeft met experimentele resultaten. Verder wordt hierbij ook aangesloten bij de methode gebruikt voor de berekening van humane risico's bij consumptie van vlees en melk. De berekende biotransferfactoren van plant en bodem naar vlees en melk zijn weergegeven in Tabel 5.8.

Tabel 5.8

Overzicht berekende biotransferfactoren voor berekening van kritische waarden van organische verontreinigingen in de bodem

Stof	Biotransferfactor			
	BTF _{vlees} ¹ (dag.kg ⁻¹)	BTF _{melk} ¹ (dag.kg ⁻¹)	BTF _{vlees} ² (dag.kg ⁻¹)	BTF _{melk} ² (dag.kg ⁻¹)
Aldrin	0,028	0,0041	0,079	0,025
Dieldrin	0,052	0,0067	0,00089	0,00028
Eldrin	0,052	0,0067	0,00089	0,00028
DDT	0,059	0,0074	0,020	0,0065
DDE	0,041	0,0055	0,029	0,0072
DDD	0,041	0,0055	0,0042	0,0013

¹ BTF-waarden berekend volgens Dowdy et al. (1996)

² BTF-waarden berekend volgens Travis & Arms (1988)

5.3.2 Resultaten

In Tabel 5.9 zijn de berekende waarden van de kritische bodemgehalten weergegeven voor de verschillende normen. Verder zijn in deze tabel ter vergelijking ook de LAC-waarden opgenomen. Uit de tabel blijkt dat voor alle stoffen de meest kritische gehalten berekend worden op basis de toelaatbare dagelijkse inname. Het maakt wat dat betreft dus niet of welke methode wordt gebruikt bij de berekening van biotransferfactoren van plant en bodem naar vlees en melk. Overigens blijken de methoden wel enorme grote verschillen op te leveren. Voor Aldrin blijkt de methode van Dowdy et al. (1996) tot beduidend hogere kritische waarden als die van Travis en Arms (1988) te leiden, terwijl voor Dieldrin en Endrin het omgekeerde het geval is. Voor DDT's is het verschil klein.

Uit Tabel 5.9 blijkt dat kritische waarden op basis van diergezondheid (TDI) het laagst zijn. Normen voor dierlijke producten zijn derhalve niet bepalend. Verder blijkt dat de kritische gehalten bij beweide grasland van drins en DDT nauwelijks afhankelijk zijn van het bodemtype. Dit wordt veroorzaakt doordat de blootstelling van runderen aan deze stoffen vooral bepaald wordt door de inname van grond. Deze bijdrage van grondinname aan de blootstelling van runderen op beweide grasland is weergegeven in Tabel 5.10.

Tabel 5.9

Afgeleide kritische gehalten aan organische microverontreinigingen in de grond, op basis van normen voor voedselveiligheid en diergezondheid van runderen (TDI)

Stof	Kritische gehalten in bodem voor beweide grasland (mg.kg ⁻¹)					
	Vlees ^a		Melk ^a		TDI	
	zand/ klei	veen	zand/ klei	veen	zand/ klei	veen
aldrin	17/6,0	17/6,1	116/19	118/19	0,17	0,17
dieldrin	6,4/370	8,9/520	50/1180	69/1640	0,11	0,16
endrin	1,5/87	2,2/130	12/276	17/405	0,22	0,32
DDT ^b	41/12	42/12	330/38	330/38	0,85	0,85
naftaleen ^c	-	-	-	-	67,9	68,2
antraceen ^c	-	-	-	-	66,9	68,1
fenantreen ^c	-	-	-	-	67,2	68,1
fluoranteen ^c	-	-	-	-	0,85	0,85
benzo[a]antraceen ^c	-	-	-	-	0,085	0,085
chryseen ^c	-	-	-	-	0,85	0,85
benzo[a]pyreen ^c	-	-	-	-	0,009	0,009
benzo[ghi]peryleen ^c	-	-	-	-	51,2	51,2
benzo[k]fluoranteen ^c	-	-	-	-	0,085	0,085
indeno[1,2,3-cd]pyreen ^c	-	-	-	-	0,085	0,085

^a De eerste waarde is op basis van BTF-waarden volgens Dowdy et al. (1996), de tweede op basis van BTF-waarden volgens Travis & Arms (1988).

^b som DDT, DDE en DDD; bij de berekening is uitgegaan van stoffeigenschappen van DDT.

^c Voor PAK is bij berekening kritische waarde op basis van TDI alleen uitgegaan van blootstelling via inname grond. Blootstelling via inname gewas is verwaarloosd, hierbij aansluitend bij het ontbreken van normen voor PAK in gewassen.

Tabel 5.10

Bijdrage afzonderlijke opname-routes aan blootstelling runderen.

Stof	Bijdrage blootstelling runderen (%)			
	Zand/klei		Veen	
	Inname grond	Inname gewas	Inname grond	Inname gewas
Aldrin	97,7	2,3	99,9	0,1
Dieldrin	68,4	31,6	94,7	5,3
Endrin	63,8	36,2	93,6	6,4
DDT	99,8	0,02	100	0,0

5.4 Discussie en conclusies

5.4.1 Discussie

Validiteit modelberekening

Uit Tabellen 5.4 en 5.9 blijkt dat de berekening van kritische gehalten in de bodem uitgaande van wortelgewassen (veevoederproductie en akkerbouwgewassen) zeer lage kritische gehalten oplevert. Deze lage gehalten worden veroorzaakt door de hoge waarden voor BAF_{wr}. De betrouwbaarheid van de gebruikte modellen voor de berekening van gewasconcentraties, zowel in wortel als in blad, is echter onduidelijk. Een recente evaluatie van modellen voor opname van organische verbindingen door planten laat zien dat berekende BAF-waarden met gebruikte modellen zowel honderd maal groter als honderd maal kleiner kunnen zijn dan daadwerkelijk gemeten BAF-waarden (Fryer & Collins, 2003). Het verdient derhalve de voorkeur om ook voor organische verontreinigingen bodem-plant-tranferfuncties af te leiden op basis van veldgegevens, zoals is gedaan voor zware metalen.

Beschikbare fractie aan organische microverontreinigingen in relatie tot normstelling

Aangezien het grootste deel van de blootstelling bij beweide grasland veroorzaakt wordt door inname van grond is het van belang te weten wat de fractie is die daadwerkelijk beschikbaar is voor opname. In de berekeningen voor de opname is ervan uitgegaan dat de verontreinigingen in de grond volledig beschikbaar zijn.

Voor het vaststellen van effecten is van belang te weten wat de beschikbare fractie is. Er zijn methoden, zowel chemische als biologische, om de beschikbaarheid te meten. De beschikbare fractie kan gekoppeld worden aan de hoeveelheid die desorbeert of de fractie die onder de juiste microbiële omstandigheden afbreekbaar is. Van de snel desorbeerbare fractie kan worden aangenomen dat hij verantwoordelijk is voor effecten. Ter illustratie, in anaerobe situaties varieert de beschikbaarheid van PAKs tussen de 5 en 80%, afhankelijk van de leeftijd van de verontreiniging en redoxtoestand van de bodem (Doddema et al., 1998; Harmsen & Ferdinandy, 1999)

In gronden die meestal aeroob zijn, zijn de beschikbare PAKs afgebroken. In situaties waar de PAK al zeer lang in de bodem zit, bijvoorbeeld de uiterwaarden, zijn alleen nog de zeer langzaam desorberende PAK's aanwezig. Wordt hier de beschikbaarheid in gemeten, dan blijkt ca 5% beschikbaar (gemeten met de Tenax-methode) te zijn (Harmsen. pers. comm.). De meetfout is echter groot. Gaan we uit van een desorptieconstante van $0,05 \text{ jaar}^{-1}$ (eerste orde afname), dan komt in 1 jaar ook ca 5% beschikbaar. Beiden komen redelijk overeen en als vuistregel kan worden gebruikt dat in aerobe situaties met een oude PAK verontreiniging ca. 5% van de totale hoeveelheid beschikbaar komt. Bij deze trage desorptie kan geen onderscheid meer worden gemaakt tussen individuele PAKs. Een afbraakconstante van 0,05 is van dezelfde grootteorde als de constante die hoort bij de omzetting van organische stof. In situaties met een grote organische stof dynamiek is het mogelijk dat er meer PAK beschikbaar komt.

Naast de twee uitersten zijn er ook mengsituaties mogelijk. Dit treedt bijvoorbeeld op bij het op de kant zetten van baggerspecie. de oorspronkelijk bodem kan beschouwd worden als een aerobe bodem, maar de opgebrachte bagger bestaat uit een mengsel van snel, langzaam en zeer langzaam beschikbaar PAK. De verhoudingen hiertussen zijn nog onbekend.

Samengevat levert dit voor de drie situaties het volgende op:

- Aerobe bodem: 5% van de PAK is beschikbaar.
- Anaerobe bodem: Tussen 5 en 80% is beschikbaar, uitsluitsel via meting.
- Verspreid sediment: In het eerste jaar na baggeren is tussen 5 en 80% is beschikbaar (uitsluitsel via meting) en in volgende jaren is 5% van de PAK is beschikbaar.

Een belangrijk punt is of de waarde van 5% kan worden doorberekend in de normstelling. Het is in elk geval zo dat K_{oc} waarden veelal bepaald zijn op basis van laboratorium experimenten met vers toegevoegd PAK, met een relatief hoge beschikbaarheid. De aldus bepaalde waarden liggen hoger dan waargenomen zullen worden in een veldsituatie waar PAK veel minder beschikbaar is. De gebruikte K_{oc} waarden zijn derhalve vrijwel zeker te hoog. Het is nog onduidelijk of de beschikbaarheid van PAK een grote invloed heeft op de opname door ingestie van grond. Wat hier aan de orde is, is in hoeverre de gebruikte biotransferfactoren van Travis en Arms (1988), die in de berekening betrekking hebben op de overdracht vanuit een mengsel van voedsel en grond naar dierlijke producten (zie Formule 5.13) beïnvloedt zijn door de biobeschikbaarheid van PAK. Vooralsnog lijkt het redelijk om te stellen dat dit in de onzekerheid van die transferfactoren is verdisconteerd. Bij de terugrekening van zowel dierlijk orgaan (via voer) als gewas naar bodem is bij de overdrachtsberekening van bodem naar plant via de waterfase echter sprake van een overschatting door gebruik van te hoge K_{oc} waarden. De daarmee berekende Kritische bodemconcentraties moeten als een worst case benadering worden gezien.

Afbraak van organische microverontreinigingen

Voor organische contaminanten moet bij bodemgebruik ook de mogelijkheid voor afbraak worden betrokken. Door afbraak zal het gehalte van de contaminant op termijn lager worden, mits er niet opnieuw wordt aangevoerd. In de bodem kan onderscheid worden gemaakt in aerobe en anaerobe omstandigheden. Veel stoffen zoals Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) en minerale olie worden alleen merkbaar afgebroken onder aerobe omstandigheden. Voor het bodemgebruik moeten daarom droge (aerobe) en nat (anaerobe) bodemgebruik worden onderscheiden. Bij nat bodemgebruik kan met name worden gedacht aan

ontwikkeling van natte natuur. In feite geldt dat de afgeleide kritische bodemconcentraties betrekking hebben op organische microverontreinigingen die nog niet zijn afgebroken. Door het optreden van afbraak is dit een heel duidelijke worst case benadering, vergelijkbaar met het gebruik van te hoge Koc waarden als gevolg van een beperkte beschikbaarheid.

5.4.2 Conclusies

De kritische waarden op basis van eisen aan plantaardige producten verschillen zeer sterk tussen de verschillende grondgebruiken. Hierbij zijn kritische waarden in geval van wortelgewassen veel strenger dan bij bladgewassen. De gebruikte modellen voor de berekening van de opname door planten kennen echter een grote onzekerheid

Ten aanzien van eisen aan de diergezondheid en dierlijke producten is inname van verontreinigde grond de belangrijkste blootstellingroute en derhalve zijn de kritische waarden nauwelijks afhankelijk van het bodemtype. Onzekerheid in de modellen voor opname door planten heeft dus nauwelijks invloed op de berekende kritische waarden. De kritische waarden op basis van diergezondheid zijn voor alle stoffen strenger dan normen op basis van eisen aan dierlijke producten.

6 Afleiding van kritische bodemconcentraties op basis van eisen aan grond- en oppervlaktewaterkwaliteit

6.1 Gekozen aanpak

Bij het afleiden van kritieke bodemgehalten van organische stoffen voor de vaste fase waarbij grond- en of oppervlaktewaternormen overschreden worden is een vergelijkbare aanpak gehanteerd als bij zware metalen (zie hoofdstuk 4). Voor de berekening van de evenwichtsconcentraties in het bodemvocht op basis van gehalten in de bodem wordt nu gebruik gemaakt van een lineaire adsorptie isotherm, in tegenstelling tot een Freundlich isotherm voor zware metalen. In hoofdstuk 6.2 wordt nader ingegaan op de methodiek voor de berekening van kritieke bodemgehalten terwijl de resultaten van de berekeningen in hoofdstuk 6.3 worden gegeven. In hoofdstuk 6.4 volgt een discussie en conclusies

6.2 Berekeningsmethode

In het onderstaande wordt een overzicht gegeven van de

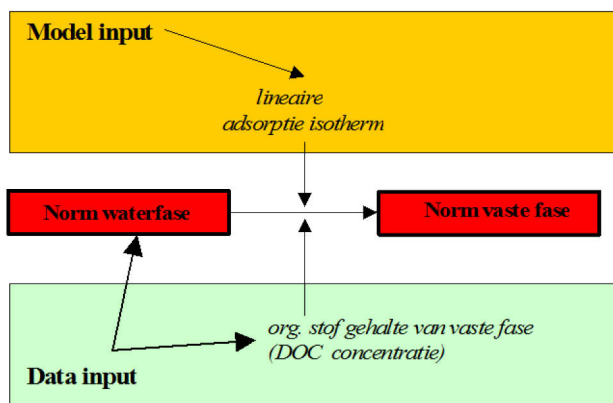
- Methodiek voor de berekening van bodemnormen uit de combinatie van normen in grondwater of oppervlaktewater en verdelingscoëfficiënten tussen bodem en bodemvocht.
- Aanwezige normen voor grondwater en oppervlaktewater.
- Verdelingscoëfficiënten tussen bodem en bodemvocht, zoals die in de literatuur zijn gegeven voor organische microverontreinigingen, en de relatie tussen de verdelingscoëfficiënten en de bodemeigenschappen (organische stofgehalte).

Methodiek voor de berekening van kritische bodemconcentraties

Op basis van een partitievergelijking wordt het gehalte van de organische verontreiniging in de bodem berekend dat hoort bij een concentratie in de waterfase die gelijk is aan de voor grond- en oppervlaktewater geldende norm (zie ook figuur 6.1). Daarbij is gebruik gemaakt van twee methodes, namelijk:

- Een standaardmethode, zoals gebruikt bij de berekeningen van humane risico's, waarbij in de waterfase enkel wordt uitgegaan van de vrije concentratie aan organische microverontreiniging. Impliciet wordt er van uitgegaan dat alleen de vrije concentratie bijdraagt aan het risico.
- Een alternatieve methode waarbij in de waterfase wel onderscheid is gemaakt tussen de vrije en de totale concentratie aan organische microverontreiniging, waarbij het verschil tussen beide waarden de verontreinigingen zijn die door opgeloste organische stof gecomplexeerd worden. Hierbij wordt er in de partitievergelijking van uitgegaan dat de concentratie in de waterfase gelijk is aan de totaal (vrij en gecomplexeerd) opgeloste hoeveelheid

In beide benaderingen wordt ervan uitgegaan dat het reactieve gehalte in de bodem gelijk is aan het totale gehalte van organische verontreinigingen. Op de consequenties hiervan wordt ingegaan in de discussie aan het eind van dit hoofdstuk (zie ook de discussie aan het eind van het vorige hoofdstuk).



Figuur 6.1.

Berekening van norm voor de vaste fase uitgaande van normen voor de waterfase voor organische stoffen

Standaardmethode: relatie tussen vaste fase en vrije concentratie in oplossing

De hier gebruikte vergelijking om van vrije concentratie naar vaste fase (reactief) te rekenen is gebaseerd op een lineaire adsorptie-isotherm:

$$OM = K_p \cdot [OM]_{opl,vrij} \quad (6.1)$$

OM = reactieve gehalte van organische verontreiniging in de vaste fase (in $mg \cdot kg^{-1}$).

K_p = verdelingscoëfficiënt (in $l \cdot kg^{-1}$)

$[OM]_{opl,vrij}$ = vrije concentratie in de waterfase (= in dit geval de norm, in $mg \cdot l^{-1}$)

De waarde voor K_p kan voor iedere bodem worden berekend op basis van het organisch stofgehalte volgens:

$$K_p = f_{OC} \cdot K_{OC} = 0.59 \cdot f_{OS} \cdot K_{OC} \quad (6.2)$$

met:

f_{OC} = fractie organisch koolstof van de vaste fase (-)

K_{OC} = verdelingscoëfficiënt organisch koolstof-water ($l \cdot kg^{-1}$)

f_{OS} = fractie organisch stof van de vaste fase (-)

In dit rapport is deze methode gebruikt bij terugrekenen van MTR-waarden voor oppervlaktewater naar kritische concentraties voor de bodem omdat de MTR betrekking heeft op de vrije concentratie van organische verontreinigingen in de waterfase.

Alternatieve methode: relatie tussen vaste fase en totale concentratie in oplossing

Door sorptie van de organische microverontreinigingen aan opgeloste organische stof is de totale concentratie hoger dan de vrije concentratie. De evenwichtsvergelijking tussen de totale organische microverontreinigingen in de vaste fase en de vloeibare fase is dan als volgt:

$$OM = \frac{0.59 \cdot f_{OS} \cdot K_{OC} \cdot [OM]_{opl,tot}}{1 + DOC \cdot K_{DOC}} \quad (6.3)$$

met:

$[OM]_{opl,tot}$ = totale concentratie in de waterfase (in $mg \cdot l^{-1}$)

DOC = concentratie opgelost organisch koolstof in de waterfase (in $kg \cdot l^{-1}$)

K_{DOC} = verdelingscoëfficiënt opgelost organisch koolstof-water (in l·kg⁻¹)

Deze vergelijking is toegepast bij het terugrekenen van streef- en interventiewaarden van ondiep grondwater naar kritische bodemconcentraties omdat deze waarden betrekking hebben op de totale concentratie in de waterfase.

Normen voor concentraties organische stoffen in grondwater en oppervlaktewater

In Tabel 6.1 is een overzicht gegeven van de op dit moment geldende normen (streef-, interventie-, en MTR waarden) die in de berekening gebruikt zijn.

Tabel 6.1.

Overzicht van normen gebruikt om kritisch gehalte van organische stoffen te berekenen (in ng·l⁻¹).

Stof	Streefwaarde ondiep grondwater ^a	Interventiewaarde grondwater ^a	MTR waarde oppervlakte water ^b
DDT	0,004 ^c	10 ^c	0,4
DDE	- ^c	- ^c	0,4
DDD	- ^c	- ^c	0,4
aldrin	0,009	100 ^d	0,9
dieldrin	0,1	- ^d	12
endrin	0,04	- ^d	4
naftaleen	10	70000	1200 ³
antraceen	0,7	5000	70
fenantreen	3	5000	300
fluoranteen	3	1000	300
benzo[a]antraceen	0,1	500	10
chryseen	3	200	300
benzo[a]pyreen	0,5	50	50
benzo[ghi]perylene	0,3	50	30
benzo[k]fluoranteen	0,4	50	40
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0,4	50	40

^a bron: Circulaire Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering, Staatscourant, 24-02-2000

^b bron: (2000)

^c som DDT, DDE en DDD

^d som aldrin, dieldrin en endrin

Verdelingscoëfficiënten tussen bodem en bodemvocht

Waarden voor verdelingscoëfficiënt organisch koolstof-water ($\log K_{OC}$) die bepalend zijn voor de verdelingscoëfficiënt (K_p) voor organische microverontreinigingen tussen bodem en bodemvocht (zie vergelijking 6.2) zijn gegeven in tabel 6.2. Voor K_{DOC} is aangenomen dat deze gelijk is aan K_{OC} .

6.3 Resultaten

Een overzicht van berekende kritiek gehalten in de vaste fase gebaseerd op normen voor grondwater of oppervlaktewater is gegeven in Tabel 6.3. Evenals bij de berekening van bodemnormen uit gewasnormen is uitgegaan van:

- Een humusarme zandgrond met een organische stofgehalte van 3% en een DOC concentratie van 30 mg·l⁻¹
- Een kleigrond met een organische stofgehalte van 3% en een DOC concentratie van 30 mg·l⁻¹.
- Een veengrond met een organische stofgehalte van 30% en een DOC concentratie van 100 mg·l⁻¹.
- Voor standaard een standaardgrond met een organische stofgehalte van 10% en een DOC concentratie van 50 mg·l⁻¹.

De DOC gehalten zijn gebaseerd op ca. 20 metingen in poreuze cups in veengronden en op ca. 400 metingen, in zowel poreuze cups als peilbuizen, in zandgronden onder landbouw in Nederland (Bonten, pers. comm.).

Tabel 6.2.*Waarden voor log K_{oc} (K_{oc} in l·kg⁻¹)*

Stof	log K _{oc} ^a
DDT	5,58
DDE	5,35
DDD	5,18
aldrin	3,94
dieldrin	3,99
endrin	3,95
naftaleen	2,98
antracene	4,30
fenantreen	4,23
fluoranteen	5,18
benzo[a]antracene	5,79
chryseen	5,72
benzo[a]pyreen	5,82
benzo[ghi]peryleen	6,43
benzo[k]fluoranteen	6,24
indeno[1,2,3-cd]pyreen	6,02

^a bron: (Otte et al., 2001)**Tabel 6.3***Overzicht van berekende kritische bodemgehalten van organische microverontreinigingen op basis van de streefwaarde en interventiewaarde voor grondwater en MTR voor oppervlaktewater.*

Stof	Kritische bodemgehalten (µg·kg ⁻¹)			veen			standaard		
	zand/klei			SWgw ^a	IWgw ^b	MTRow ^c	SWgw ^a	IWgw ^b	MTRow ^c
DDT	0.0022 ^d	5.4 ^d	0.22	0.0069 ^d	17 ^d	0.69	0.0045 ^d	11 ^d	0.45
DDE	. ^d	. ^d	0.21	. ^d	. ^d	0.68	. ^d	. ^d	0.43
DDD	. ^d	. ^d	0.19	. ^d	. ^d	0.66	. ^d	. ^d	0.42
aldrin	0.0011	12 ^e	0.11	0.0074	82 ^e	0.74	0.0032	36 ^e	0.32
dieldrin	0.013	. ^e	1.6	0.087	. ^e	10.5	0.039	. ^e	4.6
endrin	0.0050	. ^e	0.49	0.033	. ^e	3.3	0.015	. ^e	1.5
naftaleen	0.16	1200	20	1.5	11000	190	0.54	3800	65
antracene	0.15	1100	15	0.83	5900	83	0.41	2900	41
fenantreen	0.60	1000	60	3.3	5600	330	1.6	2700	160
fluoranteen	1.5	480	150	5.0	1700	500	3.1	1040	310
benzo[a]-antracene	0.056	280	5.6	0.17	870	17	0.11	570	11
chryseen	1.7	110	170	5.2	350	520	3.4	230	340
benzo[a]-pyreen	0.28	28	28	0.87	87	87	0.57	57	57
benzo[ghi]-peryleen	0.17	29	17	0.53	88	53	0.35	59	35
benzo[k]-fluoranteen	0.23	29	23	0.70	88	70	0.47	58	46
indeno[1,2,3-cd]pyreen	0.23	29	23	0.70	88	70	0.46	58	46

^a Streefwaarde grondwater ondiep^b Interventie waarde grondwater^c MTR oppervlaktewater^d voor som DDT, DDE en DDD^e voor som aldrin, dieldrin, endrin

De DOC concentratie is voor klei gelijk verondersteld aan die voor zand. De waarde voor de standaardgrond is tussen die van zand en veen in gezet. De DOC gehalten zijn vooral gebaseerd op metingen in de landbouw. Waarden in de natuur kunnen verschillen omdat de pH in natuurlijke gronden lager is dan in landbouw en dat beïnvloed de DOC concentratie. De pH zelf speelt geen rol speelt in de berekening voor organische microverontreinigingen, dit in tegenstelling tot berekeningen bij zware metalen.

6.4 Discussie en conclusies

Discussie

In de in gebruik zijnde risicomodellen (CSOIL) en afleidingen van milieukwaliteitsnormen wordt gebruik gemaakt van de evenwichtspartitie-methode (EqP-methode). Bij organische contaminanten gaat het hierbij dan vooral om de interactie van de contaminant met de organische stof. De EqP-methode maakt gebruik van het gemeten totaal-gehalte en houdt rekening met de in de bodem aanwezige organische stof. Veldwaarnemingen blijken echter niet of nauwelijks verklaard te kunnen worden met de EqP-methode, wat een gevolg is van een beperkte biologische beschikbaarheid van de contaminanten door binding in de organische stof. Daarbij is het ene contaminantmolecuul sterker gebonden dan het andere. Dit kan worden verklaard door binding in poriën te klein voor organismen, maar ook door verschillen in stabiliteit van de organische stofmatrix. Resultaat hiervan is dat er geen sprake is van evenwicht tussen de vaste matrix en het water dat meedoet aan biologische interacties. Ook bij organische microverontreinigingen is het waarschijnlijk dat de reactieve fractie alleen bepalend is voor de interactie met de waterfase. Aangezien K_{OC} waarden veelal bepaald zijn op basis van laboratoriumexperimenten met vers toegevoegd PAK, met een relatief hoge beschikbaarheid, zijn die waarden veelal een onderschatting. Derhalve moeten de aldus berekende kritische waarden als een worst-case benadering gezien worden.

Conclusies

Voor de afleiding van kritische waarden voor organische microverontreinigingen op basis van normen voor grond- en oppervlaktewater geldt dat voor alle stoffen de kritische waarden voor zand- en kleigronden het laagst zijn. Sturend hierbij is het organische stofgehalte, waarbij een lager organisch stofgehalte, zoals in zand- en kleigronden, leidt tot een geringere bindingscapaciteit en dus tot lagere kritische gehalten bij een gelijkblijvende concentratie in het grond- c.q. oppervlaktewater. In tegenstelling tot kritische waarden van metalen heeft de pH geen invloed op de kritische waarden voor organische microverontreinigingen.

Deel III: Samenvatting kritische concentraties

7 Kritische concentraties voor zware metalen en organische verontreinigingen voor landbouw en natuur

Een volledig overzicht van de berekende kritische waarden voor zware metalen en organische microverontreinigingen voor alle landgebruiksvormen en de criteria uitgesplitst naar afzonderlijke deelcriteria is gegeven in Annex 10. Een samenvatting hiervan is gegeven in hoofdstuk 7.1 voor zware metalen en in hoofdstuk 7.2 voor organische microverontreinigingen.

7.1 Zware metalen

In Tabel 7.1-7.6 zijn de uiteindelijk geselecteerde berekende kritische waarden op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria gegeven voor de zware metalen As, Cd, Cu, Hg, Pb en Zn voor de landgebruiksvormen grasland en akkerbouw. Ter vergelijking zijn ook de bestaande LAC-waarden gegeven. Bij de kritische waarden is onderscheid gemaakt in drie bodemtypen: zand, klei en veen. Per metaal, per bodemtype en per landgebruik is ook de meest kritische waarde weergegeven.

Tabel 7.1

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor arseen op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	38	47	36	22	44	-
ecologisch	-	-	-	-	-	-
verspreiding	-	-	-	-	-	-
minimum	38	47	36	22	44	-
LAC-waarde	30	50	50	30	50	50

Tabel 7.2

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor cadmium op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	9,3	5,3	9,6	0,46	0,72	1,9
ecologisch	0,14	0,66	0,84	0,14	0,66	0,84
verspreiding	0,21	0,72	1,5	0,21	0,72	1,5
minimum	0,14	0,66	0,84	0,14	0,66	0,84
LAC-waarde	2	3	3	1	1	0,5

Tabel 7.3

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor koper op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	-	50	-	-	58	-
ecologisch	18	48	90	18	48	90
verspreiding	3,9	10	18	3,9	10	18
minimum	3,9	10	18	3,9	10	18
LAC-waarde	50	80	80	50	200	200

Tabel 7.4

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor kwik op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	0,87	2,4	2,3	0,16	3,7	-
ecologisch	-	-	-	-	-	-
verspreiding	-	-	-	-	-	-
minimum	0,87	2,4	2,3	0,16	3,7	-
LAC-waarde	2	2	2	2	2	2

Tabel 7.5

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor lood op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	155	50	159	43	17	207
ecologisch	7,3	17	75	7,3	17	75
verspreiding	25	55	217	25	55	217
minimum	7,3	17	75	7,3	17	75
LAC-waarde	150	150	150	100	200	200

Tabel 7.6

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor zink op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	-	412	-	374	538	1030
ecologisch	25	200	168	25	200	168
verspreiding	5,7	40	30	5,7	40	30
minimum	5,7	40	30	5,7	40	30
LAC-waarde	150	150	150	100	200	200

De oorspronkelijke LAC-waarden zijn afgeleid op basis van landbouwkundige eisen. Bovenstaande tabellen laten zien dat voor alle metalen met uitzondering van cadmium en zink, de in deze studie berekende kritische waarden op basis van landbouwkundige eisen redelijk overeenkomen met de LAC-waarden. Voor cadmium en zink zijn de berekende kritische waarden hoger dan de LAC-waarden. De kritische waarden op basis van ecologische eisen dan wel eisen aan verspreiding zijn voor alle metalen strenger dan waarden op basis van landbouwkundige eisen. De “overall” minimum waarden zijn daardoor ook (veel) lager dan de LAC-waarden.

7.2 Organische microverontreinigingen

In Tabel 7.7-7.10 zijn de uiteindelijk geselecteerde berekende kritische waarden op basis van landbouwkundige en verspreidingscriteria gegeven voor de organische microverontreinigingen aldrin, endrin, dieldrin en DDT (som DDT, DDE, DDD) voor de landgebruiksvormen grasland en akkerbouw. Kritische waarden op basis van ecologische risico's zijn in deze studie niet berekend. Een volledig overzicht van de kritische waarden voor alle landgebruiksvormen en de criteria uitgesplitst naar afzonderlijke deelcriteria is gegeven in Annex 10. Ter vergelijking zijn ook de bestaande LAC-waarden gegeven. Bij de kritische waarden is onderscheid gemaakt in drie bodemtypen: zand, klei en veen. Per stof, per bodemtype en per landgebruik is ook de meest kritische waarde weergegeven.

Tabel 7.7

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor aldrin op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	0,17	0,17	0,17	0,0016	0,0016	0,013
ecologisch	-	-	-	-	-	-
verspreiding	0,14	0,14	1,4	0,14	0,14	1,4
minimum	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
LAC-waarde	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03

Tabel 7.8

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor dieldrin op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	0,11	0,11	0,16	0,0016	0,0016	0,013
ecologisch	-	-	-	-	-	-
verspreiding	2,1	2,1	21	2,1	2,1	21
minimum	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
LAC-waarde	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3

Tabel 7.9

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor endrin op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	0,22	0,22	0,32	0,056	0,056	0,47
ecologisch	-	-	-	-	-	-
verspreiding	0,63	0,63	6,3	0,63	0,63	6,3
minimum	9,5·10 ⁻⁴	9,5·10 ⁻⁴	9,5·10 ⁻⁴	9,5·10 ⁻⁴	9,5·10 ⁻⁴	9,5·10 ⁻⁴
LAC-waarde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Tabel 7.10

Overzicht van afgeleide kritische bodemconcentraties voor som DDT/DDE/DDD op basis van landbouwkundige, ecologische en verspreidingscriteria voor grasland en akkerbouw (in mg.kg⁻¹)

criterium	grasland			akkerbouw		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
landbouwkundig	0,85	0,85	0,85	0,0016	0,0016	0,013
ecologisch	-	-	-	-	-	-
verspreiding	2,7	2,7	17	2,7	2,7	17
minimum	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
LAC-waarde	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5

Tabellen 7.7-10 laten zien dat voor grasland de kritische waarden op basis van landbouwkundige eisen redelijk overeenkomen met de LAC-waarden. Voor akkerbouw zijn de kritische waarden echter veel lager dan de LAC-waarden. De oorzaak hiervan is dat bij akkerbouw wordt uitgegaan van teelt van wortelgewassen, waarbij een veel hogere opname van organische microverontreinigingen wordt berekend. De kritische waarden op basis van eisen aan verspreiding zijn voor alle organische microverontreinigingen, met uitzondering van aldrin bij grasland, hoger dan kritische waarden op basis van landbouwkundige eisen.

Referenties

Aldenberg, T. & W. Slob, 1991. *Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data*. Bilthoven, the Netherlands, National Institute of Public Health and Environmental Protection. RIVM Report 719102002.

Andersen, C., 1979. *Cadmium, lead and calcium content, number and biomass, in earthworms (Lumbricidae) from sewage sludge treated soil*. Pedobiol. 19, 309-319.

Anonymous, 2000. *4^e Nota Waterhuishouding*. Staatscourant 114, 18.

Bakker, J. & D. van de Meent, 1997. *Receptuur voor de berekening van de Indicator Effecten Toxische Stoffen (Itox)*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Rapport nr. 607504 003.

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001. *Handboek Natuurdoeltypen*. Tweede, geheel herziene editie, Wageningen, Expertisecentrum LNV.

Beresford, N., R.W. Mayes, N.M.J. Crout, P.J. MacEachern, B.A. Dodd, C. Barnett & C. Stuart Lamb, 1999. *Transfer of Cadmium and Mercury to Sheep Tissues*. Environ. Sci. Technol. 33 (14), 2395-2402.

Beyer, W.N., R.L. Chaney & B.M. Mulhern, 1982. *Heavy metal concentrations in earthworms from soil amended with sewage sludge*. J. Environ. Qual. 11 (3), 381-385.

Beyer, W.N. & C.J. Cromartie, 1987. *A survey of Pb, Cu, Zn, Cr, As, and Se in earthworms and soil from diverse sites*. Environ. monit. assess. 8, 27-36.

Bonten, L.T.C. & D.J. Brus, 2006. *Belasting van het oppervlaktewater in het landelijk gebied door uitspoeling van zware metalen; Modelberekeningen t.b.v. emissieregistratie 2006 en invloed van redoxcondities*. Wageningen, Alterra Wageningen UR. Report 1340.

Bosveld, A.T.C., C. Klok, J.M. Bodt & M. Rutgers, 2000. *Ecologische risico's van bodemverontreinigingen in toemaakdek in de gemeente De Ronde Venen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra rapport 151.

Brand, E., P.F. Otte & J.P.A. Lijzen, 2007. *CSOIL 2000: an exposure model for human risk assessment of soil contamination*. Bilthoven, the Netherlands, National Institute of Public Health and Environmental Protection. RIVM Report 711701054.

Briggs, G.G., R.H. Bromilow & A.A. Evans, 1982. *Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley*. Pestic. sci. 13, 495-504.

Briggs, G.G., R.H. Bromilow, A.A. Evans & M. Williams, 1983. *Relationships between lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by roots*. Pestic. sci. 14, 492-500.

Brus, D.J., J.J. de Gruijter, D.J.J. Walvoort, F. de Vries, J.J.B. Bronswijk, P.F.A.M. Römkens & W. de Vries, 2001. *Landelijke kaarten met overschrijdingsrisico's van landbouwkundige bodemnormen voor zware metalen. Landelijke en provinciale bestanden met bodemkwaliteitsmetingen geostatistisch verwerkt*. Bodem 12 (1), 25-27.

Chang, A.C., T.C. Granato & A.L. Page, 1992. *A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nikkel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges*. J. Environ. Qual. 21 (4), 521-536.

- Circulaire, 2000. *Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering*. Staatscourant 2000, nr. 39.
- Cooke, J.A. & M.S. Johnson, 1996. *Cadmium in small mammals*. In: Beyer, W.N., G.H. Heinz & A.W. Redman (Eds). *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue concentrations*. USA, Lewis Publishers, pp. 377-388.
- Corp, N. & A.J. Morgan, 1991. *Accumulation of heavy metals from polluted soils by the earthworm, Lumbricus rubellus: Can laboratory Exposure of 'control' worms reduce biomonitoring problems?* Environ. Pollut. 74 (1), 39-52.
- Crommentuijn, T., M.D. Polder & E.J. van de Plassche, 1997. *Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account*. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment. Report no. 601501 001.
- Czarnowska, K. & K. Jopkiewicz, 1978. *Heavy metals in earthworms as an index of soil contamination*. Polish J. Soil Sci. 9, 57-61.
- De Lange, H.J., J.J.C. van der Pol, J. Lahr & J.H. Faber, 2006. *Ecological vulnerability in wildlife; A conceptual approach to assess impact of environmental stressors*. Wageningen, the Netherlands, Alterra. Alterra Rapport 1305.
- De Ruiter, P.C., A.-M. Neutel & J.C. Moore, 1995. *Energetics, patterns of interaction strengths, and stability in real ecosystems*. Science 269, 1257-1260.
- De Vries, W., G. Schütze, R. Farret, M. Ashmore, J.E. Groenenberg & P.F.A.M. Römkens, 2002. *Proposed harmonised critical limits and transfer functions for the calculation of critical loads for lead and cadmium*. Final report of the "Working group on harmonisation of Critical Limits for heavy metals". Academic report (reviewed).
- De Vries, W., P.F.A.M. Römkens & J.C.H. Voogd, 2004. *Prediction of the long term accumulation and leaching of zinc in Dutch agricultural soils: a risk assessment study*. Wageningen, the Netherlands, Alterra. Alterra Report 1030.
- De Vries, W., G. Schütze, S. Lofts, E. Tipping, M. Meili, P.F.A.M. Römkens & J.E. Groenenberg, 2005. *Calculation of critical loads for cadmium, lead and mercury. Background document to a Mapping Manual on Critical Loads of cadmium, lead and mercury*. Wageningen, the Netherlands, Alterra. Report 1104.
- De Vries, W., S. Lofts, E. Tipping, M. Meili, B.J. Groenenberg & G. Schütze, 2007a. *Impact of soil properties on critical concentrations of cadmium, lead, copper, zinc and mercury in soil and soil solution in view of ecotoxicological effects*. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 191, 47-89.
- De Vries, W., P.F.A.M. Römkens & G. Schütze, 2007b. *Critical soil concentrations of cadmium, lead and mercury in view of health effects on humans and animals*. Reviews in Environmental Contamination and Toxicology 191, 91-130.
- Dijkshoorn, W., W. van Broekhoven & J.E.M. Lampe, 1979. *Phytotoxicity of zinc, nickel, cadmium, lead, copper and chromium in three pasture plant species supplied with graduated amounts from the soil*. Neth. J. Agric. Sci. 27 (3), 241-253.
- Doddema, H.J., M.P. Cuypers, G.B. Derksen, J.T.C. Grotenhuis, M.P. Harkes, J. Harmsen, W.H. Rulkens & A.J. Zweers, 1998. *Karakterisering van met PAK verontreinigde baggerspecie voor biologische reiniging*. STOWA rapport 98-32.
- Dowdy, D.L., T.E. McKone & D.P.H. Hsieh, 1996. *Prediction of Chemical Biotransfer of Organic Chemicals from Cattle Diet into Beef and Milk Using the Molecular Connectivity Index*. Environ. Sci. Technol. 30 (3), 984-989.
- EU-RAR, Cadmium, 2008a. *European Union Risk Assessment Report Cadmium oxide and cadmium metal. Part I - Environment*. CAS No: 1306-19-0 and 7440-43-9. EINECS No: 215-146-2 and 231-152-8. European Chemicals Bureau Volume 72.

EU-RAR, Copper, 2008b. *European Union Risk Assessment Report Copper, copper ii sulphate pentahydrate, copper(i)oxide, copper(ii)oxide, dicopper chloride trihydroxide*. CAS No: 7440-50-8, 7758-98-7, 1317-3-1, 1317-38-0, 1332-65-6; EINECS No: 231-159-6, 231-847-6, 215-270-7, 215-269-1, 215-572-9 European Copper Institute.

EU-RAR, Lead, 2008c. *European Union Risk Assessment Report Lead metal, lead oxide, lead tetroxide and lead stabiliser compounds*. CAS No: 7439-92-1, 1317-36-8, 1314-41-6, 69011-06-9, 12036-76-9, 12202-17-4, 12065-90-6, 1072-35-1, 12578-12-0, 12141-20-7, 90268-59-0, 1319-46-6, 62229-08-7. Lead Development Association International.

EU-RAR, Zinc, 2008d. *European Union Risk Assessment Report Zinc metal*. CAS: 7440-66-6, EINECS No: 231-175-3 Chemical Substances Bureau, Bilthoven, The Netherlands.

EU, 2001. *Verordening nr. 466/2001 van 8 maart 2001, tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen*. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L 77.

Faber, J.H., 1997. *Ecologische risico's van bodemverontreiniging. Ecologische bouwstenen*. Den Haag, Technische commissie bodembescherming. rapport nr. TCB R07/1997.

Faber, J.H., M.A. van de Leemkule & H.R.G. de Ruiter, 2003a. *Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems; Monitoring natuurdoelen rivierengebied*. Gouda, CUR/SKB. project SV-034.

Faber, J.H., J.J.C. van der Pol, T.C. Klok, P.F.A.M. Römkens, J. Lahr, Y. Wessels, M.A. van de Leemkule, K. Spaan, H.R.G. de Ruiter & J.H. de Jong, 2003b. *Kwetsbaarheid en kansrijkdom van natuurdoelen op verontreinigde bodems: van eco(toxico)logische expertise naar een beslissingsondersteunend systeem; Fase 1: Pilotstudie*. Gouda, CUR/SKB. project SV-034.

Faber, J.H., J.J.C. van der Pol & N.W. van den Brink, 2004. *Verificatieonderzoek Ecologie Krimpenerwaard*. Wageningen, Alterra. Eindrapportage. SKB-rapport (project SV-027), Gouda. Ook als Alterra-rapport 1016.

Fryer, M.E. & C.D. Collins, 2003. *Model intercomparison for the uptake of organic chemicals by plants*. Environ. Sci. Technol. 37 (8), 1617-1624.

Gish, C.D. & R.E. Christensen, 1973. *Cadmium, nickel, lead, and zinc in earthworms from roadside soil*. Environ. Sci. Technol. 7, 1060-1062.

Griffiths, B.S., K. Ritz, R.D. Bardgett, R. Cook, S. Christensen, F. Ekelund, S.J. Sørensen, E. Bååth, J. Bloem, P.C. de Ruiter, J. Dolfing & B. Nicolardot, 2000. *Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity-ecosystem function relationship*. Oikos 90 (2), 279-294.

Groenenberg, J.E., P.F.A.M. Römkens & W. De Vries, 2006. *Prediction of the long term accumulation and leaching of copper in Dutch agricultural soils: a risk assessment study*. Wageningen, the Netherlands, Alterra. Alterra Report 1278.

Harmen, J. & M. Ferdinandy, 1999. *Measured Bioavailability as a Tool for Managing Cleanup and Risks on Landfarms*. In: Leeson, A. & B.C. Alleman (Eds). *Bioremediation Technologies for Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Compounds*. Battelle Press, pp. 57-62.

Helling, C.S., G. Chesters & R.B. Corey, 1964. *Contribution of organic matter and clay to soil cation exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution*. Soil Sci. Soc. Am. J. 28 (4), 517-520.

Hollander, H. & P. van der Reest (Eds.), 1994. *Rode Lijst van bedreigde zoogdieren in Nederland*. Mededeling VZZ, nr. 15.

- Huinink, J., 2000. *Functiegerichte bodemkwaliteitssystematiek 2. Functiegerichte bodemkwaliteits waarden*. Ede, IKC-Landbouw.
- Kabata-Pendias, A. & H. Pendias, 1992. *Trace Elements in soils and plants*. 2nd ed., Boca Raton, CRC press.
- Kammenga, J.E., M. Busschers, N.M. van Straalen, P.C. Jepson & J. Bakker, 1996. *Stress-induced fitness reduction is not determined by the most sensitive life-cycle trait*. *Function. Ecol.* 10 (106-111).
- Kerkhofs, M.J.J., W. Silva & W. Ma, 1993. *Zware metalen en organische microverontreinigingen in bodem, regenwormen en dassen in het winterbed van de Maas bij Grave*. Nr. 14-1993. RIZA in samenwerking met IBN-DLO en Directie Limburg. Reports of the project "Ecological Rehabilitation of the river Meuse" (with abstracts in English and French).
- Klok, C. & A.M. de Roos, 1998. *Effects of habitat size and quality on equilibrium density and extinction time of Sorex araneus populations*. *J. Animal Ecol.* 67 (2), 195-209.
- Klok, C., A.M. de Roos, S. Broekhuizen & R.C. van Apeldoorn, 1998. *Effecten van zware metalen op de Das. Interactie tussen versnippering en vergiftiging*. *Landschap* 15 (2), 77-86.
- Kreule, P., R. van den Berg, M.F.W. Waitz & F.A. Swartjes, 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*. Bilthoven, National Institute of Public Health and Environmental Protection. Report no. 715810 010.
- LAC, 1991. *LAC-Signaalwaarden rapport*. Den Haag, Landbouwwadviscommissie milieukritische stoffen, werkgroep verontreinigde gronden.
- Lamé, F.P.J. & R.H. Nieuwenhuis, 2006. *Beleidsmatig vervolg AW2000. Voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de bijbehorende toetsingsregel AW2000*. TNO-rapport 2006-U-R0044/A.
- Lijzen, J.P.A., F.A. Swartjes, P. Otte & W.J. Willems, 1999. *BodemGebruiksWaarden. Methodiek en uitwerking*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM rapport 711701 016.
- Lijzen, J.P.A., M. Mesman, T. Aldenberg, C.D. Mulder, P.F. Otte, R. Posthumus, E. Roex, F.A. Swartjes, C.W. Versluijs, P.L.A. van Vlaardingen, A.P. van Wezel & H.J. van Wijnen, 2002. *Evaluatie onderbouwing BodemGebruiksWaarden*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. RIVM rapport 711701 029.
- Lofts, S., D.J. Spurgeon, C. Svendsen & E. Tipping, 2004. *Deriving soil critical limits for Cu, Zn, Cd and Pb: a method based on free ion concentrations*. *Environ. Sci. Technol.* 38 (13), 3623-3631.
- Ma, W. & H. van der Voet, 1993. *A risk-assessment model for toxic exposure of small mamalian carnivores to cadmium in contaminated natural environments*. *Sci. Tot. Environ., Supplement* 1993, 1701-1714.
- Ma, W.C., 1982. *The influence of soil properties and worm-related factors on the concentration of heavy metals in earthworms*. *Pedobiol.* 24, 109-119.
- Ma, W.C., 1983. *Regenwormen als bio-indicators van bodemverontreiniging*. Reeks Bodembescherming no. 15, Den Haag, Min. van VROM. Staatsuitgeverij.
- Ma, W.C. & S. Broekhuizen, 1989. *Belasting van dassen (Meles meles) met zware metalen: invloed van de verontreinigde Maaswaterwaarden?* *Lutra* (32), 139-151.
- Ma, W.C., 1994. *Methodological principles of using small mammals for ecological hazard assessment of chemical soil pollution, with examples on cadmium and lead*. In: Donker, M.H., H. Eijsackers & F. Heimbach (Eds). *Ecotoxicology of Soil Organisms*. USA, Lewis Publishers, pp. 357-371.

- Ma, W.C., 1996. *Lead in mammals*. In: Beyer, W.N., G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood (Eds). Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue concentrations. USA, Lewis Publishers, pp. 281-296.
- Ma, W.C., 2000. *System-oriented ecotoxicological research at Alterra*. NWO Newsletter SP System-oriented Ecotoxicological Research 2, 4-6.
- Ma, W.C., A.T.C. Bosveld & D.B. van den Brink, 2001. *Schotse hooglanders in de broekpolder? Analyse van de veterinaire-toxicologische risico's van de verontreinigde bodem voor grote grazers*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra Rapport 260.
- Ma, W.C. & S.S. Talmage, 2001. *Chapter on Insectivora*. In: Shore, R.F. & B.A. Rattner (Eds). Ecotoxicology of Wild Mammals. USA, John Wiley en Sons.
- Ma, W.C., 2004. *Estimating heavy metal accumulation in oligochaete earthworms: A meta-analysis of field data*. Bull. environ. contam. toxicol. 72 (4), 663-670.
- Ma, W.C., T.C. Klok, J. Kros & W. de Vries, 2005. *ECOTOX, een DSS-module voor de locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreiniging in natuurterreinen*. Wageningen, the Netherlands, Alterra. Alterra Rapport 1239.
- MacNicol, R.D. & P.H.T. Beckett, 1985. *Critical tissue concentrations of potentially toxic elements*. Plant Soil 85, 107-129.
- McKone, T.E. & P.B. Ryan, 1989. *Human exposures to chemicals through food chains: an uncertainty analysis*. Environ. Sci. Technol. 23 (9), 1154-1163.
- MILBOWA, 1991. *Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water*. Den Haag, Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1. SDU Uitgeverij.
- Morgan, J.E. & A.J. Morgan, 1992. *Heavy metal concentrations in the tissues, ingesta and faeces of ecophysiologically different earthworm species*. Soil Biol. Biochem. 24 (12), 1691-1697.
- Mortvedt, J.J., F.R. Cox, L.M. Shuman & R.M. Welch, 1991. *Micronutrients in agriculture*. 2nd edition, The Soil Science Society of America Book Series, No 4, Madison, WI, SSSA.
- Nicholson, J.K., M.D. Kendall & D. Osborn, 1983. *Cadmium and mercury nephrotoxicity*. Nature 304, 633-635.
- Osté, L.A., J. Dolfing, W.C. Ma & T.M. Lexmond, 2001. *Effect of beringite on cadmium, and zinc uptake by plants and earthworms: more than a liming effect?* Environ. Toxicol. Chem. 20 (6), 1339-1345.
- Otte, P.F., J.P.A. Lijzen, J.G. Otte, F.A. Swartjes & C.W. Versluijs, 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*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM report 711701 021.
- Pascoe, G.A., R.J. Blanchet & G. Linder, 1996. *Food chain analysis of exposure and risks to wildlife at a metals-contaminated wetland*. Arch. environ. contam. toxicol. 30 (3), 306-318.
- Pizl, V. & G. Josens, 1995. *Earthworm communities along a gradient of urbanization*. Environ. Pollut. 90, 7-14.
- Posthuma, L., C.A.M. van Gestel, C.E. Smit, D.J. Bakker & J.W. Vonk, 1998. *Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report*. Bilthoven, RIVM. RIVM rapport 607505004.
- Puls, R., 1988. *Mineral Levels in Animal Health: diagnostic Data*. 2nd edn, Clearbook, BC, Canada., Sherpa International.
- Rietra, R.P.J.J., P.F.A.M. Römkens & J. Japenga, 2004. *Onderzoek naar de relatie tussen cadmium en zinkgehalte in de bodem en in het gewas in de gemeente Cranendonck*. Wageningen, Alterra. Alterra rapport 974.

- Rietra, R.P.J.J. & P.F.A.M. Römkens, 2007a. *Actief Bodembeheer Toemaakdekken. Risico's van bodemverontreiniging voor de kwaliteit van veevoer en de gehalten aan lood en cadmium in orgaanvlees in het Veenweidegebied*. Wageningen, Alterra. Alterra rapport 1433.
- Rietra, R.P.J.J. & P.F.A.M. Römkens, 2007b. *Cadmium en zink in de bodem en landbouwgewassen in de Kempen 2006*. Wageningen, Alterra. Alterra rapport 1422.
- Römkens, P.F.A.M. & W. de Vries, 2001. *Herziening LAC-signaalwaarden: op weg naar bodem-specifieke normen?* Bodem 11 (3), 104-106.
- Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, L.T.C. Bonten, W. de Vries & J. Bril, 2004a. *Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions*. Wageningen, the Netherlands, Alterra. Alterra Rapport 305.
- Römkens, P.F.A.M., L.W.A. van Hove & W. de Vries, 2004b. *Opname van metalen door landbouwgewassen: Een overzicht van modellen en hun toepasbaarheid in het kader van de herziening van de LAC signaalwaarden*. Wageningen, the Netherlands. Alterra Rapport 702 in druk.
- Römkens, P.F.A.M., M.J. Zeilmaker, R.P.J.J. Rietra, C.A. Kan, J.C.H. van Eijkeren, L.W.D. van Raamsdonk & J.P.A. Lijzen, 2007. *Blootstelling en opname van Cadmium door runderen in de Kempen: een modelstudie*. Wageningen, the Netherlands, Alterra. Alterra Rapport 1438.
- Rutgers, M., C. Mulder, A.J. Schouten, J.J. Bogte, A.M. Breure, J. Bloem, G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis, J.H. Faber, N. van Eekeren, F.W. Smeding, H. Keidel, R.G.M. de Goede & L. Brussaard, 2005. *Typeringen van bodemecosystemen - Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit*. Bilthoven, RIVM. RIVM Report no. 607604007.
- Sauerbeck, D., 1983. *Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden?* Landwirtsch. Forsch. Sonderheft 39, 108-129.
- Schouten, A.J., J. Bloem, A.M. Breure, W.A.M. Didden, M. van Esbroek, P.C. de Ruiter, H. Siepel & H. Velvis, 2000a. *Pilotproject Bodembioologische Indicator voor Life Support Functies van de bodem*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM rapport 607604 001.
- Schouten, A.J., J. Bloem, W.A.M. Didden, M. Rutgers, H. Siepel, L. Posthuma & A.M. Breure, 2000b. *Development of a Biological Indicator for Soil Quality*. SETAC Globe 1, 30-32.
- Schütze, G. & C. Throl, 2000. *Ecotoxicological data for the derivation of effect-based critical limits for cadmium, lead and mercury*. In: Curlik, J., P. Šefcik & Z. Viechová (Eds). Proceedings of UN/ECE Ad hoc international expert group on effect-based critical limits for heavy metals. Bratislava, Slovak Republic, 11-13 October 2000. pp. 130-137.
- Sheppard, S.C., 1992. *Summary of phytotoxic levels of soil arsenic*. Water Air Soil Pollut. 64 (3-4), 539-550.
- Smilde, K.W., 1976. *Toxische gehalten aan zware metalen (Zn, Cu, Cr, Ni, Pb, en Cd) in grond en gewas: een literatuuroverzicht*. Haren (Gr.), I.B. Nota Instituut voor Bodem-vruchtbaarheid no. 25.
- Smolders, E., G. Jansson, L. van Laer, A. Ruttens, J. Vangronsveld, P. Römkens, L. de Temmerman, N. Waegeneers & J. Bries, 2007. *Teeltadvies voor de landbouw in kader van het Interreg project BeNeKempen*. Mechelen, OVAM.
- Swartjes, F.A., E.M.D.-v. Breemen, P.F. Otte, P. van Beelen, M.G.J. Rikken, J. Tuinstra, J. Spijker & J.P.A. Lijzen, 2007. *Human health risks due to consumption of vegetables from contaminated sites*. Bilthoven, RIVM. RIVM rapport 711701040.

TCB, (Technische Commissie Bodembescherming), 2000a. *Advies rol en betekenis bodemecosystemen in relatie tot NMP-4 en de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening*.

TCB, (Technische Commissie Bodembescherming), 2000b. *Raamwerk voor Ecologische Inbreng*.

TCB, (Technische Commissie Bodembescherming), 2002. *Advies Herziening LAC-signaalwaarden*.

TCB, (Technische Commissie Bodembescherming), 2003. *Advies Duurzamer bodemgebruik op ecologische grondslag*.

Ter Braak, C.J.F., 1983. *Invloed van bodemfactoren op de opname van zware metalen in regenwormen*. TNO, Inst. Voor Wiskunde, Informatieverwerking en Statistiek afd. Wageningen. Rapport no. D83 ST 66 39.

Trapp, S. & M. Matthies, 1995. *Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation*. Environ. Sci. Technol. 29 (9), 2333-2338.

Travis, C.C. & A.D. Arms, 1988. *Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation*. Environ. Sci. Technol. 22 (3), 271-274.

Van der Waarde, J., A. Derksen, A. Peekel, H. Keidel, J. Bloem, D. van Ree & H. Siepel, 1999. *Risicobeoordeling van bodemverontreiniging met behulp van een TRIADE benadering met chemische analyses, bioassays en biologische veldinventarisaties*. Deelresultaat 1. NOBIS projectnr. 98-1-28.

Van Driel, W., W. Stuurmans, J.M.J. Dekkers, W. de Vries, G. Vos & M.J.J. Stienen, 1987a. *Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul en Roer in de provincie Limburg. 2. Documentatie van onderzoeksgegevens*. Rapport van de projectgroep zware metalen in oevergronden van Maas en zijrivieren.

Van Driel, W., W. Stuurmans, J.M.J. Dekkers, W. de Vries, G. Vos & M.J.J. Stienen, 1987b. *Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul en Roer in de provincie Limburg. 1. Algemene gegevens en samenvatting van de resultaten*. Rapport van de projectgroep zware metalen in oevergronden van Maas en zijrivieren.

Van Driel, W., B. van Luit, W. Schuurmans, W. de Vries & M.J.J. Stienen, 1988. *Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul en Roer in de provincie Limburg. 3. Bodem-gewasrelaties*. Rapport van de projectgroep zware metalen in oevergronden van Maas en zijrivieren.

Van Hooft, W.F., 1995. *Risico's voor de volksgezondheid als gevolg van blootstelling van runderen aan sporenelementen bij beweiding*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Rapport nr. 693810 001.

Van Kleunen, A. & J.H. Faber, in prep. *Veldvalidatie van normstelling voor enkele zware metalen*. Wageningen, IBN-DLO.

Van Wezel, A.P., W. De Vries, M. Beek, P. Otte, J. Lijzen, M. Mesman, P. van Vlaardingen, J. Tuinstra, M. van Elswijk, P. Römkens & L. Bonten, 2003. *Bodemgebruikswaarden voor landbouw, natuur en waterbodan. Technisch wetenschappelijke afleiding van getalswaarden*. Bilthoven, RIVM. RIVM report 711701031.

Versluys, C.W. & P.F. Otte, 2001. *Accumulatie van metalen in planten. Een bijdrage aan de evaluatie van de interventiewaarden en locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM rapport 711701 024.

VHI, 1997. *Veterinaire Milieuhygienewijzer*. Rijswijk, Veterinaire Hoofinspectie van de Volksgezondheid.

VROM, 1997. *Integrale Normstelling Stoffen. Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht*. VROM 97759/h/12-97.

Wiersma, D., B.J. van Goor & N.G. van der Veen, 1985. *Inventarisatie van cadmium, lood, kwik en arseen in Nederlandse gewassen en bijbehorende gronden*. Haren (Gr.), Instituut voor Bodemvruchtbaarheid. rapport 8 -85.

Wolf, J., A.H.W. Beusen, P. Groenendijk, T. Kroon, R. Rotter & H. van Zeijts, 2003. *The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands*. Environ. Model. Softw. 18 (7), 597-617.

Wright, M.A. & A. Stringer, 1980. *Lead, zinc and cadmium content of earthworms from pasture in the vicinity of an industrial smelting complex*. Environ. Pollut. Ser A 23 (4), 313-321.

Annex 1 Overzicht van methoden en terminologie bij het afleiden van bodemnormen op basis van landbouwkundige of ecologische risico's

1. Terminologie

Zware metalen

$\alpha_0 \dots \alpha_3$	= Modelcoëfficiënten
n	= Freundlich exponent (-)
$\square$	= Schaalparameter, die de vorm van de log-logistische verdeling bepaalt.
μ	= Halfwaarde van de log-logistische verdeling (waarde waarbij PAF=50%).
CEC	= Kationenuitwisselingscapaciteit ($\text{mmol}_c \cdot 100\text{g}^{-1}$).
klei:	= Gewichtspercentage klei (%)
OS	= Gewichtspercentage organische stof (%)
pH	= pH bodemvocht (-)
BAF_{bp}	= Bioaccumulatie factor van bodem naar plant (-)
BAF_{pd}	= Bioaccumulatiefactor van plant naar dierlijk orgaan (-)
$\text{BAF}_{w,ve}$	= Bioaccumulatiefactor van worm naar vermivoor (-)
$f_{ass,org}$	= Assimilatiefractie van het opgenomen metaal naar het (doel)orgaan (-)
f_w	= Fractie regenwormen in het voedsel ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$);
HCp	= Risicowaarde (Hazardous Concentration) voor p% van de soorten
I_b	= Inname van bodem (grond) ($\text{kg} \cdot \text{dag}^{-1}$)
I_p	= Inname van plantaardig voedsel ($\text{kg ds} \cdot \text{dag}^{-1}$)
I_w	= Inname van wormen als voedsel ($\text{kg ds} \cdot \text{dag}^{-1}$)
K_{bp}	= Overdrachtsconstante van bodem naar plant ($\text{mg}^{1-n} \cdot \text{kg}^{n-1}$)
K_{bw}	= Overdrachtsconstante van bodem naar worm ($\text{mg}^{1-n} \cdot \text{kg}^{n-1}$)
k_{el}	= Eliminatiesnelheidsconstante (dag^{-1}).
K_f	= Freundlich coëfficiënt ($\text{mol}^{1-n} \cdot \text{m}^{3n} \cdot \text{kg}^{-1}$)
k_{opn}	= Snelheidsconstante voor de dagelijkse voedselopname, uitgedrukt als fractie van de lichaamsmassa (dag^{-1});
$[\text{Me}]_{opl}$	= Totale metaalconcentratie in de waterfase ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-3}$)
Me_b	= Totale metaalconcentratie in bodem (grond) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
$\text{Me}_{b(crit)}$	= Norm voor totale metaalconcentratie in bodem (grond) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
$\text{Me}_{do(crit)}$	= Norm voor metaalconcentratie in dierlijk orgaan ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Me_{org}	= Geschatte concentratie in het (doel)orgaan ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
$\text{Me}_{org,he(crit)}$	= Norm voor metaalconcentratie in orgaan van herbivoor ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
$\text{Me}_{org,om(crit)}$	= Norm voor metaalconcentratie in orgaan van omnivoor ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
$\text{Me}_{org,ve(crit)}$	= Norm voor metaalconcentratie in orgaan van vermivoor ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Me_p	= Metaalconcentratie in plant ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
$\text{Me}_{p(crit)}$	= Norm voor metaalconcentratie in plant of plantaardig voedsel ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Me_{re}	= Reactieve metaalconcentratie in de bodem, zoals bepaald met een 0.43M HNO_3 extractie ($\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Me_{tot}	= Totale metaalconcentratie in de bodem, zoals bepaald met een aqua regia extractie ($\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Me_w	= Totale metaalconcentratie in de regenworm ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
$\text{Me}_{w(crit)}$	= Norm (grenswaarde) voor metaalconcentratie in worm ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
M_{org}	= Massa (het gewicht) van het (doel)orgaan (kg)

M_{soort}	= Gemiddelde lichaamsmassa van het dier (kg)
PAF	= Percentage onbeschermd of potentieel aangetaste soorten bij een gegeven logaritmische concentratiewaarde van een bepaalde stof.
TDI	= Toelaatbare dagelijkse inname van metalen (mg.dag^{-1})
T_{crit}	= Kritische periode (het reproductieve leven van het dier) waarbinnen de grenswaarde voor orgaanschade niet mag worden overschreden (jr)
T_{dj}	= Aantal dagen per jaar dat de soort blootstaat aan met metalen vervuild voedsel (dag.jr^{-1})

Organische microverontreinigingen

$[OM]_{\text{opl}}$	= Concentratie van organische microverontreinigingen in water (mg.l^{-1})
$[OM]_{\text{opl,tot}}$	= Totale concentratie in de waterfase (in mg.l^{-1})
$[OM]_{\text{opl,vrij}}$	= Vrije concentratie in de waterfase (= in dit geval de norm, in mg.l^{-1})
A_{blad}	= Bladoppervlakte (m^2)
b	= Correctiefactor voor plantvet en octanol (-)
BAF_{bp}	= Bioaccumulatie factor van bodem naar plant (-)
BAF_{bw}	= Bioaccumulatie factor van bodem naar water (l.kg^{-1})
BAF_{s}	= Bioaccumulatiefactor van water naar bovengrondse delen plant (l.kg^{-1})
BAF_{wp}	= Bioaccumulatie factor van water naar plant (l.kg^{-1})
BAF_{wr}	= Bioaccumulatiefactor van water naar ondergrondse delen plant (l.kg^{-1})
BTF_{dp}	= Biotransferfactor van inname naar dierlijke producten (dag.kg^{-1})
C_0	= Geadsorbeerde concentratie op tijd (jaar) 0 (mg.kg^{-1}).
C_t	= Geadsorbeerde concentratie op tijd (jaar) t (mg.kg^{-1}).
DOC	= Concentratie opgelost organisch koolstof in de waterfase (in kg.l^{-1})
f_{lipid}	= Volumefractie vet in plant (-)
f_{OC}	= Fractie organisch koolstof in de bodem (-)
f_{OS}	= Fractie organische stof in de bodem (-)
f_{water}	= Volumefractie water in plant (-)
g	= Overdrachtscoëfficiënt blad-lucht (m.dag^{-1})
H	= Henry-coëfficiënt ($\text{Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$)
I_{b}	= Opname bodem door dieren (kg.dag^{-1})
I_{p}	= Opname plant door dieren (kg.dag^{-1})
K_{DOC}	= Verdelingscoëfficiënt opgelost organisch koolstof-water (in l.kg^{-1})
K_{OC}	= Verdelingscoëfficiënt van de verontreiniging tussen het organische koolstof van de bodem en het poriewater (l.kg^{-1})
K_{OW}	= Octanol-water verdelingscoëfficiënt van de verontreiniging (-)
K_{p}	= Verdelingscoëfficiënt (in l.kg^{-1})
OM	= Reactieve gehalte van organische verontreiniging in de vaste fase (in mg.kg^{-1}).
$OM_{\text{b(crit)}}$	= Norm (kritische waarde) voor de totaal concentratie van organische micro verontreinigingen in bodem (grond) (mg.kg^{-1})
OM_{dp}	= Gehalte in dierlijke producten (mg.kg^{-1})
$OM_{\text{p(crit)}}$	= Norm voor concentratie van organische microverontreinigingen in plant (mg.kg^{-1})
Q_{trans}	= Evaporatiestroom ($\text{m}^3.\text{dag}^{-1}$)
R	= Gasconstante ($8,314 \text{ J.mol.K}^{-1}$)
T	= Bodemtemperatuur (283 K)
V_{blad}	= Bladvolume (m^3)
λ_{e}	= Eliminatie-constante (metabolisme en fotodegradatie) (dag^{-1})
λ_{g}	= Verdunningsfactor door groei (dag^{-1})

2. Methoden voor metalen

Omrekenen van normen voor metaalgehalten in planten naar bodemnormen

Uitgaande van een norm in een gewas (warenwetnorm, veevoedernorm of fytotoxiciteitsnorm) kan een bodemnorm worden berekend op basis van een inverse niet-lineaire bodem-plant relatie volgens:

$$Me_{\text{b(crit)}} = (Me_{\text{p(crit)}}/K_{\text{bp}})^{1/n} \quad (\text{A1.1})$$

met

$$\text{Log } K_{bp} = a + b \cdot \log(\text{org. stof}) + c \cdot \log(\text{klei}) + d \cdot \text{pH} \quad (\text{A1.2})$$

Wanneer voor een bepaald gewas geen bodem-plant relatie in afhankelijkheid van bodemeigenschappen kan worden afgeleid kan gebruik gemaakt worden van een BAF_{pb} (de mediane waarde of 95 percentiel) om uit een maximaal toelaatbaar plantgehalte een bodemnorm te bepalen volgens:

$$\text{Me}_{b(\text{crit})} = \text{Me}_{p(\text{crit})} / \text{BAF}_{bp} \quad (\text{A1.3})$$

Omrekenen van toelaatbare inname van herbivoren naar bodemnormen

Inname met bijvraat

Voor herbivoren, zoals de koe, wordt de concentratie in planten (gras) en de bijvraat van grond genomen als het meest bepalende uitgangspunt voor de belasting via het voedsel. Uitgaande van een toelaatbare dagelijkse inname kan voor herbivoren een bodemnorm worden berekend volgens:

$$\text{Me}_{p(\text{crit})} \cdot I_p + \text{Me}_{b(\text{crit})} \cdot I_b = \text{TDI} \quad (\text{A1.4})$$

Wanneer een bodem-plant overdrachtsrelatie aanwezig is volgt uit een combinatie van vergelijking (A1.1) en (A1.4):

$$K_{bp} \cdot \text{Me}_{b(\text{crit})}^n \cdot I_p + \text{Me}_{b(\text{crit})} \cdot I_b = \text{TDI} \quad (\text{A1.5})$$

Uit vergelijking (A1.5) kan de kritische waarde van $\text{Me}_{b(\text{crit})}$ iteratief worden. Wanneer er geen bodem-plant relatie is, kan gerekend worden met de BAF_{pb} (de mediane waarde of 95 percentiel) om uit een TDI een bodemnorm te bepalen op basis van een combinatie van vergelijking (A1.3) en (A1.4) volgens:

$$\text{Me}_{b(\text{crit})} = \frac{\text{TDI}}{\text{BAF}_{bp} \cdot (I_p + I_b)} \quad (\text{A1.6})$$

Als er geen enkele relatie is tussen het plantgehalte en het bodemgehalte is het beter om te rekenen met een mediaan plant gehalte (of de 80 dan wel 95 percentiel) dat niet gekoppeld is aan het bodemgehalte volgens:

$$\text{Me}_{b(\text{crit})} = (\text{TDI} - \text{Me}_p \cdot I_p) / I_b \quad (\text{A1.7})$$

Uitgaande van inname van gewas inclusief grond (grazende koeien) kan de waarde van de TDI worden gebaseerd op het toelaatbare gehalte aan metaal in een dierlijk orgaan (b.v. nier of lever) volgens:

$$\text{TDI} = \text{Me}_{do(\text{crit})} \cdot (I_p + I_b) / \text{BAF}_{pd} \quad (\text{A1.8})$$

Hieruit kan vervolgens $\text{Me}_{b(\text{crit})}$ iteratief of direct worden berekend op basis van vergelijking (A1.5), (A1.6) of (A1.7).

Inname zonder bijvraat

Verwaarlozing van de bijdrage van grondopname, zoals bij veevoedergewassen, terwijl er wel sprake is van een bodem-plant relatie levert (zie vergelijking A1.5 en A1.8 met $I_b = 0$):

$$\text{Me}_{b(\text{crit})} = ((\text{Me}_{do(\text{crit})} / \text{BAF}_{pd}) / K_{bp})^{1/n} \quad (\text{A1.9})$$

Verwaarlozing van de bijdrage van grondopname terwijl er geen sprake is van een bodem-plant relatie levert (zie vergelijking A1.6 en A1.8 met $I_b = 0$) volgens:

$$Me_{b(crit)} = Me_{do(crit)} / (BAF_{pd} \cdot BAF_{bp}) \quad (A1.10)$$

Omrekenen van toelaatbare inname van vermivoren naar bodemnormen

Uitgaande van de veronderstelling dat de vermivore soort uitsluitend wormen eet kan uit een toelaatbare dagelijkse inname een norm voor het metaalgehalte in wormen worden berekend volgens:

$$Me_{w(crit)} = TDI / I_w \quad (A1.13)$$

Het metaalgehalte in de worm kan worden gerelateerd aan een combinatie van bodem eigenschappen en het metaalgehalte in de bodem volgens:

$$Me_{w(crit)} = K_{bw} \cdot Me_{b(crit)}^m \quad (A1.14)$$

Uit een combinatie van vergelijking (A1.13) en (A1.14) kan op basis van een TDI een bodemnorm worden berekend volgens:

$$Me_{b(crit)} = (TDI / I_w) / K_{bw}^{1/m} \quad (A1.15)$$

Wanneer er niet direct een TDI waarde beschikbaar is kan deze worden berekend uit het kritische metaalgehalte in een dierlijk orgaan van de wormeneter volgens:

$$TDI = \frac{Me_{org,ve(crit)} \cdot M_{org}}{f_{ass,org} \cdot T_{dj} \cdot T_{crit}} \quad (A1.16)$$

Omrekenen van toelaatbare inname van omnivoren naar bodemnormen

Voor omnivore soorten, in dit geval de das, wordt de concentratie in zowel regenwormen als in planten (in dit geval gras) genomen als het meest bepalende uitgangspunt voor de belasting via het voedsel (geen bijvraat) wat leidt tot:

$$Me_{p(crit)} \cdot I_p + Me_{w(crit)} \cdot I_w = TDI \quad (A1.17)$$

Uit een combinatie van vergelijking (A1.1), (A1.14) en (A1.17) volgt:

$$I_p \cdot K_{bp} \cdot Me_{b(crit)}^n + I_w \cdot K_{bw} \cdot Me_{b(crit)}^m = TDI \quad (A1.18)$$

Uit vergelijking (A1.18) is de waarde van $Me_{b(crit)}$ iteratief op te lossen. Wanneer er geen bodem-plant relatie is, kan gerekend worden met de BAF_{pb} op basis van een combinatie van vergelijking (A1.3), (A1.14) en (A1.17) volgens:

$$I_p \cdot BAF_{bp} \cdot Me_{b(crit)} + I_w \cdot K_{bw} \cdot Me_{b(crit)}^m = TDI \quad (A1.19)$$

Als er geen enkele relatie is tussen het plantgehalte en het bodemgehalte is het ook mogelijk om te rekenen met een gemiddeld (of maximaal aangetroffen!?) plant gehalte volgens (zie vergelijking A1.14 en A1.17):

$$Me_{b(crit)} = ((TDI - I_p \cdot Me_p) / (I_w \cdot K_{bw}))^{1/m} \quad (A1.20)$$

Wanneer in plaats van een TDI een kritische waarde voor metaal in een dierlijk orgaan wordt genomen kan eveneens de waarde van $Me_{b(crit)}$ uit vergelijking (A1.18), (A1.19) of (A1.20) worden opgelost waarbij TDI gelijk is aan (zie vergelijking A1.16):

$$TDI = \frac{Me_{org,om(crit)} \cdot M_{org}}{f_{ass} \cdot T_{dj} \cdot T_{crit}} \quad (A1.21)$$

3. Methoden voor organische microverontreinigingen

Omrekenen van normen voor metaalgehalten in planten naar bodemnormen

$$[OM]_{opl} = OM_b \cdot BAF_{bw} \quad (A1.22)$$

waarbij BAF_{bw} is gedefinieerd als

$$BAF_{bw} = \frac{1}{f_{oc} \cdot K_{oc}} = \frac{1}{0,59 \cdot f_{os} \cdot K_{oc}} \quad (A1.23)$$

Het gehalte in de plant kan worden berekend als de overdracht van de waterfase naar de plant bekend is volgens:

$$OM_p = [OM]_{opl} \cdot BAF_{wp} \quad (A1.24)$$

Voor de BAF van water naar de ondergrondse delen (roots) (BAF_{wr}) en de bladeren (shoots) (BAF_{ws}) geldt:

$$BAF_{wr} = 10^{0,77 \log K_{ow} - 1,52} + 0,82$$

$$BAF_{ws} = (10^{0,95 \log K_{ow} - 2,05} + 0,82) \cdot \left(0,784 \cdot e^{\frac{-(\log K_{ow} - 1,78)^2}{2,44}} \right) \quad (A1.25)$$

Voor berekening van de BAF_{ws} (bladeren) wordt echter tevens rekening gehouden met opname en vervluchtiging door de bladeren via de lucht en met afbraak in de plant. De BAF_{ws} kan dan worden berekend volgens:

$$BAF_{ws} = \frac{TSCF \cdot \frac{Q_{trans}}{V_{blad}} + \frac{[OM]_l}{[OM]_w} \cdot g \cdot \frac{A_{blad}}{V_{blad}}}{\frac{A_{blad}}{V_{blad}} \cdot \frac{g}{K_{blad-lucht}} + \lambda_g + \lambda_e}$$

$$TSCF = 0,784 \cdot e^{\frac{-(\log K_{ow} - 1,78)^2}{2,44}} \quad (A1.26)$$

$$K_{blad-lucht} = \frac{f_{water} + f_{lipid} \cdot K_{ow}^b}{H / RT}$$

Bij berekening van een bioaccumulatiefactor op basis van de concentratie in het poriewater wordt de kritische waarde van het gehalte in de bodem als volgt berekend:

$$OM_{b(crit)} = \frac{1}{BAF_{bw} \cdot BAF_{wr/ws}} \cdot OM_{p(crit)} = \frac{0,59 \cdot f_{om} \cdot K_{oc}}{BAF_{wr/ws}} \cdot OM_{p(crit)} \quad (A1.27)$$

Omrekenen van toelaatbare inname van herbivoren naar bodemnormen

$$TDI = I_p \cdot OM_{p(crit)} + I_b \cdot OM_{b(crit)} \quad (A1.28)$$

Het gehalte in de plant wordt berekend als volgt:

$$OM_{p(crit)} = BAF_{wp} \cdot [OM]_{opl(crit)} = \frac{BAF_{wp}}{0,59 \cdot f_{OM} \cdot K_{OC}} \cdot OM_{b(crit)} \quad (A1.29)$$

Uit combinatie van (A1.28) en (A1.29) volgt dan voor het kritisch gehalte in de bodem:

$$OM_{b(crit)} = \frac{TDI}{I_p \cdot BAF_{bp} + I_b} = \frac{TDI}{I_p \cdot \frac{0,59 \cdot f_{OM} \cdot K_{OC}}{BAF_{wp}} + I_b} \quad (A1.30)$$

Omrekenen van toelaatbare inname van herbivoren naar bodemnormen

Uitgaande van een kritisch gehalte in een dierlijk product kan een kritische bodemgehalte worden berekend volgens:

$$I_p \cdot OM_{p(crit)} + I_b \cdot OM_{b(crit)} = \frac{OM_{dp(crit)}}{BTF_{dp}} \quad (A1.31)$$

Door combinatie van vergelijkingen (A1.29) met (A1.31) kan dan het kritisch bodemgehalte worden berekend uitgaande het toelaatbare gehalte in dierlijke producten:

$$OM_{b(crit)} = \frac{OM_{dp(crit)}}{\left(I_p \cdot \frac{BAF_{wp}}{0,59 \cdot f_{OM} \cdot K_{OC}} + I_b \right) \cdot BTF_{dp}} \quad (A1.32)$$

Annex 2 Normen en kritische gehalten van metalen in gewassen en dierlijke organen in verband met voedselveiligheid, diergezondheid en fytotoxiciteit

In onderstaande vier tabellen is een overzicht gegeven van kritische metaalgehalten in: (i) gewassen in verband met voedselveiligheid (warenwetnormen, normen veevoeders, normen voor residuen bestrijdingsmiddelen: Tabel A2.1), gewassen in verband met fytotoxiciteit van planten (grenswaarden in Tabel A2.2), (iii) veevoer in verband met diergezondheid (grenswaarden in Tabel A2.3) en (iv) dierlijke organen in verband met diergezondheid (grenswaarden in Tabel A2.4).

Tabel A. 2.1

Overzicht van verschillende normen (warenwetnormen, normen veevoeders, normen voor residuen bestrijdingsmiddelen) en algemene fytotoxische gehalten voor gewassen in mg contaminant per kg gewas. De warenwetnormen en de normen voor residuen bestrijdingsmiddelen zijn uitgedrukt in versgewicht en de normen voor veevoeders zijn uitgedrukt in drooggewicht herleid tot een vochtgehalte van 12%.

Combinatie van landgebruik en gewas			Norm of algemeen fytotoxisch gehalte (mg.kg ⁻¹) voor gewas						
Landgebruik	Gewas	Referentie	Cd	Pb	Cu	Zn	As	Hg	
Beweid grasland	Vee op Gras	3B normen veevoeders	1	10	35	250	2	0.1	
Beweid grasland	Schapen op Gras	3B normen veevoeders	1	10	15	250	2	0.1	
Veevoeder gewassen	Snijmaïs voor vee	3B normen veevoeders	1	10	35	250	2	0.1	
Veevoeder gewassen	Suiker-Biet	2A residuen bestrijdingsmiddelen	—	—	20	—	—	—	
Akkerbouw	Tarwe	3B normen veevoeders	1	10	—	250	2	0.1	
		2A residuen bestrijdingsmiddelen	—	—	20	—	—	(0.03)	
		1A warenwetregeling (5A oude wet)	0.1(0.15)	0.2(0.5)	—	—	—	(0.03)	
		4A regels in (Australië)	{0.1}	{0.5}	—	—	{1.0}	—	
		2A residuen bestrijdingsmiddelen	—	—	20	—	—	(0.03)	
Akkerbouw	Aard-Appel	1A warenwetregeling	0.1*(0.1)	0.1*(0.2)	—	—	—	(0.03)	
		4A regels in (Australië)	{0.1}	{0.5}	—	—	—	—	
		2A residuen bestrijdingsmiddelen	—	—	3	—	0.1	(0.03)	
Groenteteelt	Sla	1A warenwetregeling (5A oude wet)	0.2(0.2)	0.3(0.5)	—	—	—	(0.03)	
		4A regels in (Australië)	{0.1}	{0.5}	—	—	—	—	
		2A residuen bestrijdingsmiddelen	—	—	20	—	0.1	(0.03)	
Groenteteelt	Andijvie/Spinazie	1A warenwetregeling (5A oude wet)	0.2(0.2)	0.3(0.5)	—	—	—	(0.03)	
		4A regels in (Australië)	{0.1}	{0.5?}	—	—	—	—	
		2A residuen bestrijdingsmiddelen	—	—	20	—	0.1	(0.03)	
Fruitteteelt	Appel	1A warenwetregeling (5A oude wet)	0.05(0.03)	0.1(0.3)	—	—	—	(0.01)	
		4A regels in (Australië)	{0.1}	{0.1}	—	—	—	—	
		2A residuen bestrijdingsmiddelen	—	—	20	—	0.1	(0.03)	
Algemene fytotox grenzen 3C (drooggewicht)			5-30	3-300	20-100	100-400	5-20	1-3	
Wat is bepalend, normen of fytotoxische gehalten?			normen	normen	normen\$	fytotox	normen\$	normen\$	

Toelichtingen: Normen in 3B in mg per kg product zijn uitgedrukt in drooggewicht herleid tot een vochtgehalte van 12%;

* geschilde aardappelen; # in blad; \$ er is een beperkt aantal normen waardoor ook fytotoxische gehalten relevant zijn.

Type referenties: A, normen voor voedsel voor mens en voor bestrijdingsmiddelen; B, normen voor voedsel van dieren ;C, fytotoxische gehalten in plant; D, fytotoxische gehalten in bodem.

1A - Staatscourant (1999) Regeling van 8 februari 1999: Warenwetregeling Verontreinigingen in levensmiddelen, nr.30, Den Haag.

- Staatscourant (2001) Regeling van 11 december 2001: Wijziging Warenwetregeling Verontreinigingen in levensmiddelen, nr. 245, Den Haag.

- Europese Commissie (2001) Verordening nr. 466/2001 van 8 maart 2001, tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen Pb EG L 77.)

2A - Staatscourant (2001) Wijziging Regeling residuen van bestrijdingsmiddelen van 20 december 2001, nr. 250, Den Haag.

- Staatscourant (2001) Regeling Residuen van bestrijdingsmiddelen, Bijlage II, zoals laatstelijk gewijzigd bij regeling van 20 december, nr. 247, Den Haag.

3B - Staatscourant (2001) Regeling van 30 oktober 2001. Regeling communautaire verplichtingen diervoeders, nr. 212, Den Haag.

- Europese Commissie (1999) Richtlijn nr. 1999/29/EG van de Raad van 22 april 1999 inzake ongewenste stoffen en producten in diervoeding, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen PbEG L 115.

- Europees Parlement en Raad (2002) Gemeenschappelijk standpunt (EG) Nr. 1 door de Raad vastgesteld op 17 september 2001 met het oog op de aanneming van Richtlijn 2002/./EG van het Europees Parlement en de Raad van .. inzake ongewenste stoffen in diervoeding, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen PbEG C 4.

3C Tabel 25 pg. 57 uit: Kabata-Pendias, A. en Pendias, H. (1992) Trace elements in soils and plants. 2nd ed. CRC, Boca Raton.

4A Normen in Australië: ANZFA (1999) Australia New Zealand Food Standards Code. Australia and New Zealand Food Authority. Available at <http://www.anzfa.gov.au/foodstandards/> (geverifieerd op 24 mei 2002).

5A Oude warenwetregeling: Staatscourant (1999) Warenwetregeling Verontreinigingen in levensmiddelen van 8 februari 1999., nr. 30, Den Haag.

Tabel A 2.2

Overzicht van landbreedtes in fytotoxische gehalten voor gewassen inclusief en algemene fytotoxische grenzen onafhankelijk van het gewas in mg contaminant per kg gewas uitgedrukt in drooggewicht (zie voor referentie de voetnoot).

Combinatie van landgebruik en gewas		Normen voor fytotoxische gehalten (mg.kg ⁻¹) voor gewas							
Landgebruik	Gewas	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Hg
Beweid grasland	gras	30-35d 40e	67-100h	12b 21-35d 18e 16h	1000e 210-560d 100h	7-27b 12-220d 100e 90-180h	3e 1d 1,8-3h	2-20g	3h
veevoeder gewassen	snijmaïs	35c 25-150d	38-150h	17-40c 10-21d 40f 22h	460-790c 792b 2200f 100-200d 60h	10-79d 3f 28h	6f	1-35g	0,6h
veevoeder gewassen	suiker- biet			54c 17d	670c 100-150d				
akkerbouw	tarwe	6c 4-43d	13-50h	11-18d 10b 23h	560c 108-500d 200- 600h	8d 16-46d 9h	2,4h		4,6-14h
akkerbouw	aard- appel			20b	250-500c 2700h	190h		0,2-9g	
groenteteelt	sla	12-50c 10-95d	140ch	5-23d	419-523c 532b 150-530f 98-450h	20-45d 79h	38h		
groenteteelt	spinazie	>75c 15d	17h	29c 25->64d	340-770c 330-600d 380- 490h	10-30d 75h			
fruitteelt	appel								
Algemene fytotox grenzen		5-30a	3-300a	20-100a	100-400a	10-100a	5-30a	5-20a	1-3a

a Tabel 25 pg. 57. Kabata-Pendias en Pendias (1992)

b Mortvedt et al. (1991)

c Smilde (1976)

d MacNicol en Beckett (1985), gehalte bij 10% daling van opbrengst

e Dijkshoorn et al. (1979), gehalte bij 10% daling van opbrengst

f Chang et al. (1992), gehalte bij 50% daling van opbrengst

g Sheppard (1992) gehalten bij verschillende % daling van opbrengst

h Sauerbeck (1983) gehalten bij verschillende % daling van opbrengst

Tabel A2.3

Overzicht van normale of adequate, hoge en toxische metaalgehalten in veevoer voor runderen, varkens, kippen en schapen in relatie tot diergezondheid (Puls, 1988). De minimum waarde in de range van hoge gehalten is vetgedrukt als een mogelijke grenswaarde voor metaalgehalten in veevoer.

Dier	Niveau	Overzicht van gehalten in voer (mg.kg ⁻¹ drooggewicht)							
		Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	As	Hg
Rund	Normaal	-	<1	>10	50-100	1-10	-	-	<0.01-0.1
	Hoog	-	5-20	-	600-5000	100-1000	-	-	1-5
	Toxisch	-	>100	>115	>5000	>1500	-	-	4-30
Varken	Normaal	0.06-0.83	2-8	20-50	75-500	0.2-10	-	<0.5	<0.1
	Hoog	5-60	600	100-250	1000-2000	20-100	-	-	0.5-5
	Toxisch	80-450	-	>500	2000-5500	-	-	-	50
Kip	Normaal	0.01-1	1-10	9-200	98-200	0.1-3	5-20	-	<0.1
	Hoog	3-20	200-1000	-	800-2000	100-300	-	-	1-50
	Toxisch	40-1000	5000	250-625	2230-25000	700-1000	>300	-	5-100
Schaap	Normaal	<0.5	<1	3-10	30-75	0.9-2	-	-	-
	Hoog	5-30	3-60	10-20	100-400	-	-	-	-
	Toxisch	50-5000	5-1000	>20	>400	-	-	-	-
Normen NL		1.1	11	15-35	285			2.3	0.11

Tabel A2.4

Overzicht van normale of adequate, hoge en toxische metaalgehalten in dierlijke producten en dierlijke organen in relatie tot diergezondheid (Puls, 1988).

Land Gebruik	Dier	Orgaan	Niveau	Gehalten in mg.kg ⁻¹ versgewicht ²			
				Cd	Pb	As	Hg
Beweid grasland/ Maisland	Rund	Nier	Normaal	0,05-1,5	0,2-2	0,018-0,4	0,008-0,09
			Hoog	5-36	3-20	1,5-5	1,4-14,6
			Toxisch	100-250	5-700	3,5-53	43-200
		Lever	Normaal	0,02-0,5	0,1-1	0,004-0,4	0,0007-0,06
			Hoog	1,4-9	2-10	1-50	2-40
			Toxisch	50-160	5-300	2-100	2-40
		Vlees	Normaal	0,004-0,024	-	-	-
			Hoog	0,02	-	-	-
			Toxisch	-	0,1-0,3	-	-
		Melk	Normaal	0,005-0,2	<0,001-0,003	<0,001-0,17	3-10
			Hoog	2-10	0,05-0,15	-	-
			Toxisch	-	0,1-0,25	0,81-1,5	-
Maisland	Varken	Nier	Normaal	0,15-0,99	<0,7	0,003-0,1	<0,01-0,09
			Hoog	2-50	5-25	-	1-8
			Toxisch	>270	-	10-20	10-200
		Lever	Normaal	0,04-0,5	<0,7	0,003-0,2	<0,01-0,03
			Hoog	3,0-30	5-25	-	1-6,8
			Toxisch	13	-	6,3-28	5-150
		Vlees	Normaal	-	-	-	-
			Hoog	-	-	-	-
			Toxisch	-	-	-	-
	Kippen	Vlees	Normaal	0,02-0,06	0,09-0,3	0,01-0,25 ¹	0,008-0,1
			Hoog	0,14-0,3	0,4?	-	1-2
			Toxisch	0,16-0,3	-	5-10 ¹	5-14
		Eieren	Normaal	0,02-0,1	-	-	0,02-0,04
			Hoog	0,06-0,1	-	-	0,1-0,9
			Toxisch	-	-	-	1-4

¹ lever en nieren

² geschat gehalte op basis van drooggewicht= gehalte op basis van versgewicht x factor 3 a 5 (drooggewicht van nier is ca 20%, van lever ca 30% en van vlees ca 20-30% afhankelijk van de vleessoort)

Annex 3 Beschouwingen bij de afleiding van bodem-plant relaties en de onzekerheid daarin

Algemene opmerkingen met betrekking tot de afleiding van bodem-plant relaties

Keuze van het gewas voor de afleiding van het kritische bodemgehalte. De gewasdata en de bodem plant relaties voor cadmium en zink tonen duidelijk aan dat de verschillen in opname tussen gewassen groot zijn. De opname door gevoelige gewassen als sla, tarwe en andijvie ligt soms een orde van grootte boven die van niet gevoelige gewassen als kool en tomaat. Voor het afleiden van het generieke kritische gehalte zijn daarom de gevoelige gewassen maatgevend, maar kunnen voor specifieke vormen van landbouw individuele (plant specifieke) bodem plant relaties dienen om te komen tot een gewasspecifieke kritisch bodemgehalte. Variatie in cultivars. In de aanwezige datasets is slechts voor een klein aantal gewassen bekend om welke cultivars het gaat (oa bij fruit). De opname van oa cadmium is afhankelijk van de cultivar en verschillen tussen cultivars geteeld op 1 bodem kunnen soms groter zijn dan verschillen in opname van 1 cultivar geteeld op meerdere lokaties. Het feit dat meerdere cultivars voor elk gewas in de database opgenomen zijn veroorzaakt daarom al een ruis.

Toepasbaarheid van bodem plant relaties buiten het gebied waarvoor ze zijn afgeleid. Verschillen tussen bodem en gewas cultivars leiden tot verschillen in opname. De beschikbaarheid van metalen in de bodem wordt mede bepaald door geologische aspecten (bepalend voor de mineralogie) en klimaat (invloed op onder andere organische stof). Dat maakt dat de relaties afgeleid voor Nederland niet zonder meer toepasbaar zijn in bijvoorbeeld meer aride gebieden rond de Middellandse Zee. Het concept als zodanig is echter wel overdraagbaar en kan als basis dienen voor een EU brede methode voor het afleiden van kritische grenzen. Het bijeenbrengen van geschikte data per regio is dan echter een eerste vereiste.

In dit rapport zijn alleen velddata gebruikt van studies waarbij monsters uit de reguliere landbouw genomen zijn. Daarmee zijn verschillen als gevolg van verschillen in proefopzet of condities (bijv opname uit watercultures, of proeven waarbij metalen in zoutvorm aan de grond zijn toegevoegd) in ieder geval beperkt.

Voor sommige combinaties van metaal-gewas bestaan geen of te weinig landelijke data om eenzelfde analyse als voor cadmium en lood te kunnen maken. Feitelijk zijn voor Nederland alleen de gegevens aan lood, cadmium, kwik en arseen representatief voor alle bodemtypen en gewassen. Voor koper en zink zijn weliswaar de Maasoever gronden beschikbaar maar deze vormen bodemkundig gezien slechts een weerspiegeling van een deel van de in Nederland voorkomende bodems. Daartegenover staat dat in ieder geval voor landbouw geldt dat het belang van veengronden voor veel gewassen toch beperkt is omdat op veen vrijwel uitsluitend gras en in veel mindere mate mais geteeld wordt. Teelt van niet consumptieve gewassen als boomteelt speelt in deze geen rol omdat voor deze categorie geen gewasnormen gerelateerd aan menselijke of veegrondheid bestaan.

Met uitzondering van cadmium-gras voor zandgronden zijn er geen nieuwe data voor de overige gewassen. Atmosferische depositie, zeker voor lood en in mindere mate voor cadmium speelt een grote rol bij het totstandkomen van het uiteindelijke gewasgehalte en veranderingen daarin hebben daarom een direct effect op de gewasgehalten. De kwaliteit van de gewassen (in ieder geval van lood) zoals gemeten in de 80-er jaren is daarmee niet noodzakelijk representatief voor die van gewassen die nu geteeld worden.

Toepassing van meer mechanistische modellen voor het bepalen van kritische bodemgehalten

In de literatuur is reeds vaker aangetoond dat de opname van metalen door gewassen in sterke mate afhangt van de vrije activiteit van metalen in het bodemvocht. Dit is voor Cd, Cu en Zn daadwerkelijk aangetoond middels metingen van zowel de vrije activiteit als het gehalte in het gewas. Voor de overige elementen is dit nog niet het geval, maar mag gezien de overeenkomsten in chemisch gedrag hetzelfde worden verwacht tenzij een gewas zeer specifiek mechanismen kent die metalen actief buitensluiten (of opnemen). Voor lood is bijvoorbeeld te zien dat de gehalten in veel gewassen een zeer beperkte range kennen ondanks een grote variatie in bodemeigenschappen (pH, organische stof en klei) en metaalgehalte. Dit duidt er mogelijk op dat lood zeer sterk selectief buitengesloten wordt en niet zoals Cd, Zn en in mindere mate Cu opgenomen wordt naar rato van het chemisch beschikbaar zijn in de bodem. Naast deze factor spelen mogelijk ook regionale verschillen in atmosferische depositie een rol alhoewel de verschillen in Nederland te klein zijn om te resulteren in significant verschillende gewasgehalten.

Op dit moment zijn er verschillende redenen waarom normen gebaseerd op metaal activiteit in het bodemvocht (en dat weer teruggerekend naar een bodemspecifiek totaal of reactief gehalte) vooralsnog niet haalbaar zijn:

- Er is nog voor een te beperkt aantal gewassen een solide relatie tussen vrije metaal activiteit en gewasgehalte bekend
- De beschikbare relaties zijn alleen gebaseerd op laboratorium proeven terwijl al is aangetoond dat de concentratie en activiteit in het bodemvocht in potproeven sterk kan afwijken van die onder veldcondities (hogere ionsterktes, afwijkend vocht condities etc.). Vertaling van deze resultaten naar veld condities moet derhalve met de nodige voorzichtigheid gedaan worden.
- Het bepalen van de vrije metaalactiviteit onder veldcondities is lastig niet alleen vanwege analytisch-technische factoren maar ook vanwege fluctuatie in de tijd.

Een haalbare optie lijkt echter het gebruik van relaties tussen metaalgehalten in de plant en in de bodem, waarbij tevens een relatie wordt gelegd met bodem eigenschappen die de chemische beschikbaarheid in de bodem sturen (de eerder genoemde pH, organische stof en klei). Wanneer een voldoende betrouwbare relatie bestaat tussen het metaalgehalte in de bodem en bodemeigenschappen enerzijds en het metaalgehalte in de plant anderzijds, kan die vervolgens gebruikt worden om op basis van een gewaskwaliteitsnorm (warenwet of veevoernorm) het maximaal tolereerbare metaalgehalte in de bodem te berekenen waarbij deze norm niet overschreden wordt. Op die manier is het mogelijk om lokatie-specifiek te bepalen of bij een gegeven combinatie van bodemeigenschappen en metaalgehalte in de bodem overschrijding van gewasnormen te verwachten valt.

Hierbij moet wel bedacht worden dat dit alleen zin heeft wanneer aangetoond is of verwacht mag worden dat er inderdaad zo'n functionele relatie is. Wanneer de gemeten gehalten in gewassen bijvoorbeeld geen, of een zeer beperkte, range kennen is het niet zinvol of zelfs gevaarlijk deze toch te willen koppelen aan bodemeigenschappen. Dit zou namelijk bij de afleiding van kritieke bodemgehalten (waarbij een van tevoren gedefinieerd gewasgehalte wordt overschreden) kunnen leiden tot extreme gehalten die niet of nauwelijks een betekenis hebben. Het gebruik van empirische relaties om bodemafhankelijke kritische bodem gehalten te berekenen zou dus beperkt moeten blijven tot die gewassen en metalen waarvoor daadwerkelijk een dergelijk verband is aangetoond.

Daarnaast speelt de eigenschap van planten om metalen specifiek uit te sluiten dan wel op te slaan in de wortels een belangrijke rol. Gewassen als aardappelen en bonen zijn in staat zware metalen in sterke mate buiten de oogstbare delen op te slaan. Hierdoor is het lastig om voor eerstgenoemde gewassen een bruikbare relatie in de vorm van vergelijking (2.1) af te leiden. Gewassen als sla en wortels daarentegen zijn veel minder in staat om metalen specifiek buiten te sluiten en de gehalten in de oogstbare delen zijn dan ook een goede maat voor de relatieve beschikbaarheid van zware metalen in de bodem. Daarnaast blijken de meeste

gewassen goed in staat om Pb en in mindere mate ook Cu uit te sluiten zodat voor deze elementen geen goede relaties gevonden kunnen worden.

De conclusie van dit betoog is dat het op basis van relatief eenvoudige bodem - plant overdrachtsrelaties mogelijk is de gehalten aan zware metalen in enkele belangrijke landbouwgewassen te voorspellen, op basis van gehalten aan organische stof en klei, pH en metaal gehalte in de bodem. Vooral voor Zn en Cd levert dit redelijk tot goede resultaten op voor een groot aantal gewassen terwijl voor Cu en Pb vaak matige tot slechte verbanden worden gevonden. Dit is te wijten aan gewasspecifieke opname eigenschappen waardoor de opname van metalen zodanig gereguleerd wordt dat deze niet in oogstbare delen terecht komen. Daarnaast is de chemie van Cu en Pb in de bodem en de bodem oplossing zo anders dan die van Cd en Zn - complexatie met DOC speelt bij zowel Cu als Pb een zeer belangrijke rol - dat niet verwacht mag worden dat op basis van een beperkt aantal bodemeigenschappen een goede voorspelling van de beschikbaarheid van metalen en derhalve de opname, gedaan kan worden.

Annex 4 Bodem–plant relaties en bioaccumulatiefactoren voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik

De gebruikte basisgegevens en literatuur

Dit overzicht is gebaseerd op een tweetal publicaties waarin relaties staan om gehalten aan metalen in gewassen te berekenen op basis van gehalten in de bodem en bodemeigenschappen. Dit betreft een gepubliceerd overzicht door Versluijs en Otte (2001) en Römkens et al. (2004b). Omdat het overzicht van Versluijs en Otte (2001) betrekking heeft op consumptiegewassen die direct door mensen gegeten worden ontbreken in dit overzicht de gewassen tarwe, maïs, biet en appel. In beide overzichten zijn gegevens opgenomen over aardappel, sla, spinazie. De relaties die gegeven zijn door Römkens et al. (2004b) zijn afgeleid van een tweetal databases waarin uitsluitend Nederlandse bodems voorkomen, terwijl Versluijs en Otte (2001) tevens gebruik gemaakt hebben van data uit de internationale literatuur. In het algemeen kan gesteld worden dat de beschikbaarheid van gegevens niet gelijkelijk verdeeld is over alle metalen. Voor Ni en Cr zijn er geen gegevens beschikbaar anders dan die uit de literatuur (zie Tabel 2.2. in hoofdtekst). Daarnaast bestaan er ook weinig tot geen gegevens over metaalgehalten in sierteelt gewassen (in relatie tot bodemkwaliteit) die in dit kader gebruikt zouden kunnen worden. Daarnaast geldt dat de kwaliteit van de relatie tussen gewas en bodemgehalte sterk uiteen loopt voor de hier benoemde metalen. In het algemeen geldt dat voor metalen als Cd, Zn en in mindere mate Cu redelijk tot goed overdrachtsrelatie gevonden worden terwijl voor Pb, As en Hg vaak geen of slechts zeer beperkte relaties gevonden worden. Een aantal factoren die de kwaliteit (en de verschillen tussen gewassen) van de overdrachtrelaties sturen zijn benoemd in Annex 3.

Algemene toelichting op de tabellen

Per metaal zal hierna ingegaan worden of er een bodem-plant relatie is en zo ja waarop deze is gebaseerd: Römkens et al. (2004b) of Versluijs en Otte (2001). Voor alle hierna gegeven bodem-plant relaties geldt dat de gegevens zijn gebruikt op basis van droge stof. Alle relaties zijn log-log relaties in de vorm:

$$\log(\text{Me}_p) = a + b \cdot \text{pH} + c \cdot \log(\text{org. stof}) + d \cdot \log(\text{klei}) + n \cdot \log(\text{Me}_b) \quad (\text{A4.1})$$

met

Me_p = metaalconcentratie in plant (mg.kg^{-1})

Me_b = totale metaalconcentratie in bodem (grond) (mg.kg^{-1})

De bodem – plant relaties die cursief gedrukt staan hebben een R^2 lager dan 0.5 (min of meer arbitrair gekozen waarde). Bij lagere waarden wordt in principe de bodem plant relatie niet meer toegepast vanwege een te geringe voorspellende waarde van de variatie in het gewasgehalte. Dit is ook het geval wanneer het gemeten gewas gehalte altijd ver beneden de norm blijft. In die situatie worden in principe bioaccumulatiefactoren (BAFs) gebruikt. Alle BAF coëfficiënten zijn berekend als:

$$\text{BAF}_p = \text{Me}_p / \text{Me}_b \quad (\text{A4.2})$$

Bij de bronvermelding (laatste kolom in de hierna volgende tabellen) is ofwel 'Rom' ofwel 'Ver' gezet. 'Rom' betekent dat deze afkomstig zijn uit het Maasoevers en Landelijk bestand terwijl 'Ver' gegevens zijn uit Versluijs

en Otte (2001). Waar mogelijk zijn beide gegeven. Ook voor die gewassen waarvoor een goede bodem plant relatie is gevonden (i.e. met name voor Cd en Zn) zijn de BAF gegevens voor de volledigheid gegeven.

Wanneer het metaalgehalte in het gewas in die situatie altijd beneden de norm blijft is het kritische bodemgehalte gelijk gesteld aan het maximale gemeten metaalgehalte in de bodem. Om een indruk te krijgen van de mate waarin metaalgehalten in de dataset de norm overschrijden is in Tabel A4.1 allereerst een vergelijking gegeven van de norm en het gemeten maximum gehalte in gewassen.

Vergelijking van de norm en het gemeten maximum metaalgehalte in gewassen

In Tabel A4.1 is een vergelijking gegeven van de norm (warenwet of veevoeder norm of een kritisch gehalte in verband met fytotoxiciteit) en het gemeten maximumgehalte in gewassen. Uit de tabel blijkt dat met name voor Zn, As en Hg veelal sprake is van sterke tot zeer sterke overschrijdingen van de gewasnorm. Bij Cu liggen de maximale gehalten er veelal vlak tegen aan terwijl voor Cd en in mindere mate Pb regelmatig sprake is van overschrijdingen. Dit laat zien dat alleen voor de twee laatste metalen bodemnormen kunnen worden berekend die onder de aangetroffen metaalgehalten in de bodem liggen.

Tabel A4.1

Vergelijking van norm met gemeten maximum gehalte in gewassen (alle gegevens op basis van droge stof, gehanteerde ds gehalten zijn: 13% (gras), 60% (maïs), 25% (suikerbiet), 85% (tarwe), 24% (aardappel), 5% (sla), 6% (andijvie) en 14% (appel)).

Land Gebruik	Gewas	Metaal											
		Cd		Pb		Cu		Zn		As		Hg	
		Norm	Max	Norm	Max	Norm	Max	Norm	Max	Norm	Max	Norm	Max
Grasland	Gras	1	0.93	10	9.8	12	21.5	210 (100)	133	2	1.11	0.1	0.095
Veevoeder	Snijmais	1	6.10	10	4.1	20	7.0	460 (100)	174	2	0.47	0.1	0.028
Gewassen	Suikerbiet	1	3.20	10	10.8	20	19.4	670 (100)	343	2	1.80	0.1	0.30
Akkerbouw	Tarwe	0.12	0.58	0.24	2.6	20	6.7	560 (100)	94	5?	0.34	0.035	0.034
	Aardappel	0.42	0.42	0.42	0.8	3 (20)	16.9	250 (100)	25	0.42	0.19	0.13	0.077
Groente	Sla	4.0	8.86	6.0	16.7	20	16.0	419 (100)	203	2.0	3.30	0.60	0.26
teelt	Andijvie	3.2	8.76	4.8	3.6	20	16.6	340 (100)	353	1.6	0.29	0.50	0.056
Fruitteelt	Appel	0.36	0.044	0.71	0.88	20	-	-(100)	-	0.71	1.50	0.07	0.019

rood: $Q_{\max \text{ plant}} < \text{norm}$

rood en vet: $Q_{\max \text{ plant}} < 0.5 * \text{norm}$

Bodem-plant relaties en bioaccumulatiefactoren voor cadmium

In Tabel A4.2 zijn de gevonden bodem-plant relaties voor Cd gegeven. Voor Cd geldt dat in de hier gebruikte datasets gewas gehalten voorkomen die de norm overschrijden (m.u.v. spinazie, geen enkele waarneming overschrijdt de warenwet norm). Dat betekent dat de relatie gebruikt kan worden om kritische bodemgehalten uit te rekenen. Voor de meeste gewassen (m.u.v. aardappel en spinazie) worden redelijke vergelijkingen gevonden. Om volledig te zijn, zijn in Tabel A4.3 zowel de mediane waarde als het 80 en 95 percentiel van de BAF waarden gegeven.

Tabel A4.2*Bodem – plant relaties voor Cadmium*

Land gebruik	Gewas	a	n (Cd _b)	b (pH)	c (klei)	d (OS)	R ²	se(Y)	N	Q _{max} ¹	bron
Beweid grasland	Gras-zand (Kempen)	1.45	1.22	-0.38	-	-	0.63	0.23	115	0.93 ²	Römkens
	Gras-klei/veen (Landelijk/Maas)										
Veevoer	Mais	0.90	1.08	-0.21	-0.32	-	0.62	26	39	6.1	Römkens
	Suikerbiet	1.33	0.62	-0.22	-0.13	-	0.83	0.15	112	3.2	Römkens
Akkerbouw	Tarwe	0.22	0.62	-0.12	-0.04	-0.33	0.64	0.2	75	0.58	Römkens
	Aardappel	0.97	0.81	-0.21	-0.2	-0.41	0.78	0.26	118	0.42	Römkens
	Aardappel	-0.86	0.36	0.06	-0.27	-0.13	0.35	-	103	3.8	Versluijs
Groenteteelt	Sla	2.55	0.85	-0.33	-0.19	-0.39	0.71	0.16	152	8.9	Römkens
	Sla	1.00	0.28	-0.18	0.16	-0.19	0.30	-	125	2.5	Versluijs
	Andijvie	2.35	0.58	-0.2829	-0.18	-0.44	0.66	0.24	52	8.8	Römkens
	Andijvie	0	0.42	-0.10	0.30	0.10	0.28	-	93	3.9	Versluijs
	Spinazie ¹	2.19	0.77	-0.29	-	-0.4	0.49	0.2	82	2.3	Römkens
	Spinazie	1.3	0.28	-0.22	0.37	-0.64	0.34			3.2	Versluijs
Fruit	Appel	-	-	-	-	-	-	-	99	0.044	Römkens
Sierteelt	Bomen/bollen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹ maximale gemeten *plant* gehalte dat in de databases aangetroffen is² maximale plantgehalte < norm in landelijk bestand

Tabel A4.3

De 50, 80 en 95 percentielwaarden voor plantgehalten en bioaccumulatiefactoren (BAF waarden) voor cadmium

Land gebruik	Gewas	Grondsoort	N	Plant50	Plant 80	Plant 95	BAF 50	BAF 80	BAF 95
Beweid grasland	Gras	Zand	27	0.093	0.16	0.35	0.24	0.41	0.92
	Gras	Klei	56	0.22	0.41	0.77	0.12	0.25	0.47
	Gras	Veen	32	0.11	0.16	0.38	0.15	0.22	0.26
Veevoer	Gras	Totaal	115	0.13	0.28	0.65	0.17	0.29	0.48
	Mais	Zand	42	0.23	0.30	0.51	0.80	1.1	1.9
	Mais	Klei	40	0.30	0.54	2.4	0.16	0.39	0.86
	Mais	Veen	1	-	-	-	-	-	-
	Mais	Totaal	83	0.24	0.39	0.91	0.50	1.0	1.6
	Suikerbiet	Zand	24	0.46	0.83	1.3	1.0	2.3	3.5
	Suikerbiet	Klei	88	0.61	1.2	1.9	0.50	0.78	1.1
	Suikerbiet	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Suikerbiet	Totaal	112	0.56	1.1	1.8	0.56	0.94	2.2
Akkerbouw	Tarwe	Zand	7	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Klei	96	0.10	0.27	0.49	0.19	0.33	0.50
	Tarwe	Veen	4	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Totaal	107	0.10	0.27	0.50	0.20	0.33	0.50
	Aardappel	Zand	23	0.14	0.18	0.23	0.38	0.56	0.79
	Aardappel	Klei	94	0.13	0.18	0.27	0.23	0.50	0.87
	Aardappel	Veen	1	-	-	-	-	-	-
	Aardappel	Totaal	118	0.13	0.18	0.26	0.25	0.50	0.85
	Sla	Zand	46	1.0	2.1	2.7	2.3	4.5	6.5
Groenteteelt	Sla	Klei	95	1.4	2.5	3.7	1.1	2.3	4.7
	Sla	Veen	11	0.52	1.0	1.4	0.58	1.4	1.7
	Sla	Totaal	152	1.2	2.2	3.4	1.6	2.9	5.9
	Andijvie	Zand	9	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Klei	43	1.5	2.3	4.7	0.58	2.1	3.2
	Andijvie	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Totaal	52	1.6	2.3	4.3	1.0	2.7	5.2
	Appel	Zand	18	0.008	0.012	0.017	0.027	0.056	0.093
	Appel	Klei	81	0.007	0.012	0.018	0.015	0.026	0.042
Fruitteelt	Appel	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Appel	Totaal	99	0.008	0.012	0.018	0.016	0.027	0.060

Bodem-plant relaties en bioaccumulatiefactoren voor lood

In Tabel A4.4 zijn de gevonden bodem-plant relaties voor Pb gegeven. Voor lood geldt dat voor veel gewassen geen relatie tussen bodem en gewas eigenschappen gevonden wordt. Dat komt waarschijnlijk doordat (i) in het bodemvocht lood voor meer dan 99% in organische gecomplexeerde vorm aanwezig is waardoor de opname gering is, (ii) atmosferische depositie van lood de verschillen in opname kan doen afnemen en (iii) lood geen essentieel element is en veel gewassen in staat zijn lood

effectief buit te sluiten. Om toch een risico grens in te bouwen is gebruik gemaakt van de BAF waarvan in Tabel A4.5 zowel de mediane waarde als het 80 en 95 percentiel is gegeven.

Tabel A4.4

Bodem-plant relaties voor lood.

Land gebruik	Gewas	a	n (Pb _b)	b (pH)	c (klei)	d (OS)	R ²	se(Y)	n	Q _{max}	bron
Beweid grasland	Gras	-	-	-	-	-	-	-	116	9.8	Römkens
Veevoer	Maïs	-	-	-	-	-	-	-	85	4.1	Römkens
	Suikerbiet ³	-0.64	0.39	0.09	-	-0.36	0.28	0.15	64	11	Römkens
Akkerbouw	Tarwe	0	1.14	-0.25	-	-1.42	0.24 ²	0.44	25	2.6	Römkens
	Aardappel	-1.4	2.02	-0.29	-0.66	-0.77	0.55	0.22	118	0.8	Römkens
	Aardappel	-2.0	0.67	0.12	-0.50	-0.02	0.67	-	113	15?	Versluijs
Groenteteelt	Sla	-0.65	0.59	-	-0.30	-	0.40	0.20	151	17 ¹	Römkens
	Sla	-0.60	0.90	-0.07	-0.19	-0.34	0.36	-	156	14	Versluijs
	Spinazie	1.13	0.16	-0.18	0.39	-0.52	0.30	0.23	82	4.5	Römkens
	Spinazie	-0.12	0.36	-0.03	-0.23	0.25	0.34	-	80	4.5	Versluijs
	Andijvie	-0.28	0.62	-0.15	-	-	0.30	0.25	52	3.6	Römkens
	Andijvie ⁴	1.9	0.52	-0.17	-0.8	-0.68	0.42	-	89	7.4	Versluijs
Fruit	Appel	-	-	-	-	-	-	-	99	0.88	Römkens
Sierteelt	Bomen/bollen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹ Waarde > 10 mg kg (warenwet bij 5% droge stof), rest < 10; deze vergelijking levert onrealistisch hoge Pb gehalten op (2000 ppm mediane schatting)

² Ondanks de lage voorspellende waarde blijkt dat deze vergelijking een groot aantal van de overschrijdingen van de gewaskwaliteit goed voorspelt. Van de 14 overschrijdingen van de norm voor tarwe worden er 11 teruggevonden (berekende kritische Pb gehalten in de bodem zijn lager dan gemeten lood gehalten)

³ Gezien de relatief kleine range in Pb gehalte en de lage waarde van de coëfficiënt voor Q (0.39) worden bij toepassing van de vergelijking erg hoge kritische loodgehalten gevonden. Geadviseerd wordt derhalve te werken met een grondonafhankelijke BAF.

⁴ Toepassing van deze relatie op het maasoever bestand leidt tot grote overschrijding van het gewasgehalte.

Tabel A4.5

De 50, 80 en 95 percentielwaarden voor plantgehalten en bioaccumulatiefactoren (BAF waarden) voor lood

Land gebruik	Gewas	Grondsoort	N	Plant50	Plant 80	Plant 95	BAF 50	BAF 80	BAF 95
Beweid grasland	Gras	Zand	27	2.2	3.2	4.7	0.12	0.22	0.26
	Gras	Klei	57	2.2	3.3	7.8	0.024	0.085	0.13
	Gras	Veen	32	2.1	2.8	4.3	0.032	0.043	0.070
Veevoer	Gras	Totaal	116	2.2	3.2	5.3	0.037	0.10	0.21
	Mais	Zand	42	2.1	2.7	3.7	0.13	0.23	0.31
	Mais	Klei	42	1.6	2.1	2.7	0.018	0.065	0.11
	Mais	Veen	1	-	-	-	-	-	-
	Mais	Totaal	85	1.8	2.3	3.3	0.065	0.17	0.27
	Suikerbiet	Zand	23	3.2	3.9	5.1	0.15	0.27	0.91
	Suikerbiet	Klei	89	3.3	4.3	6.2	0.061	0.16	0.26
	Suikerbiet	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Suikerbiet	Totaal	112	3.3	4.2	6.0	0.070	0.18	0.28
Akkerbouw	Tarwe	Zand	7	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Klei	78	0.18	0.50	1.8	0.008	0.015	0.027
	Tarwe	Veen	4	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Totaal	89	0.19	0.48	1.6	0.0070	0.014	0.027
	Aardappel	Zand	23	0.10	0.19	0.48	0.0042	0.0078	0.016
	Aardappel	Klei	94	0.12	0.20	0.32	0.0044	0.0075	0.013
	Aardappel	Veen	1	-	-	-	-	-	-
	Aardappel	Totaal	118	0.11	0.20	0.32	0.0044	0.0077	0.013
	Sla	Zand	46	1.7	2.5	3.2	0.050	0.073	0.22
Groenteteelt	Sla	Klei	95	1.8	2.6	4.8	0.019	0.039	0.14
	Sla	Veen	11	2.0	3.3	16.0	0.010	0.032	0.091
	Sla	Totaal	152	1.8	2.6	3.6	0.024	0.060	0.16
	Andijvie	Zand	9	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Klei	43	1.3	1.8	2.5	0.011	0.020	0.032
	Andijvie	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Totaal	52	1.3	1.6	2.1	0.014	0.021	0.032
	Appel	Zand	18	0.43	0.49	0.65	0.021	0.028	0.048
	Appel	Klei	81	0.34	0.45	0.67	0.011	0.016	0.027
Fruitteteelt	Appel	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Appel	Totaal	99	0.35	0.46	0.67	0.013	0.018	0.029

Bodem-plant relaties en bioaccumulatiefactoren voor koper

In Tabel A4.6 zijn de gevonden bodem-plant relaties voor Cu gegeven. Voor koper geldt dat er alleen data uit het maasoever bestand gebruikt zijn omdat dit element niet is gemeten in het landelijk bestand (Wiersma et al., 1985). Opvallend is dat de BAFs van de verschillende gewassen elkaar niet veel ontlopen, de mediane overdrachtscoëfficiënt ligt tussen veelal tussen de 0.13 en 0.34 (Tabel A4.7). Blijkbaar handhaven de hier onderzochte gewassen een zelfde interne gehalte uitgedrukt per gram droge stof wat erop wijst dat dit gerelateerd is aan de behoefte aan koper waarbij overmaat vermeden wordt. Voor koper geldt overigens wel dat de BAF

waarden alleen voor het Maasoever bestand bekend zijn. In het algemeen kan geconstateerd worden dat de bodem plant relaties matig van kwaliteit zijn. Dat komt enerzijds doordat de range in gewas gehalten gering is en anderzijds doordat er een sterke interne regulatie optreedt. Ook bij die functies waarbij wel een redelijke R^2 wordt gevonden moet worden bedacht dat de norm vaak hoger ligt dan de gehalten die zijn aangetroffen in het databestand. Omdat de coëfficiënt voor het gehalte vaak duidelijk minder dan 1 is (bijv. 0.20 voor maïs) betekent dat een zeer sterke extrapolatie om een kritisch gehalte in de bodem te berekenen. Gebruik van BAF waarden is voor koper dan ook waarschijnlijk de beste oplossing, voor zover die significant zijn.

Tabel A4.6

Bodem-plant relaties voor koper.

Land gebruik	Gewas	A	n (Cu _b)	b (pH)	C (klei)	D (OS)	R ²	se(Y)	n	Q _{max}	Bron
Beweid grasland	Gras ¹	1.41	0.83	-0.18	-	-0.65	0.37	0.08	33	22	Römkens
Veevoer	Maïs	0	0.20	0.07	-0.11	-	0.40	0.09	36	7.0	Römkens
	Suikerbiet	0.73	0.30	-0.03	-	-	0.39	0.08	63	19	Römkens
Akkerbouw	Tarwe	0.65	0.16	-0.03	-	-	0.21	0.07	18	6.7	Römkens
	Aardappel	-	-	-	-	-	-	-	25	17	Römkens
	Aardappel	-	-	-	-	-	-	-	7	14	Versluijs
Groenteteelt	Sla	0.70	0.42	-0.06	-	-	0.42	0.09	47	16	Römkens
	Sla	-	-	-	-	-	-	-	6	16	Versluijs
	Andijvie	-	-	-	-	-	-	-	52	17	Römkens
Fruit	Appel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sierteelt	Bomen/bollen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹ Bodem-plant relatie voor gras geeft slechte fit.

Tabel A4.7

De 50, 80 en 95 percentielwaarden voor plantgehalten en bioaccumulatiefactoren (BAF waarden) voor koper

Land gebruik	Gewas	Grondsoort	N	Plant50	Plant 80	Plant 95	BAF 50	BAF 80	BAF 95
Beweid grasland	Gras	Zand	1	-	-	-	-	-	-
	Gras	Klei	32	12	14	20	0.19	0.37	0.63
	Gras	Veen	-	-	-	-	-	-	-
Veevoer	Gras	Totaal	33	12	14	20	0.19	0.37	0.63
	Mais	Zand	7	-	-	-	-	-	-
	Mais	Klei	32	4.1	4.7	6.6	0.13	0.16	0.23
	Mais	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Mais	Totaal	39	4.0	4.7	6.5	0.14	0.22	0.30
	Suikerbiet	Zand	8	-	-	-	-	-	-
	Suikerbiet	Klei	56	9.5	12	14	0.31	0.43	0.53
Akkerbouw	Suikerbiet	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Suikerbiet	Totaal	64	8.9	12	14	0.32	0.47	0.67
	Tarwe	Zand	-	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Klei	18	5.2	6.0	6.6	0.18	0.25	0.31
	Tarwe	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Totaal	18	5.2	6.0	6.6	0.18	0.25	0.31
	Aardappel	Zand	5	-	-	-	-	-	-
	Aardappel	Klei	20	4.2	5.2	14	0.19	0.28	0.47
	Aardappel	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Aardappel	Totaal	25	4.1	5.2	13	0.20	0.32	0.55
Groenteteelt	Sla	Zand	15	7.3	9.0	10	0.53	0.75	0.94
	Sla	Klei	62	10	12	15	0.28	0.45	0.65
	Sla	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Sla	Totaal	77	9.3	12	15	0.34	0.49	0.83
	Andijvie	Zand	9	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Klei	43	9.2	12	15	0.25	0.41	0.64
	Andijvie	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Totaal	52	9.0	11	15	0.30	0.51	0.67

Bodem-plant relaties en bioaccumulatiefactoren voor zink

In Tabel A4.8 zijn de gevonden bodem-plant relaties voor Zn gegeven. Voor zink geldt in hoge mate dat de gemeten Zn gehalten in het gewas vele malen lager zijn dan de fytotox waarden (hoogste gewas gehalte aangegeven met Qmax). Voor Zn geldt voor alle gewassen dat de hier gevonden relaties afgeleid zijn van datasets waarin de fytotox norm niet wordt overschreden. Dat betekent dat gebruik van een fytotox norm in de orde van grootte van enkele honderden ppm op droge stof basis leidt tot extrapolatie van de vergelijking. Daarom is per gewas aangegeven (= Qmax) wat de hoogst gemeten gewasconcentratie is geweest die is aangetroffen. Ook gebruik van een BAF (Tabel A4.9) leidt daarom per definitie tot een zeer hoge schatting van de kritieke bodemconcentratie. Daarom is bij zink ervoor gekozen om de hoogste aangetroffen waarde in de dataset als norm te gebruiken.

Tabel A.4.8*Bodem-plant relaties voor zink*

Land gebruik	Gewas	A	n (Zn _b)	b (pH)	c (klei)	d (OS)	R ²	se(Y)	n	Q _{max}	bron
Beweid grasland	Gras ¹	2.06	0.41	-0.09	-1.05	1.09	0.49	0.11	20	133	Römkens
Veevoer	Mais	3.05	0.64	-0.31	-0.61	-	0.67	0.12	39	174	Römkens
	Suikerbiet	2.69	1.13	-0.41	-0.37	-0.71	0.67	0.14	64	343	Römkens
Akkerbouw	Tarwe ¹	1.32	0.45	-0.06	-0.24	-	0.56	0.09	15	94	Römkens
	Aardappel ¹	0	0.68	-0.09	0.41	-0.64	0.74	0.04	24	25	Römkens
	Aardappel	3	0.33	-0.04	-2.1	0.5	0.96	-	12	172	Versluijs
Groenteteelt	Sla	2.76	0.34	-0.21	-0.26	-	0.71	0.08	77	203	Römkens
	Sla	2.0	0.90	-0.30	-	-	0.11	-	6	104	Versluijs
	Andijvie	3.17	0.52	-0.31	-0.23	-0.38	0.74	0.10	52	353	Römkens
Fruit	Appel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sierteelt	Bomen/bollen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

¹: Zn gehalte gewas veel lager dan fyto-tox norm, hier vermelde relaties zijn veelal afgeleid voor kalkloze gronden, dwz alle gronden met kalk zijn weggelaten bij de regressie analyse.

Tabel A4.9

De 50, 80 en 95 percentielwaarden voor plantgehalten en bioaccumulatiefactoren (BAF waarden) voor zink

Land gebruik	Gewas	grondsoort	N	Plant50	Plant 80	Plant 95	BAF 50	BAF 80	BAF 95
Beweid grasland	Gras	Zand	1	-	-	-	-	-	-
	Gras	Klei	32	71	97	132	0.10	0.32	0.38
	Gras	Veen	-	-	-	-	-	-	-
Veevoer	Gras	Totaal	33	71	97	131	0.11	0.32	0.38
	Mais	Zand	7	-	-	-	-	-	-
	Mais	Klei	32	66	101	172	0.21	0.33	0.48
	Mais	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Mais	Totaal	39	59	94	170	0.26	0.47	0.95
	Suikerbiet	Zand	8	-	-	-	-	-	-
	Suikerbiet	Klei	56	85	136	249	0.33	0.72	1.2
Akkerbouw	Suikerbiet	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Suikerbiet	Totaal	64	87	138	268	0.38	0.76	1.7
	Tarwe	Zand	-	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Klei	18	50	63	86	0.18	0.26	0.42
	Tarwe	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Totaal	18	50	63	86	0.18	0.26	0.42
	Aardappel	Zand	5	-	-	-	-	-	-
	Aardappel	Klei	20	15	20	22	0.10	0.13	0.18
	Aardappel	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Aardappel	Totaal	25	16	21	23	0.11	0.21	0.40
Groenteteelt	Sla	Zand	15	108	123	190	1.2	1.4	2.7
	Sla	Klei	62	90	113	161	0.26	0.67	1.0
	Sla	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Sla	Totaal	77	90	116	164	0.37	0.86	1.4
	Andijvie	Zand	9	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Klei	43	85	125	217	0.23	0.76	1.5
	Andijvie	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Totaal	52	95	152	234	0.33	1.1	1.7

Bioaccumulatiefactoren voor arseen en kwik

Voor arseen (As) en voor kwik (Hg) geldt dat er geen functioneel verband tussen bodem en gewas gevonden wordt ($R^2 < 0.2$). Daarom zijn voor deze metalen alleen de BAF waarden berekend op basis van de beschikbare gegevens van zowel Maasoever als Landelijk bestand. Resultaten van de 50, 80 en 95 percentielwaarden van bioaccumulatiefactoren (BAF waarden) voor arseen en kwik zijn gegeven in respectievelijk Tabel A4.10 en A4.11.

Tabel A4.10*De 50, 80 en 95 percentielwaarden voor plantgehalten en bioaccumulatiefactoren (BAF waarden) voor arseen*

Land gebruik	Gewas	grondsoort	N	Plant50	Plant 80	Plant 95	BAF 50	BAF 80	BAF 95
Beweid grasland	Gras	Zand	27	0.24	0.32	0.58	0.047	0.12	0.27
	Gras	Klei	56	0.16	0.31	0.95	0.009	0.024	0.058
	Gras	Veen	32	0.17	0.23	0.34	0.016	0.029	0.046
Veevoer	Gras	Totaal	115	0.18	0.29	0.76	0.014	0.043	0.12
	Mais	Zand	41	0.14	0.22	0.34	0.035	0.081	0.17
	Mais	Klei	43	0.08	0.14	0.27	0.0060	0.010	0.022
	Mais	Veen	1	-	-	-	-	-	-
	Mais	Totaal	85	0.11	0.18	0.29	0.012	0.040	0.13
	Suikerbiet	Zand	23	0.17	0.38	0.62	0.036	0.069	0.13
	Suikerbiet	Klei	89	0.24	0.50	1.2	0.018	0.030	0.051
	Suikerbiet	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Suikerbiet	Totaal	112	0.24	0.49	0.98	0.019	0.036	0.077
Akkerbouw	Tarwe	Zand	3	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Klei	95	0.03	0.075	0.13	0.0022	0.0048	0.011
	Tarwe	Veen	4	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Totaal	102	0.03	0.07	0.13	0.0022	0.0052	0.015
	Aardappel	Zand	22	0.04	0.09	0.14	0.0037	0.010	0.050
	Aardappel	Klei	94	0.04	0.09	0.14	0.0021	0.0046	0.009
	Aardappel	Veen	2	-	-	-	-	-	-
	Aardappel	Totaal	118	0.04	0.09	0.14	0.0024	0.0057	0.014
Groenteteelt	Sla	Zand	42	0.16	0.21	0.44	0.031	0.060	0.13
	Sla	Klei	99	0.17	0.29	0.36	0.013	0.023	0.032
	Sla	Veen	11	0.15	0.21	0.40	0.013	0.020	0.039
	Sla	Totaal	152	0.16	0.26	0.41	0.016	0.029	0.065
	Andijvie	Zand	8	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Klei	42	0.12	0.17	0.20	0.0090	0.014	0.021
	Andijvie	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Totaal	50	0.12	0.17	0.23	0.010	0.016	0.023
	Appel	Zand	17	0.04	0.05	0.99	0.0071	0.016	0.084
Fruitteelt	Appel	Klei	82	0.03	0.06	0.17	0.0023	0.0046	0.015
	Appel	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Appel	Totaal	99	0.03	0.05	0.18	0.0028	0.0060	0.021

Tabel A4.11

De 50, 80 en 95 percentielwaarden voor plantgehalten en bioaccumulatiefactoren (BAF waarden) voor kwik

Land gebruik	Gewas	grondsoort	N	Plant50	Plant 80	Plant 95	BAF 50	BAF 80	BAF 95
Beweid grasland	Gras	Zand	27	0.018	0.020	0.027	0.30	0.96	1.8
	Gras	Klei	56	0.015	0.021	0.051	0.04	0.22	0.44
	Gras	Veen	32	0.020	0.023	0.065	0.093	0.19	0.31
	Gras	Totaal	115	0.017	0.022	0.037	0.12	0.31	0.91
Veevoer	Mais	Zand	41	0.015	0.017	0.021	0.37	0.66	0.93
	Mais	Klei	43	0.010	0.014	0.025	0.06	0.20	0.33
	Mais	Veen	1	-	-	-	-	-	-
	Mais	Totaal	85	0.012	0.016	0.023	0.20	0.42	0.78
	Suikerbiet	Zand	23	0.11	0.13	0.20	1.7	4.0	6.2
	Suikerbiet	Klei	89	0.075	0.10	0.14	0.59	1.7	3.8
	Suikerbiet	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Suikerbiet	Totaal	112	0.078	0.11	0.19	0.85	2.3	4.3
Akkerbouw	Tarwe	Zand	3	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Klei	95	0.003	0.008	0.019	0.036	0.15	0.29
	Tarwe	Veen	4	-	-	-	-	-	-
	Tarwe	Totaal	102	0.0030	0.0080	0.018	0.033	0.14	0.29
	Aardappel	Zand	22	0.011	0.043	0.068	0.15	1.0	1.7
	Aardappel	Klei	94	0.010	0.024	0.032	0.091	0.30	0.47
	Aardappel	Veen	2	-	-	-	-	-	-
	Aardappel	Totaal	118	0.0090	0.025	0.042	0.091	0.34	0.54
Groenteteelt	Sla	Zand	42	0.030	0.066	0.10	0.40	0.75	1.7
	Sla	Klei	99	0.030	0.042	0.060	0.15	0.25	0.38
	Sla	Veen	11	0.040	0.053	0.079	0.08	0.11	0.20
	Sla	Totaal	152	0.030	0.050	0.086	0.18	0.34	0.78
	Andijvie	Zand	8	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Klei	42	0.019	0.023	0.031	0.086	0.17	0.29
	Andijvie	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Andijvie	Totaal	50	0.019	0.025	0.034	0.12	0.24	0.39
Fruitteteelt	Appel	Zand	17	0.008	0.012	0.014	0.071	0.12	0.22
	Appel	Klei	82	0.008	0.012	0.016	0.057	0.10	0.20
	Appel	Veen	-	-	-	-	-	-	-
	Appel	Totaal	99	0.008	0.012	0.016	0.059	0.10	0.20

Bioaccumulatiefactoren voor nikkel en chroom

Voor beide elementen geldt dat deze niet gemeten zijn in het landelijk bestand noch in het Maasoevers bestand. De gebruikte afleiding in het FBS rapport van Huinink (2000) is dermate twijfelachtig dat toepassing daarvan geen optie is. Omdat ook in het overzichtsrapport van Versluys en Otte geen data voor chroom gegeven worden moet worden geconcludeerd dat er voor dit metaal geen materiaal voorhanden is op basis waarvan nieuwe verbeterde bodemafhankelijk gehalten afgeleid zouden kunnen

worden. Voor Ni worden door Versluijs en Otte een aantal BAF waarden gepresenteerd die zijn gegeven in tabel A4.12. Hieruit blijkt dat al dat de hoeveelheid aan gegevens dermate gering is (zowel wat betreft het aantal gewassen als ook het aantal datapunten per gewas) dat op grond van deze gegevens (waarschijnlijk) ook geconcludeerd moet worden dat voor nikkel eveneens geen nieuwe kritische bodemconcentraties voor landbouw af te leiden zijn.

Tabel A.4.12

BAF waarden voor nikkel volgens Versluijs en Otte (2001)

Gewas	Nikkel			
	n	Med.	Gem.	95%
Gras	-	-	-	-
Mais	-	-	-	-
Suikerbiet	-	-	-	-
Tarwe	-	-	-	-
Aardappel	7	0.015	0.015	0.024
Andijvie	-	-	-	-
Sla	6	0.035	0.033	0.043
Appel	-	-	-	-

Annex 5 Figuren voor metaalgehalten in gewas en in bodem voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik

In de figuren A5.1-A5.6 zijn figuren gegeven van het metaalgehalte in gewas en in bodem voor Cd, Pb, Cu, Zn, As en Hg op basis van de datasets zoals die zijn gebruikt bij de afleiding van bodemnormen. Deze figuren geven inzicht in de afleiding van normen in de situatie dat er geen sprake is van een significante bodem-plant relatie is (met name de metalen Pb, Cu, As en Hg) en ook als die er wel is maar de gewasnorm ver boven het aangetroffen gehalte aan metalen in het gewas ligt (met name zink). In deze situatie is het kritische bodemgehalte o.a. berekend als (zie par. 2.1):

- Het maximale metaalgehalte in de bodem per onderscheiden grondsoort (zand, klei en veen) wanneer het metaalgehalte in het gewas altijd beneden de norm blijft.
- Het laagste metaalgehalte in de bodem per onderscheiden grondsoort (zand, klei en veen) waarbij de gewasnorm overschreden wordt, wanneer het metaalgehalte in het gewas boven de norm komt en dit gehalte geen duidelijke uitschieter is.

De normen in de figuren hebben betrekking op warenwetnormen of veevoeder-normen in verband met voedselveiligheid (de doorgetrokken lijnen) en kritische gehalten in verband met fytotoxiciteit (de stippellijnen). In de figuren is geen onderscheid gemaakt naar grondsoort maar ze geven wel inzicht voor welke metalen en gewassen het metaalgehalte in het gewas altijd beneden de norm blijft en in welke gevallen die er overheen gaat.

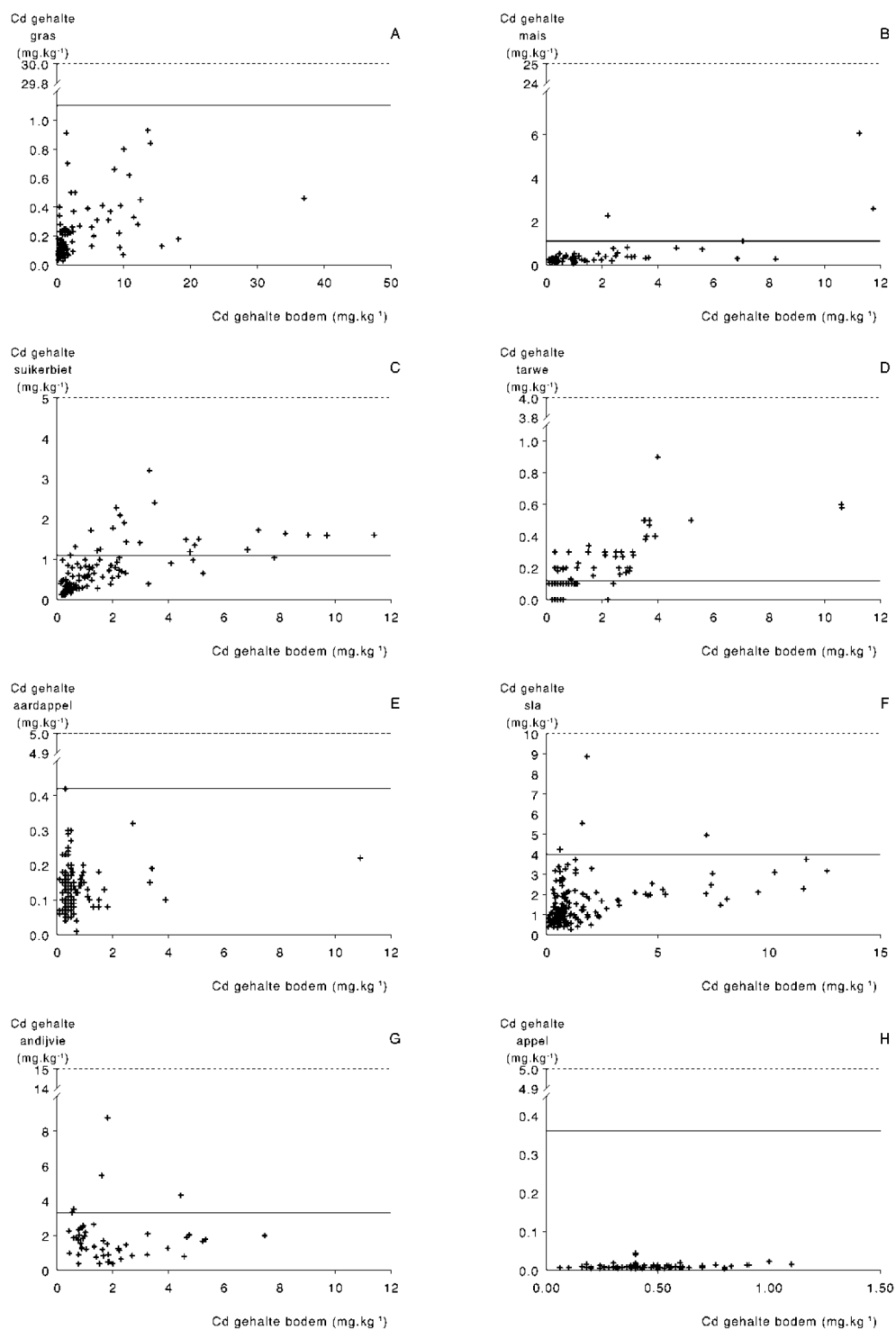
Uit de figuren blijkt dat er sprake is van overschrijding voor veevoedernormen en warenwetnormen voor:

- Cd gehalten in maïs, suikerbieten (zeer sterk), tarwe (zeer sterk), sla en andijvie.
- Pb gehalten in tarwe (zeer sterk), aardappel, sla en appel.
- Cu gehalten in gras (veevoedernorm van 15 mg.kg^{-1} voor schap).
- Zn in suikerbiet.
- As in appel (eenmalig)
- Hg in suikerbiet

Uit de figuren blijkt dat er sprake is van overschrijding van kritische plantgehalten in verband met fytotoxiciteit voor:

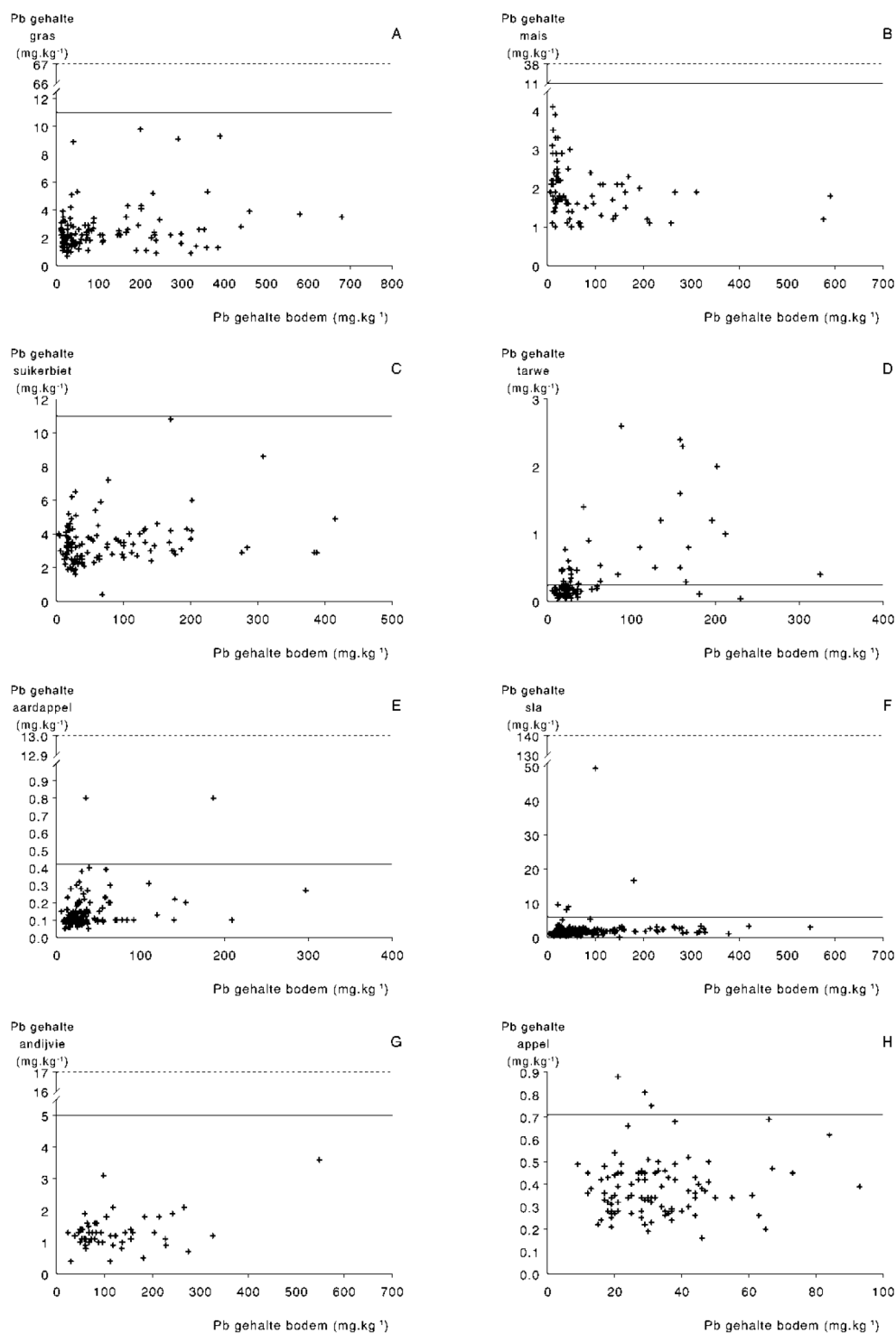
- Cu gehalten in gras (norm is 15 mg.kg^{-1}), suikerbiet (eenmalig) en sla (twee maal)
- Zn in gras, maïs, suikerbiet (zeer sterk), sla en andijvie (eenmalig)

Samenvattend kan worden gesteld dat er in de gebruikte datasets met name sprake is van overschrijding van : (i) veevoedernormen en warenwetnormen voor Pb en Cd (met name in suikerbieten en tarwe) en (ii) kritische plantgehalten in verband met fytotoxiciteit voor Cu en Zn.



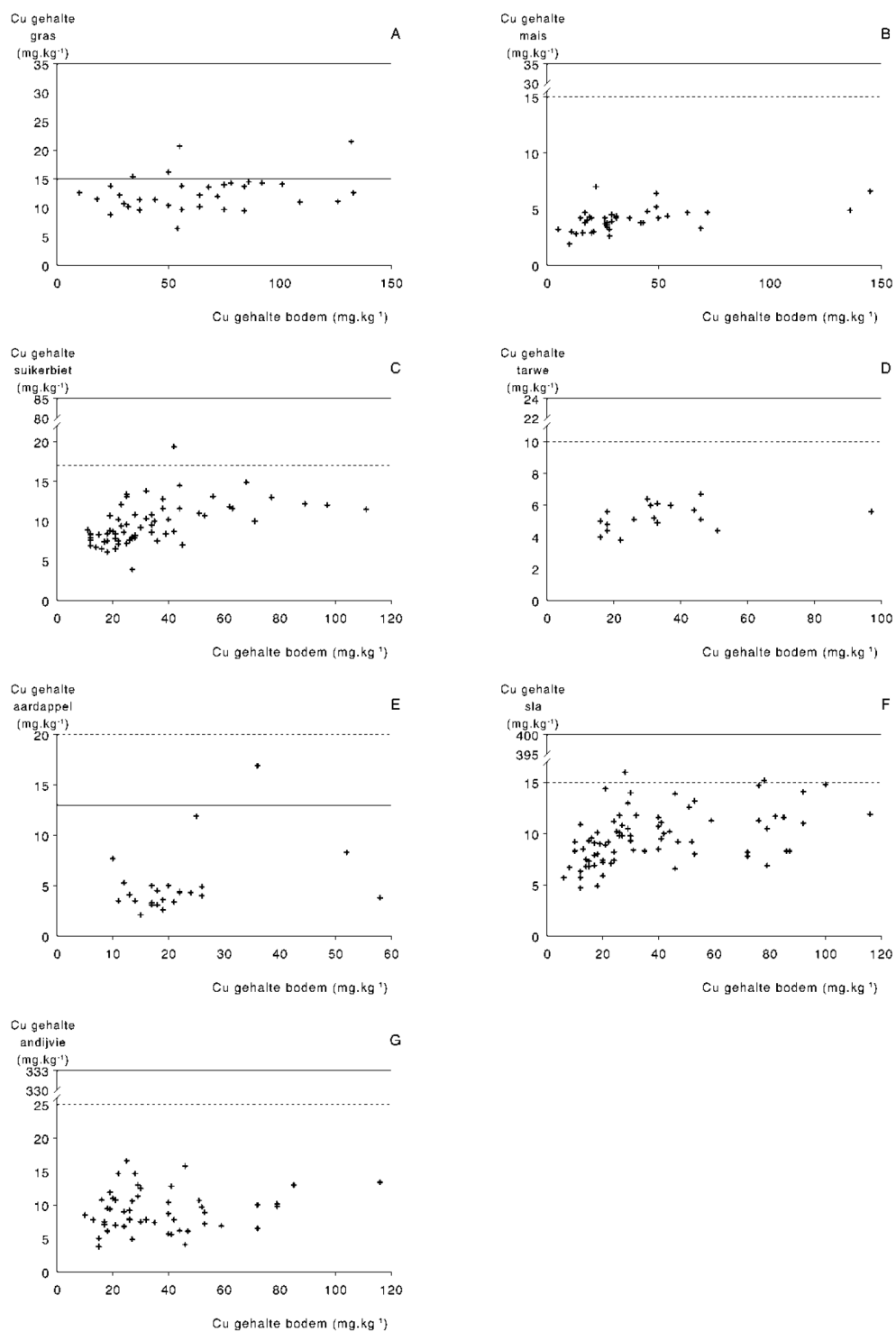
Figuur A5.1

Relaties tussen het metaalgehalte in gewas en in bodem voor Cd in gras (A), snijmaïs (B), suikerbiet (C), tarwe (D), aardappel (E), sla (F), andijvie (G) en appel (H).



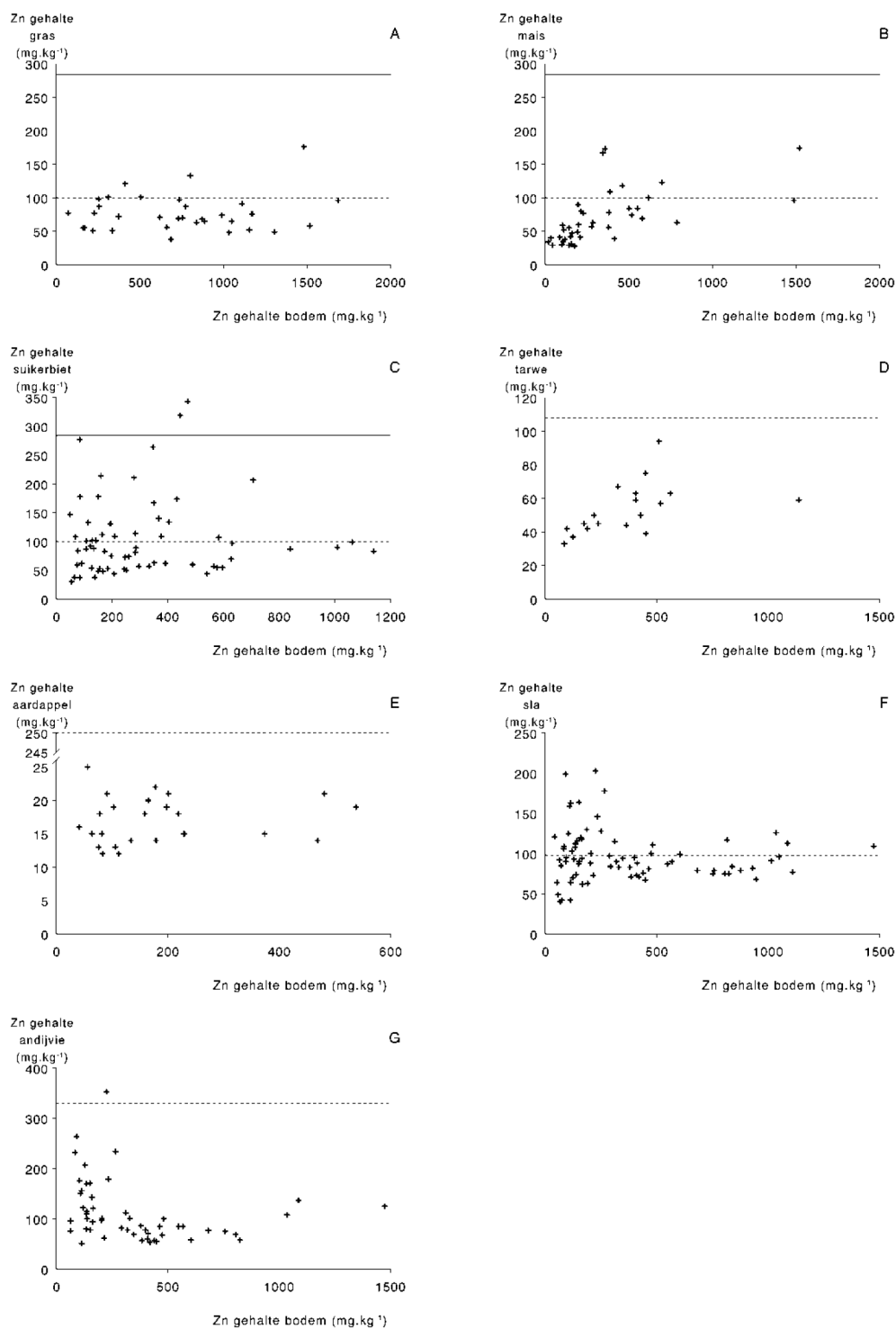
Figuur A5.2

Relaties tussen het metaalgehalte in gewas en in bodem voor Pb in gras (A), snijmaïs (B), suikerbiet (C), tarwe (D), aardappel (E), sla (F), andijvie (G) en appel (H).



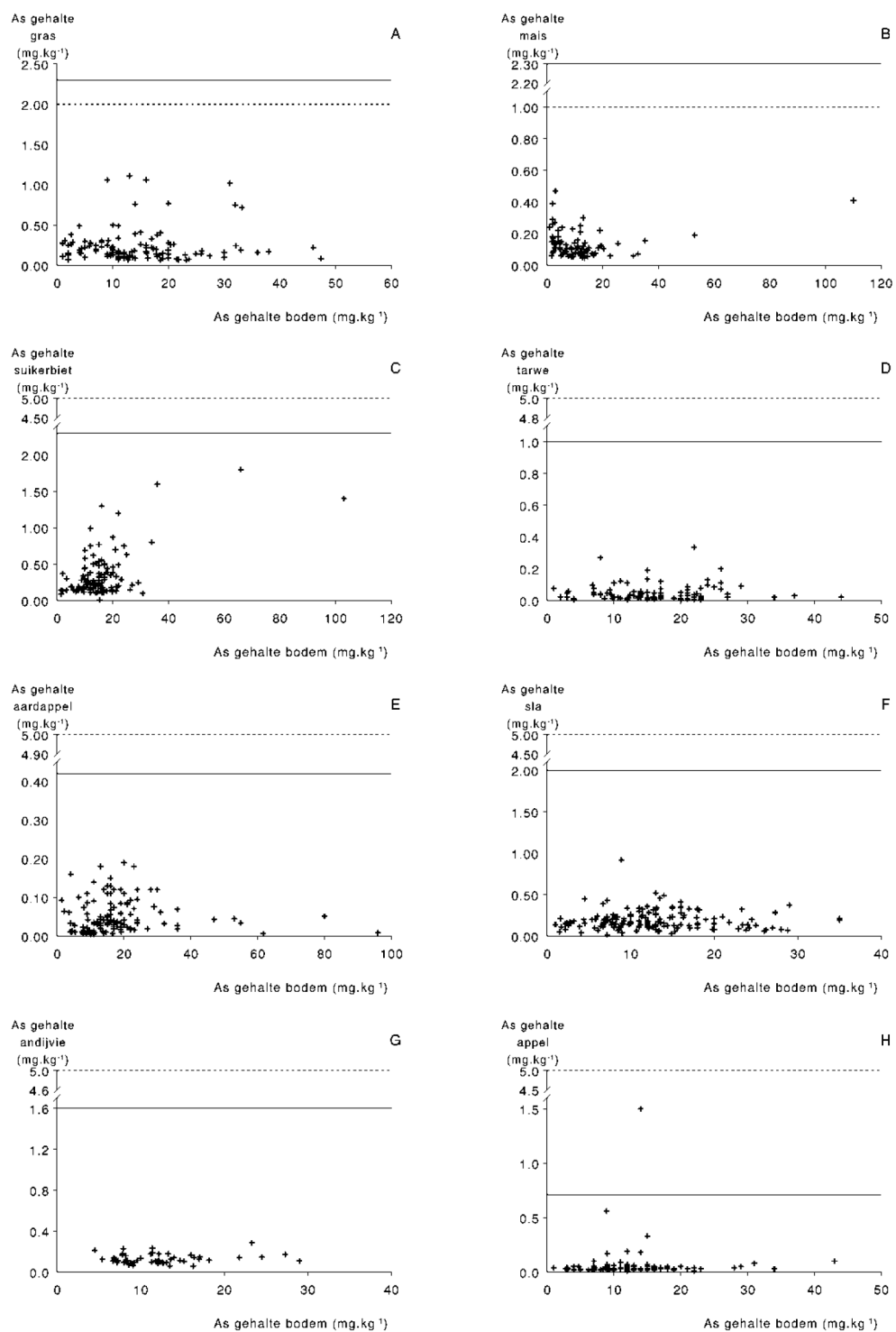
Figuur A5.3

Relaties tussen het metaalgehalte in gewas en in bodem voor Cu in gras (A), snijmaïs (B), suikerbiet (C), tarwe (D), aardappel (E), sla (F) en andijvie (G).



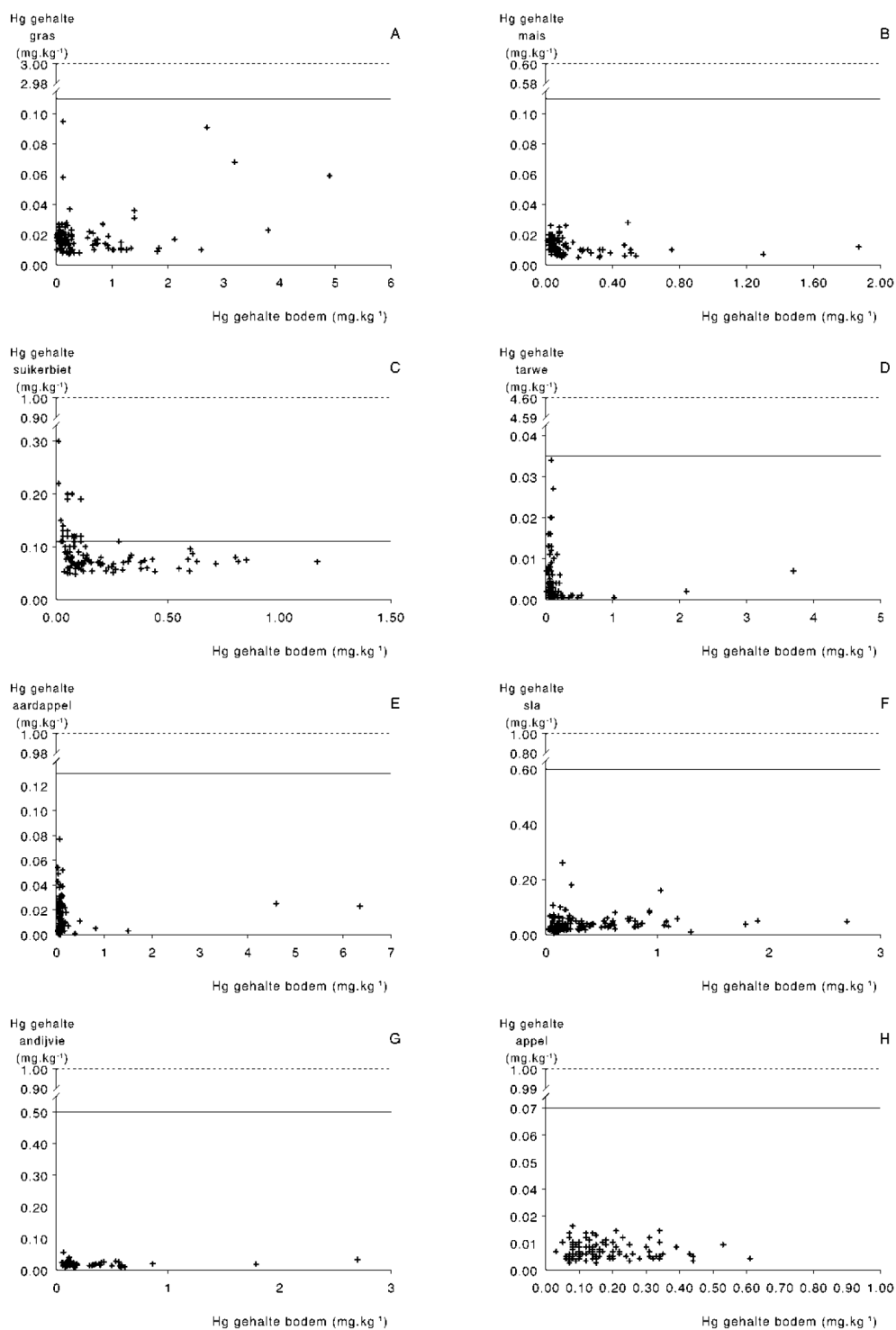
Figuur A5.4

Relaties tussen het metaalgehalte in gewas en in bodem voor Zn in gras (A), snijmaïs (B), suikerbiet (C), tarwe (D), aardappel (E), sla (F) en andijvie (G).



Figuur A5.5

Relaties tussen het metaalgehalte in gewas en in bodem voor As in gras (A), snijmaïs (B), suikerbiet (C), tarwe (D), aardappel (E), sla (F), andijvie (G) en appel (H).



Figuur A5.6

Relaties tussen het metaalgehalte in gewas en in bodem voor Hg in gras (A), snijmais (B), suikerbiet (C), tarwe (D), aardappel (E), sla (F), andijvie (G) en appel (H).

Annex 6 Berekende bodemnormen cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik uit gewasnormen in relatie tot voedselveiligheid, diergezondheid en fytotoxiciteit

Berekeningswijze

In de Tabellen A6.1 en A6.2 zijn kritische gehalten voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik in zand, klei, veen en alle gronden gezamenlijk gegeven in relatie tot gewasnormen voor voedselveiligheid en diergezondheid (Tabel A6.1) en kritische plantgehalten in verband met fytotoxiciteit (Tabel A6.2). Deze bodemnormen zijn berekend volgens verschillende methoden, te weten (zie ook par. 2.2.1):

- Een teruggerekende bodemnorm uit een gewasnorm met bodem-plant relaties (regressieformules), waarin het effect van bodemeigenschappen (gehalte aan organische stof en klei en de pH) is meegenomen (alleen mogelijk voor cadmium, deels voor lood, koper en zink). In deze situatie heeft de term totaal betrekking op een standaardgrond. De gebruikte gehalten aan organische stof en klei in de berekening zijn gelijk aan die genoemd in Tabel A6.3. De gebruikte pH waarden zijn 5.5 voor zandgrond, 6.5 voor kleigrond en 6.0 voor veengrond en standaardgrond.
- Het maximale metaalgehalte in de bodem per onderscheiden grondsoort (relevant als het metaalgehalte in het gewas altijd beneden de norm blijft). De norm is groter dan dit gehalte.
- Het laagste metaalgehalte in de bodem per onderscheiden grondsoort (zand, klei en veen) waarbij de gewasnorm overschreden wordt. De norm is groter dan dit gehalte.
- Een teruggerekende bodemnorm uit een gewasnorm, door deze te delen door een 50 of 95 percentiel bioaccumulatiefactor. Wanneer er sprake zou zijn van een duidelijk bodem-plant relatie zou dit in principe de bodemnorm zijn waarmee 50% of 95% van het gewas wordt beschermd.

De selectie van de uiteindelijke waarden is als volgt (zie ook Figuur 2.3 en 2.2.1):

- Een bodemnorm teruggerekend uit een gewasnorm met bodem-plant relaties (regressieformules) wanneer de relatie significant is en de ratio tussen het maximale metaalgehalte in de plant gedeeld door de norm groter is dan 0.5. Dit om te voorkomen dat de berekening plaatsvindt met een niet of beperkt significante relatie ($R^2 > 0.5$) of buiten het gebied waarvoor die relatie is afgeleid ($Me_{plant}/Me_{norm} > 0.5$). Deze situatie komt alleen voor bij cadmium.
- Het maximale metaalgehalte in de bodem per onderscheiden grondsoort wanneer: (i) de relatie significant is maar het maximale metaalgehalte in het gewas ver beneden de norm blijft ($Me_{plant}/Me_{norm} < 0.5$) en (ii) de relatie niet significant is en het metaalgehalte in het gewas beneden de norm blijft ($Me_{plant}/Me_{norm} < 1.0$). De eerste situatie treedt vooral bij zink en de tweede situatie bij Cu, Zn, As en Hg. In dat geval is gezegd dat de norm hoger is dan die waarde.
- Het laagste metaalgehalte in de bodem per onderscheiden grondsoort (zand, klei en veen) waarbij de gewasnorm overschreden wordt als de relatie niet significant is en het metaalgehalte in het gewas boven de norm uitkomt ($Me_{plant}/Me_{norm} > 1.0$).

De bodemnormen op basis van een gewasnorm gedeeld door een 50 of 95 percentiel bioaccumulatiefactor zijn niet meegenomen, omdat de verklaarde variantie tussen bodemgehalte en plantgehalte per grondsoort vrijwel altijd nihil was. De gedachte dat dit de bodemnormen zouden zijn waarmee 50% of 95% van het gewas

wordt beschermd is daarmee niet terecht. In dit kader zou gebruik van de mediane BAF waarde nog het meest relevant zijn, als een soort gemiddelde empirische relatie tussen plantgehalten en bodemgehalten

Bodemnormen uit gewasnormen voor voedselveiligheid en diergezondheid

In Tabel A6.1 zijn kritische metaalgehalten gegeven in relatie tot gewasnormen voor voedselveiligheid en diergezondheid. In vet zijn de getallen gezet die uiteindelijk zijn gebruikt voor het bepalen van de Kritische bodemconcentraties. Uit deze tabel blijkt dat er sprake is van bodem-plant relaties met een R^2 boven de 0.5 en een maximale plantgehalte wat tegen de norm aanzit of er boven uitkomt (Meplant/Me norm >0.5) bij:

- Cd in gras, maïs, suikerbiet, tarwe, sla en andijvie
- Pb in aardappel
- Zn in maïs en suikerbiet

In deze situatie is het teruggerekende bodemgehalte op basis van die relatie (regressie) gebruikt als norm. Voor Cd in gras is echter uiteindelijk toch de hoogste waarde gebruikt omdat er twijfel is bij het gebruik van de regressieformule waarvan de R^2 nauwelijks boven de 0.5 uitkomt.

Voor alle overige situaties is het maximale bodemgehalte per grondsoort gebruikt met uitzondering van de situaties waarin overschrijding was van normen, te weten:

- Pb gehalten in tarwe, sla en appel.
- Cu gehalten in gras in verband met veevoernormen voor schaaap.
- Hg in suikerbiet.

Eenmalig was ook sprake van overschrijding van Cu in suikerbiet en As in appel (zie de figuren in Annex 5), maar die zijn als uitschieters beschouwt. In bovenstaande situaties is de bodemnorm gelijk aan het een na laagste bodemgehalte waarbij de gewasnorm wordt overschreden.

Tabel A6.1

*Kritische gehalten voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik voor zandgrond, kleigrond, veengrond en alle gronden
gezaamenlijk in relatie tot gewasnormen voor voedselveiligheid en diergezondheid*

Metaal	Landgebruik	Gewas	Grond soort	R ²	Me _{plant} / Me _{norm}	Metaalgehalten (mg.kg ⁻¹)				
						Regressie	Hoogste waarde	Norm over- schrijding	BAF 50	BAF 95
Cd	Beweid Grasland	Gras	Zand	0.63	0.85	27	≥9.3	-	4.6	1.2
			Klei	0.63	0.85	39	≥37	-	8.9	2.4
			Veen	0.63	0.85	16	≥14	-	7.5	4.2
			Totaal	0.63	0.85	36	≥37	-	6.6	2.3
	Veevoer	Maïs	Zand	0.62	5.51	2.5	≥2.4	-	1.4	0.59
			Klei	0.62	5.51	4.7	≥12	≥2.2	6.8	1.3
			Veen	0.62	5.51	-	-	-	-	-
			Totaal	0.62	5.51	4.6	≥12	≥2.2	2.2	0.70
		Suikerbiet	Zand	0.83	2.91	2.7	≥5.0	≥0.66	1.1	0.32
			Klei	0.83	2.91	4.3	≥11	≥1.2	2.2	1.0
			Veen	0.83	2.91	-	-	-	-	-
			Totaal	0.83	2.91	4.3	≥11	≥0.66	2.0	0.49
		Tarwe	Zand	0.64	7.50	-	-	-	-	-
			Klei	0.64	7.50	1.4	≥11	≥0.30	0.63	0.24
			Veen	0.64	7.50	-	-	-	-	-
			Totaal	0.64	7.50	1.3	≥11	≥0.30	0.60	0.24
	Groenteteelt	Aardappel	Zand	0.78	1.00	1.4	≥0.80	-	1.1	0.53
			Klei	0.78	1.00	7.7	≥11	-	1.9	0.48
			Veen	0.78	1.00	-	-	-	-	-
			Totaal	0.78	1.00	7.1	≥11	-	1.7	0.50
		Sla	Zand	0.71	2.22	1.8	≥1.6	-	1.7	0.62
			Klei	0.71	2.22	10	≥13	≥0.6	3.5	0.84
			Veen	0.71	2.22	6.3	≥1.4	-	6.9	2.3
			Totaal	0.71	2.22	9.5	≥13	≥0.6	2.5	0.68
		Andijvie	Zand	0.66	2.66	-	-	-	-	-
			Klei	0.66	2.66	7.1	≥13	≥1.6	5.6	1.0
			Veen	0.66	2.66	-	-	-	-	-
			Totaal	0.66	2.66	6.8	≥13	≥0.6	3.3	0.64
Pb	Beweid Grasland	Gras	Zand	0	0.12	-	≥0.80	-	14	3.9
			Klei	0	0.12	-	≥1.1	-	24	8.6
			Veen	0	0.12	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.12	-	≥1.1	-	23	6.0
	Veevoer	Maïs	Zand	0	0.89	-	≥166	-	91	43
			Klei	0	0.89	-	≥680	-	461	86
			Veen	0	0.89	-	≥580	-	342	158
			Totaal	0	0.89	-	≥680	-	301	51
		Suikerbiet	Zand	0	0.37	-	≥51	-	86	35
			Klei	0	0.37	-	≥590	-	628	96
			Veen	0	0.37	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.37	-	≥590	-	168	41
		Tarwe	Zand	0.28	0.98	-	≥175	-	75	12
			Klei	0.28	0.98	-	≥415	-	182	42
			Veen	0.28	0.98	-	-	-	-	-
			Totaal	0.28	0.98	-	≥415	-	157	39
	Aardappel	Tarwe	Zand	0.24	10.83	-	-	-	-	-
			Klei	0.24	10.83	-	≥325	≥17	32	9.0
			Veen	0.24	10.83	-	-	-	-	-
			Totaal	0.24	10.83	-	≥325	≥17	34	9.0
		Aardappel	Zand	0.55	1.91	128	≥120	-	100	26
			Klei	0.55	1.91	198	≥297	-	96	33
			Veen	0.55	1.91	-	-	-	-	-
			Totaal	0.55	1.91	186	≥297	≥35	96	33
	Groenteteelt	Sla	Zand	0.40	8.26	-	≥280	-	120	28
			Klei	0.40	8.26	-	≥548	≥40	315	43
			Veen	0.40	8.26	-	≥420	-	591	66
			Totaal	0.40	8.26	-	≥548	≥22	251	37
		Andijvie	Zand	0.30	0.72	-	-	-	-	-
			Klei	0.30	0.72	-	≥548	-	440	158
			Veen	0.30	0.72	-	-	-	-	-
			Totaal	0.30	0.72	-	≥548	-	361	158

Metaal	Landgebruik	Gewas	Grond soort	R ²	Me _{plant} / Me _{norm}	Metaalgehalten (mg.kg ⁻¹)				
						Regressie	Hoogste waarde	Norm over- schrijding	BAF 50	BAF 95
Cu	Fruitteelt	Appel	Zand	0	1.24	-	≥73	-	33	15
			Klei	0	1.24	-	≥93	≥21	64	26
			Veen	0	1.24	-	-	-	-	-
			Totaal	0	1.24	-	≥93	≥21	55	25
	Beweid Grasland	Gras (rond)	Zand	0.37	0.61	-	-	-	-	-
			Klei	0.37	0.61	-	≥133	-	186	55
			Veen	0.37	0.61	-	-	-	-	-
			Totaal	0.37	0.61	-	≥133	-	184	56
		Gras/ schaap	Zand	0.37	1.43	-	-	-	-	-
			Klei	0.37	1.43	-	≥133	≥34	186	55
			Veen	0.37	1.43	-	-	-	-	-
			Totaal	0.37	1.43	-	≥133	≥34	184	56
	Veevoer	Maïs	Zand	0.40	0.20	-	-	-	-	-
			Klei	0.40	0.20	-	≥145	-	265	155
			Veen	0.40	0.20	-	-	-	-	-
			Totaal	0.40	0.20	-	≥145	-	249	116
		Suikerbiet	Zand	0.39	0.23	-	-	-	-	-
			Klei	0.39	0.23	-	≥111	-	276	160
			Veen	0.39	0.23	-	-	-	-	-
			Totaal	0.39	0.23	-	≥111	-	264	127
	Akkerbouw	Tarwe	Zand	0.21	0.28	-	-	-	-	-
			Klei	0.21	0.28	-	≥97	-	134	77
			Veen	0.21	0.28	-	-	-	-	-
			Totaal	0.21	0.28	-	≥97	-	134	77
		Aardappel	Zand	0	0.13	-	-	-	-	-
			Klei	0	0.13	-	≥58	-	69	28
			Veen	0	0.13	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.13	-	≥58	-	67	24
	Groenteteelt	Sla	Zand	0.42	0.04	-	≥21	-	762	424
			Klei	0.42	0.04	-	≥116	-	1423	619
			Veen	0.42	0.04	-	-	-	-	-
			Totaal	0.42	0.04	-	≥116	-	1171	479
		Andijvie	Zand	0	0.05	-	-	-	-	-
			Klei	0	0.05	-	≥116	-	1332	521
			Veen	0	0.05	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.05	-	≥116	-	1103	499
Zn	Fruitteelt	Appel	Zand	-	-	-	-	-	-	-
			Klei	-	-	-	-	-	-	-
			Veen	-	-	-	-	-	-	-
			Totaal	-	-	-	-	-	-	-
	Beweid Grasland	Gras	Zand	0.49	0.62	-	-	-	-	-
			Klei	0.49	0.62	-	≥1686	-	2717	744
			Veen	0.49	0.62	-	-	-	-	-
			Totaal	0.49	0.62	-	≥1686	-	2527	748
	Veevoer	Maïs	Zand	0.67	0.61	-	-	-	-	-
			Klei	0.67	0.61	2070	≥1520	-	1384	591
			Veen	0.67	0.61	-	-	-	-	-
			Totaal	0.67	0.61	2038	≥1520	-	1110	299
		Suikerbiet	Zand	0.67	1.21	-	-	-	-	-
			Klei	0.67	1.21	1373	≥1140	≥445	866	242
			Veen	0.67	1.21	-	-	-	-	-
			Totaal	0.67	1.21	1345	≥1140	≥445	746	165
	Akkerbouw	Tarwe	Zand	0.56	-	-	-	-	-	-
			Klei	0.56	-	-	≥1138	-	-	-
			Veen	0.56	-	-	-	-	-	-
			Totaal	0.56	-	-	≥1138	-	-	-
		Aardappel	Zand	0.74	-	-	-	-	-	-
			Klei	0.74	-	-	≥538	-	-	-
			Veen	0.74	-	-	-	-	-	-
			Totaal	0.74	-	-	≥538	-	-	-
	Groenteteelt	Sla	Zand	0.71	-	-	≥190	-	-	-
			Klei	0.71	-	-	≥1474	-	-	-
			Veen	0.71	-	-	-	-	-	-
			Totaal	0.71	-	-	≥1474	-	-	-

Metaal	Landgebruik	Gewas	Grond soort	R ²	Me _{plant} / Me _{norm}	Metaalgehalten (mg.kg ⁻¹)				
						Regressie	Hoogste waarde	Norm over- schrijding	BAF 50	BAF 95
As		Andijvie	Zand	0.74	-	-	-	-	-	-
			Klei	0.74	-	-	≥1474	-	-	-
			Veen	0.74	-	-	-	-	-	-
			Totaal	0.74	-	-	≥1474	-	-	-
	Fruiteelt	Appel	Zand	-	-	-	-	-	-	-
			Klei	-	-	-	-	-	-	-
			Veen	-	-	-	-	-	-	-
			Totaal	-	-	-	-	-	-	-
	Beweid Grasland	Gras	Zand	0	0.48	-	≥38	-	49	8.5
			Klei	0	0.48	-	≥47	-	243	39
			Veen	0	0.48	-	≥36	-	146	50
			Totaal	0	0.48	-	≥47	-	164	19
	Veevoer	Mais	Zand	0	0.20	-	≥53	-	65	13
			Klei	0	0.20	-	≥110	-	382	106
			Veen	0	0.20	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.20	-	≥110	-	189	17
		Suikerbiet	Zand	0	0.78	-	≥17	-	64	18
			Klei	0	0.78	-	≥103	-	126	45
			Veen	0	0.78	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.78	-	≥103	-	119	30
	Akkerbouw	Tarwe	Zand	0	0.34	-	-	-	-	-
			Klei	0	0.34	-	≥44	-	461	90
			Veen	0	0.34	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.34	-	≥44	-	448	68
		Aardappel	Zand	0	0.45	-	≥22	-	114	8
			Klei	0	0.45	-	≥96	-	204	44
			Veen	0	0.45	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.45	-	≥96	-	173	31
	Groenteteelt	Sla	Zand	0	1.65	-	≥27	-	64	15
			Klei	0	1.65	-	≥35	-	156	62
			Veen	0	1.65	-	≥35	-	160	51
			Totaal	0	1.65	-	≥35	-	129	31
Hg		Andijvie	Zand	0	0.18	-	-	-	-	-
			Klei	0	0.18	-	≥29	-	177	77
			Veen	0	0.18	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.18	-	≥29	-	161	69
	Fruiteelt	Appel	Zand	0	2.11	-	≥14	-	99	8.5
			Klei	0	2.11	-	≥43	-	307	48
			Veen	0	2.11	-	-	-	-	-
			Totaal	0	2.11	-	≥43	-	256	34
	Beweid Grasland	Gras	Zand	0	0.86	-	≥0.87	-	0.37	0.06
			Klei	0	0.86	-	≥4.9	-	3.1	0.25
			Veen	0	0.86	-	≥3.2	-	1.2	0.35
			Totaal	0	0.86	-	≥4.9	-	0.95	0.12
	Veevoer	Mais	Zand	0	0.25	-	≥0.12	-	0.30	0.12
			Klei	0	0.25	-	≥1.9	-	1.9	0.3
			Veen	0	0.25	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.25	-	≥1.9	-	0.55	0.14
	Veevoer	Suikerbiet	Zand	0	2.73	-	≥0.60	≥0.02	0.06	0.02
			Klei	0	2.73	-	≥1.2	≥0.01	0.19	0.03
			Veen	0	2.73	-	-	-	-	-
			Totaal	0	2.73	-	≥1.2	≥0.01	0.13	0.03
	Akkerbouw	Tarwe	Zand	0	0.97	-	-	-	-	-
			Klei	0	0.97	-	≥3.7	-	0.96	0.12
			Veen	0	0.97	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.97	-	≥3.7	-	1.1	0.12
	Akkerbouw	Aardappel	Zand	0	0.59	-	≥0.16	-	0.85	0.08
			Klei	0	0.59	-	≥6.4	-	1.4	0.27
			Veen	0	0.59	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.59	-	≥6.4	-	1.4	0.24
	Groenteteelt	Sla	Zand	0	0.43	-	≥0.62	-	1.5	0.36
			Klei	0	0.43	-	≥2.7	-	3.9	1.6
			Veen	0	0.43	-	≥1.9	-	8.0	3.1
			Totaal	0	0.43	-	≥2.7	-	3.3	0.77

Metaal	Landgebruik	Gewas	Grond soort	R ²	Me _{plant} / Me _{norm}	Metaalgehalten (mg.kg ⁻¹)				
						Regressie	Hoogste waarde	Norm over- schrijding	BAF 50	BAF 95
		Andijvie	Zand	0	0.11	-	-	-	-	-
			Klei	0	0.11	-	≥2.7	-	5.8	1.7
			Veen	0	0.11	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.11	-	≥2.7	-	4.1	1.3
	Fruitteelt	Appel	Zand	0	0.27	-	≥0.44	-	0.98	0.32
			Klei	0	0.27	-	≥0.61	-	1.2	0.35
			Veen	0	0.27	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.27	-	≥0.61	-	1.2	0.35

Kritische bodemconcentraties uit kritische gewasgehalten voor fytotoxiciteit

In Tabel A6.2 zijn kritische metaalgehalten in de bodem gegeven in relatie tot gewasnormen voor fytotoxiciteit.

Uit deze tabel blijkt dat er sprake is van bodem-plant relaties met een R² boven de 0.5 en een maximale plantgehalte wat tegen de norm aanzit of er boven uitkomt (Me_{plant}/Me_{norm} >0.5) bij:

- Cd in suikerbiet, sla en andijvie
- Zn in maïs, suikerbiet, tarwe, aardappel, sla en andijvie

Tabel A6.2

*Kritische gehalten voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik voor zandgrond, kleigrond, veengrond en alle gronden
gezaamenlijk in relatie tot gewasnormen voor fytotoxiciteit*

Metaal	Landgebruik	Gewas	Grond soort	R ²	Me _{plant} / Me _{norm}	Metaalgehalten (mg.kg ⁻¹)				
						Regressie	Hoogste waarde	Norm over- schrijding	BAF 50	BAF 95
Cd	Beweid Grasland	Gras	Zand	0.63	0.03	748	≥9.3	-	125	33
			Klei	0.63	0.03	1069	≥37	-	244	64
			Veen	0.63	0.03	445	≥14	-	205	115
			Totaal	0.63	0.03	971	≥37	-	179	63
	Veevoer	Maïs	Zand	0.62	0.24	57	≥2.4	-	31	13
			Klei	0.62	0.24	107	≥12	-	155	29
			Veen	0.62	0.24	-	-	-	-	-
			Totaal	0.62	0.24	105	≥12	-	50	16
		Suikerbiet	Zand	0.83	0.64	12	≥5.0	-	4.9	1.4
			Klei	0.83	0.64	20	≥11	-	10	4.7
			Veen	0.83	0.64	-	-	-	-	-
			Totaal	0.83	0.64	19	≥11	-	9.0	2.3
		Tarwe	Zand	0.64	0.23	-	-	-	-	-
			Klei	0.64	0.23	48	≥11	-	21	8.0
			Veen	0.64	0.23	-	-	-	-	-
			Totaal	0.64	0.23	45	≥11	-	20	8.0
	Groenteteelt	Aardappel	Zand	0.78	0.08	16	≥0.8	-	13	6.4
			Klei	0.78	0.08	92	≥11	-	22	5.7
			Veen	0.78	0.08	-	-	-	-	-
			Totaal	0.78	0.08	84	≥11	-	20	5.9
		Sla	Zand	0.71	0.89	4.5	≥1.6	-	4.3	1.5
			Klei	0.71	0.89	25	≥13	-	8.8	2.1
			Veen	0.71	0.89	16	≥1.4	-	17	5.8
			Totaal	0.71	0.89	24	≥13	-	6.4	1.7
		Andijvie	Zand	0.66	0.58	-	-	-	-	-
			Klei	0.66	0.58	32	≥13	-	26	4.7
			Veen	0.66	0.58	-	-	-	-	-
			Totaal	0.66	0.58	31	≥13	-	15	2.9
	Fruiteelt	Appel	Zand	0	0.01	-	≥0.8	-	188	54
			Klei	0	0.01	-	≥1.1	-	333	120
			Veen	0	0.01	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.01	-	≥1.1	-	313	83
Pb	Beweid Grasland	Gras	Zand	0	0.15	-	≥166	-	552	259
			Klei	0	0.15	-	≥680	-	2810	526
			Veen	0	0.15	-	≥580	-	2085	962
			Totaal	0	0.15	-	≥680	-	1835	313
	Veevoer	Maïs	Zand	0	0.11	-	≥51	-	296	122
			Klei	0	0.11	-	≥590	-	2170	332
			Veen	0	0.11	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.11	-	≥590	-	581	140
		Suikerbiet	Zand	0.28	-	-	≥175	-	-	-
			Klei	0.28	-	-	≥415	-	-	-
			Veen	0.28	-	-	-	-	-	-
			Totaal	0.28	-	-	≥415	-	-	-
	Akkerbouw	Tarwe	Zand	0.24	-	-	-	-	-	-
			Klei	0.24	-	-	≥325	-	-	-
			Veen	0.24	-	-	-	-	-	-
			Totaal	0.24	-	-	≥325	-	-	-
		Aardappel	Zand	0.55	0.06	3970	≥120	-	3087	806
			Klei	0.55	0.06	6124	≥297	-	2957	1032
			Veen	0.55	0.06	-	-	-	-	-
			Totaal	0.55	0.06	5760	≥297	-	2957	1032
	Groenteteelt	Sla	Zand	0.40	0.35	-	≥280	-	2796	645
			Klei	0.40	0.35	-	≥548	-	7350	1012
			Veen	0.40	0.35	-	≥420	-	13785	1545
			Totaal	0.40	0.35	-	≥548	-	5863	861
		Andijvie	Zand	0.30	0.21	-	-	-	-	-
			Klei	0.30	0.21	-	≥548	-	1496	538
			Veen	0.30	0.21	-	-	-	-	-
			Totaal	0.30	0.21	-	≥548	-	1226	538

Metaal	Landgebruik	Gewas	Grond soort	R ²	Me _{plant} / Me _{norm}	Metaalgehalten (mg.kg ⁻¹)				
						Regressie	Hoogste waarde	Norm over- schrijding	BAF 50	BAF 95
Cu	Fruitteelt	Appel	Zand	0	-	-	≥73	-	-	-
			Klei	0	-	-	≥93	-	-	-
			Veen	0	-	-	-	-	-	-
			Totaal	0	-	-	≥93	-	-	-
	Beweid Grasland	Gras	Zand	0.37	1.43	-	-	-	-	-
			Klei	0.37	1.43	-	≥133	≥34	80	24
			Veen	0.37	1.43	-	-	-	-	-
			Totaal	0.37	1.43	-	≥133	≥34	79	24
	Veevoer	Maïs	Zand	0.40	0.47	-	-	-	-	-
			Klei	0.40	0.47	-	≥145	-	114	66
			Veen	0.40	0.47	-	-	-	-	-
			Totaal	0.40	0.47	-	≥145	-	107	50
		Suikerbiet	Zand	0.39	1.14	-	-	-	-	-
			Klei	0.39	1.14	-	≥111	-	55	32
			Veen	0.39	1.14	-	-	-	-	-
			Totaal	0.39	1.14	-	≥111	-	53	25
		Tarwe	Zand	0.21	0.67	-	-	-	-	-
			Klei	0.21	0.67	-	≥97	-	56	32
			Veen	0.21	0.67	-	-	-	-	-
			Totaal	0.21	0.67	-	≥97	-	56	32
	Aardappel	Zand	Zand	0	0.85	-	-	-	-	-
			Klei	0	0.85	-	≥58	-	106	42
			Veen	0	0.85	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.85	-	≥58	-	102	36
		Sla	Zand	0.42	1.07	-	≥21	-	29	16
			Klei	0.42	1.07	-	≥116	≥28	53	23
			Veen	0.42	1.07	-	-	-	-	-
			Totaal	0.42	1.07	-	≥116	≥28	44	18
		Andijvie	Zand	0	0.66	-	-	-	-	-
			Klei	0	0.66	-	≥116	-	100	39
			Veen	0	0.66	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.66	-	≥116	-	83	37
Zn	Fruitteelt	Appel	Zand	-	-	-	-	-	-	-
			Klei	-	-	-	-	-	-	-
			Veen	-	-	-	-	-	-	-
			Totaal	-	-	-	-	-	-	-
	Beweid Grasland	Gras	Zand	0.49	1.76	-	-	-	-	-
			Klei	0.49	1.76	-	≥1686	≥311	957	262
			Veen	0.49	1.76	-	-	-	-	-
			Totaal	0.49	1.76	-	≥1686	≥311	890	264
	Veevoer	Maïs	Zand	0.67	1.74	-	-	-	-	-
			Klei	0.67	1.74	729	≥1520	≥345	487	208
	Aardappel	Suikerbiet	Veen	0.67	1.74	-	-	-	-	-
			Totaal	0.67	1.74	718	≥1520	≥345	391	105
			Zand	0.67	3.43	-	-	-	-	-
			Klei	0.67	3.43	483	≥1140	≥85	305	85
			Veen	0.67	3.43	-	-	-	-	-
			Totaal	0.67	3.43	474	≥1140	≥49	263	58
		Tarwe	Zand	0.56	0.87	-	-	-	-	-
			Klei	0.56	0.87	971	≥1138	-	615	260
			Veen	0.56	0.87	-	-	-	-	-
			Totaal	0.56	0.87	971	≥1138	-	615	260
		Aardappel	Zand	0.74	0.10	-	-	-	-	-
			Klei	0.74	0.10	4417	≥538	-	2393	1361
			Veen	0.74	0.10	-	-	-	-	-
			Totaal	0.74	0.10	4140	≥538	-	2208	618
	Groenteteelt	Sla	Zand	0.71	2.07	112	≥190	≥42	82	36
			Klei	0.71	2.07	729	≥1474	≥82	376	94
			Veen	0.71	2.07	-	-	-	-	-
			Totaal	0.71	2.07	693	≥1474	≥42	262	68
		Andijvie	Zand	0.74	1.07	-	-	-	-	-
			Klei	0.74	1.07	2122	≥1474	-	1458	228
			Veen	0.74	1.07	-	-	-	-	-
			Totaal	0.74	1.07	1980	≥1474	-	992	196
Fruitteelt	Appel	Zand	Zand	-	-	-	-	-	-	-

Metaal	Landgebruik	Gewas	Grond soort	R ²	Me _{plant} / Me _{norm}	Metaalgehalten (mg.kg ⁻¹)				
						Regressie	Hoogste waarde	Norm over- schrijding	BAF 50	BAF 95
As	Beweid Grasland	Gras	Klei	-	-	-	-	-	-	-
			Veen	-	-	-	-	-	-	-
			Totaal	-	-	-	-	-	-	-
			Zand	0	0.56	-	≥38	-	43	7.4
		Veevoer	Klei	0	0.56	-	≥47	-	211	34
			Veen	0	0.56	-	≥36	-	127	43
			Totaal	0	0.56	-	≥47	-	143	16
			Zand	0	0.47	-	≥53	-	28	6
		Suikerbiet	Klei	0	0.47	-	≥110	-	166	46
			Veen	0	0.47	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.47	-	≥110	-	82	7.5
			Zand	0	0.36	-	≥17	-	140	39
	Akkerbouw	Tarwe	Klei	0	0.36	-	≥103	-	275	97
			Veen	0	0.36	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.36	-	≥103	-	258	65
			Zand	0	0.07	-	-	-	-	-
		Aardappel	Klei	0	0.07	-	≥44	-	2303	449
			Veen	0	0.07	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.07	-	≥44	-	2241	338
			Zand	0	0.04	-	≥22	-	1351	100
		Groenteteelt	Klei	0	0.04	-	≥96	-	2431	527
			Veen	0	0.04	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.04	-	≥96	-	2061	370
			Zand	0	0.66	-	≥27	-	160	37
Hg	Fruitteelt	Appel	Klei	0	0.66	-	≥35	-	391	154
			Veen	0	0.66	-	≥35	-	400	127
			Totaal	0	0.66	-	≥35	-	322	77
			Zand	0	0.06	-	-	-	-	-
		Andijvie	Klei	0	0.06	-	≥29	-	554	241
			Veen	0	0.06	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.06	-	≥29	-	503	216
			Zand	0	0.30	-	≥14	-	700	60
		Gras	Klei	0	0.30	-	≥43	-	2158	336
			Veen	0	0.30	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.30	-	≥43	-	1800	243
			Zand	0	0.03	-	≥0.87	-	10	1.7
	Beweid Grasland	Veevoer	Klei	0	0.03	-	≥4.9	-	83	6.8
			Veen	0	0.03	-	≥3.2	-	32	10
			Totaal	0	0.03	-	≥4.9	-	26	3.3
			Zand	0	0.05	-	≥0.12	-	1.6	0.65
		Suikerbiet	Klei	0	0.05	-	≥1.9	-	10	1.8
			Veen	0	0.05	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.05	-	≥1.9	-	3.0	0.77
			Zand	0	0.30	-	≥0.60	-	0.58	0.16
		Akkerbouw	Klei	0	0.30	-	≥1.2	-	1.7	0.26
			Veen	0	0.30	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.30	-	≥1.2	-	1.2	0.23
			Zand	0	0.01	-	-	-	-	-
	Akkerbouw	Tarwe	Klei	0	0.01	-	≥3.7	-	127	16
			Veen	0	0.01	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.01	-	≥3.7	-	138	16
			Zand	0	0.08	-	≥0.16	-	6.6	0.60
		Aardappel	Klei	0	0.08	-	≥6.4	-	11	2.1
			Veen	0	0.08	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.08	-	≥6.4	-	11	1.8
			Zand	0	0.26	-	≥0.62	-	2.5	0.6
		Groenteteelt	Klei	0	0.26	-	≥2.7	-	6.5	2.6
			Veen	0	0.26	-	≥1.9	-	13	5.1
			Totaal	0	0.26	-	≥2.7	-	5.5	1.3
			Zand	0	0.06	-	-	-	-	-
	Fruitteelt	Andijvie	Klei	0	0.06	-	≥2.7	-	12	3.4
			Veen	0	0.06	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.06	-	≥2.7	-	8.1	2.6
			Zand	0	0.02	-	≥0.44	-	14	4.6

Metaal	Landgebruik	Gewas	Grond soort	R ²	Me _{plant} / Me _{norm}	Metaalgehalten (mg.kg ⁻¹)				
						Regressie	Hoogste waarde	Norm over- schrijding	BAF 50	BAF 95
			Klei	0	0.02	-	≥0.61	-	18	5.0
			Veen	0	0.02	-	-	-	-	-
			Totaal	0	0.02	-	≥0.61	-	17	5.0

In deze situatie is voor cadmium het teruggerekende bodemgehalte op basis van die relatie (regressie) gebruikt als norm. Voor alle overige situaties is het maximale bodemgehalte per grondsoort gebruikt met uitzondering van de situaties waarin overschrijding was van normen, te weten de Cu gehalten in gras en suikerbiet. Voor zink is die keuze ook gemaakt omdat terugrekening tot extreem hoge gehalten leidt, aangezien de regressie wordt gebruikt buiten het gebied waarvoor het is afgeleid. In die situaties is de bodemnorm gelijk aan het een na laagste bodemgehalte waarbij de gewasnorm wordt overschreden.

Streefwaarden, interventiewaarden en LAC waarden

Om de normen te kunnen plaatsen in relatie tot de bestaande wetgeving zijn in Tabel A6.3 de streefwaarden en interventiewaarden gegeven voor respectievelijk een zand, klei en veengrond en een standaardgrond, terwijl in Tabel A6.4 de LAC waarden zijn gegeven voor respectievelijk een zand en een klei/veengrond. Bij de berekening van de streefwaarden en interventiewaarden is uitgegaan van gehalten aan organische stof en klei zoals aangegeven in de Tabel A6.3.

Tabel A6.3

Berekende streefwaarden en interventiewaarden voor zware metalen in een zandgrond, kleigrond, veengrond en standaardgrond¹.

Metaal	Streefwaarde (mg.kg ⁻¹)				Interventiewaarde (mg.kg ⁻¹)			
	Zand	Klei	Veen	Standaard	Zand	Klei	Veen	Standaard
Cd	0.5	0.6	1.1	0.8	7	10	17	12
Pb	56	78	95	85	349	487	593	530
Cu	19	32	42	36	98	168	222	190
Zn	64	130	140	140	326	666	720	720
Ni	13	35	25	35	78	210	150	210
Cr	56	100	85	100	213	380	304	380
As	17	26	33	29	33	50	63	55
Hg	0.20	0.29	0.29	0.30	6.7	9.3	10	10

¹ Zandgrond: een organischestof gehalte van 3% en een kleigehalte van 3%
Kleigrond: een organischestof gehalte van 3% en een kleigehalte van 25%.
Veengrond: een organischestof gehalte van 30% en een klei gehalte van 15%.
Standaardgrond: een organischestof gehalte van 10% en een klei gehalte van 25%.

Tabel A6.4

LAC waarden voor zware metalen in een zandgrond, kleigrond en veengrond.

Metaal	LAC waarde (mg.kg ⁻¹)					
	Grasland		Bouwland		Sierteelt	
	Zand	Klei/veen	Zand	Klei/veen	Zand	Klei/veen
Cd	2	3	0,5	1	5	10
Pb	150	150	100	200	500	800
Cu	50	80	50	200	50	200
Zn	150	150	100	200	500	800
Ni	15	50/70	15	50/70	15	50/70
Cr	200	300	200	300	200	300
As	30	50	30	50	30	50
Hg	2	2	2	2	2	2

Annex 7 Berekende bodemnormen voor cadmium, lood, koper, zink, arseen en kwik op basis van normen voor dierlijke organen en producten en toelaatbare dagelijkse inname

Bodemnormen op basis van normen voor dierlijke organen en producten

In de Tabel A7.1 zijn kritische metaalgehalten in de bodem gegeven in relatie voedselveiligheid van dierlijke producten onafhankelijk van de grondsoort. In Tabel A7.2 is hetzelfde gedaan in afhankelijkheid van de grondsoort, maar dan beperkt tot de nier wat het meest gevoelige orgaan blijkt te zijn, met uitzondering van de lever bij schapen waar het cadmium betreft (zie Tabel A7.1). De gehalten in beide tabellen zijn berekend voor de situatie waarin sprake is van een bodem-plant relatie (gebruik van een bioaccumulatiefactor) en voor de situatie waarin dit niet het geval is (gebruik van een gegeven vast plantgehalte ongeacht het bodemgehalte). In beide gevallen is gerekend met een 50, 80 en 95 percentiel waarde

Tabel A7.1

Overzicht van kritische metaalgehalten in de bodem in relatie tot voedselveiligheid van dierlijke producten van runderen en schapen onafhankelijk van grondsoort (waarden tussen haakjes voor Cd hebben betrekking op oude normen).

Metaal	Diersoort	Orgaan	Kritisch metaalgehalte (mg.kg ⁻¹)					
			BAF 50	BAF 80	BAF 95	Plant 50	Plant 80	Plant 95
Cd	Rund	Nier	1.8 (4.5)	1.1 (2.7)	0.68 (1.7)	9,0 (30)	3,0 (24)	-13 (8.5)
		Lever	4.8	2.9	1.9	33	27	11
		Vlees	81	49	31	634	628	613
		Melk	668	407	256	5272	5266	5251
	Schaap	Nier	2.6	1.6	0.98	15	8.7	-6.3
		Lever	1.4	0.88	0.55	5.9	0.1	-15
		Vlees	92	56	35	702	696	681
		Melk	527	250	134	1229	1187	1102
Pb	Rund (huidige normen)	Nier	98	47	25	155	114	28
		Lever	209	99	53	432	391	305
		Vlees	1297	615	330	3157	3116	3030
		Melk	527	250	134	1229	1187	1102
Pb	Rund (oude normen)	Nier	196	93	50	400	359	274
		Lever	417	198	106	954	913	828
		Vlees	3890	1846	991	9652	9611	9526
		Melk	1317	625	336	3208	3166	3081
As	Rund	Nier	193	111	51	298	293	274
		Lever	346	198	91	538	534	514
		Vlees	167	96	44	257	252	233
Hg	Rund	Nier	0.60	0.24	0.09	3,0	2,0	2,0
		Lever	2.3	0.98	0.35	13	12	12
		Vlees	396	168	60	2294	2294	2293
		Melk	429	182	64	2483	2483	2482
	Schaap	Nier	0.8	0.33	0.12	3.7	3.5	2.9
		Lever	6.3	2.7	0.96	35	35	34
		Vlees	386	164	58	2180	2180	2179
		Melk	429	182	64	2483	2483	2482

Tabel A7.2

Overzicht van kritische metaalgehalten in relatie tot effecten op de nier (voedselveiligheid) van runderen en schapen in afhankelijkheid van grondsoort

Metaal	Diersoort	Grondsoort	Metaalgehalte (mg.kg ⁻¹)					
			BAF 50	BAF 80	BAF 95	Plant 50	Plant 80	Plant 95
Cd	Rund (huidige normen)	Zand	1.3	0.80	0.36	10	7.4	-0.27
		Klei	2.3	1.3	0.70	5.3	-2.8	-18
		Veen	2.0	1.4	1.2	9.6	7.5	-1.4
		Totaal	1.8	1.1	0.68	8.8	2.8	-13
	Rund (oude normen)	Zand	3.2	2.0	0.91	31	29	21
		Klei	5.8	3.2	1.7	26	18	3.6
		Veen	5.0	3.5	3.0	31	29	20
		Totaal	4.5	2.7	1.7	30	24	8.5
	Schaap	Zand	1.9	1.1	0.52	16	13	5.8
		Klei	3.3	1.8	1.0	11	3.3	-11
		Veen	2.9	2.0	1.7	15	13	4.7
		Totaal	2.6	1.6	0.98	15	8.7	-6.3
Pb	Rund (huidige normen)	Zand	41	25	21	155	114	54
		Klei	124	54	39	155	109	-75
		Veen	106	89	63	159	130	70
		Totaal	98	47	25	155	114	28
	Rund (oude normen)	Zand	82	49	42	400	359	299
		Klei	248	109	79	400	355	171
		Veen	211	177	127	404	375	315
		Totaal	196	93	50	400	359	274
As	Rund	Zand	104	50	25	295	292	281
		Klei	220	153	90	299	292	266
		Veen	185	140	105	298	296	291
		Totaal	193	111	51	298	293	274
Hg	Rund	Zand	0.25	0.08	0.04	2.6	2.5	2.2
		Klei	1.3	0.33	0.17	2.7	2.4	1.2
		Veen	0.68	0.37	0.24	2.5	2.3	0.63
		Totaal	0.57	0.24	0.09	2.6	2.4	1.8
	Schaap	Zand	0.34	0.11	0.06	3.7	3.6	3.3
		Klei	1.8	0.44	0.24	3.8	3.5	2.3
		Veen	0.93	0.51	0.32	3.6	3.4	1.8
		Totaal	0.78	0.33	0.12	3.7	3.5	2.9

Uit Tabel A7.1 blijkt dat gebruik van BAF waarden veelal tot lagere kritische bodemgehalten leidt dan gebruik van constante plantgehalten. Blijkbaar is het plantgehalte bij gebruik van bijvoorbeeld een mediane BAF waarde hoger dan het mediane plantgehalte. Een duidelijke uitzondering hierop is kwik. Verder blijkt dat gebruik van constante plantgehalten tot negatieve bodemgehalten kan leiden, met name wanneer de hogere percentielwaarden worden gebruikt. Als norm lijkt het meest juist om uit te gaan van mediane plantgehalten. Enerzijds van plantgehalten aangezien in vrijwel alle gevallen er volstrekt geen sprake is van enige relatie tussen het bodemgehalte en het plantgehalte en het gebruik van een BAF waarde dus niet adequaat is. Anderzijds een mediaanwaarde omdat het merkwaardig zou zijn om de norm bodem in de bodem te verlagen voor situaties met hoge plantgehalten (bijvoorbeeld 95 percentielwaarden) als er geen enkel verband is tussen het plantgehalte en bodemgehalte.

De resultaten in Tabel A7.1 laten zien dat alleen bij gebruik van de huidige warenwet-normen voor lood in de nieren er sprake blijft van negatieve berekende waarden voor kritische loodgehalten in de bodem. Wanneer wordt uitgegaan van de oude normen die tienmaal zo hoog lagen (zie Tabel 2.9) is er geen enkel probleem. Merk op dat bij gebruik van een BAF een tienmaal zo hoge norm zich direct vertaalt in een tienmaal zo hoog kritisch loodgehalte in de bodem. Uit deze resultaten blijkt wel dat de nieuwe normen voor lood in de nier volstrekt onrealistisch lijken.

Uit Tabel A7.2, waarin in de kritische bodemgehalten zijn gegeven in relatie tot effecten op de nier zijn met een uitsplitsing naar zand, klei en veen, blijkt dat de verschillen heel gering zijn wanneer het mediane plantgehalte

wordt gebruikt. Dat is begrijpelijk aangezien dit gehalte niet of nauwelijks beïnvloedt lijkt door metaalgehalten in de bodem of bodemeigenschappen.

Afleiding van bodemnormen voor Cd, Pb, Cu, Zn, As en Hg op basis van toelaatbare dagelijkse inname

In de Tabel A7.3 zijn kritische metaalgehalten gegeven op basis van toelaatbare dagelijkse inname (TDI) van runderen en schapen op beweide grasland in relatie diergezondheid afhankelijk van de grondsoort. Ook hier zijn de gehalten berekend door gebruik van 50, 80 en 95 percentiel waarden van bioaccumulatiefactoren en van metaalgehalten in planten. Als TDI zijn de minimumwaarden gebruikt uit Tabel 2. 12. Uit Tabel A7.3 blijkt dat de bodemgehalten bij gebruik van een TDI waarde in verband met diergezondheid vrijwel altijd veel hoger liggen dan bij gebruik van de warenwetnormen. Bij gebruik van BAF waarden zijn de verschillen tussen kritische bodemgehalten beduidend minder dan bij gebruik van BAF waarden. In tegenstelling tot gebruik van de huidige warenwetnormen is in het kader van diergezondheid nooit sprake van een berekend negatief kritisch bodemgehalte. Wat verder opvalt is dat de kritische bodemgehalten veelal veel hoger liggen dan die voor het gewas. Dat komt wel mede omdat daar de kritische waarden veelal bepaald zijn als de hoogste waarde die in de dataset voorkomt.

Tabel A7.3

Kritische metaalgehalten voor beweide grasland op verschillende grondsoorten in verband met diergezondheid

Metaal	Diersoort	Grondsoort	Metaalgehalte (mg.kg ⁻¹)					
			BAF 50	BAF 80	BAF 95	Plant 50	Plant 80	Plant 95
Cd	Rund	Zand	6.5	4.0	1.8	67	64	56
		Klei	12	6.3	3.5	62	54	39
		Veen	10	7.0	6.0	66	64	55
		Totaal	8.9	5.5	3.4	65	59	44
	Schaap	Zand	4.2	2.6	1.2	41	38	30
		Klei	7.5	4.1	2.3	36	28	14
		Veen	6.5	4.5	3.9	40	38	29
		Totaal	5.8	3.5	2.2	39	33	18
Pb	Rund	Zand	245	148	126	1382	1341	1281
		Klei	743	326	236	1382	1336	1152
		Veen	634	532	380	1386	1357	1297
		Totaal	588	279	150	1382	1341	1256
Cu	Rund	Zand	-	-	-	-	-	-
		Klei	130	71	42	645	555	309
		Veen	-	-	-	-	-	-
		Totaal	129	71	42	641	555	318
Zn	Rund	Zand	-	-	-	-	-	-
		Klei	11902	4390	3776	60265	59168	57738
		Veen	-	-	-	-	-	-
		Totaal	11214	4430	3796	60244	59177	57763
As	Rund	Zand	313	151	75	905	902	891
		Klei	658	460	269	909	902	876
		Veen	555	420	314	908	906	901
		Totaal	580	332	153	908	903	884
Hg	Rund	Zand	5.1	1.7	0.91	68	67	67
		Klei	28	6.7	3.6	68	67	66
		Veen	14	7.7	4.9	67	67	66
		Totaal	12	5.0	1.8	68	67	67
	Schaap	Zand	6.7	2.2	1.2	87	87	87
		Klei	36	8.8	4.7	87	87	86
		Veen	19	10	6.5	87	87	85
		Totaal	16	6.6	2.3	87	87	86

Annex 8 Afleiding van kritische bodemconcentraties op basis van veldgegevens

Belang van veldgegevens bij de afleiding van kritische bodemconcentraties

Met NOEC laboratoriumdata wordt inzicht verkregen in potentiële effecten van contaminanten. De hiertoe gebruikte meestal gestandaardiseerde testen hebben het voordeel dat dosis-respons relaties vrij eenvoudig kunnen worden vastgesteld. Deze relaties worden dan ook meest gebruikt om de toxicologische drempelwaarden af te leiden (zie hoofdstuk 3.2.). De ecotoxicologische gegevens en kennis afkomstig van toxiciteitstesten onder laboratoriumomstandigheden hebben echter een gebrekkige relatie met de veldsituatie. De in het lab vastgestelde effecten wijzen wel op een potentieel risico, maar betekenen niet noodzakelijkerwijs dat er ook actuele effecten in het veld zullen optreden. Problemen bij de vertaling van laboratorium naar de veldsituatie hebben o.a. betrekking op de representativiteit van de beschouwde testsoorten voor de levensgemeenschap in het veld, de tijdsduur van blootstelling, de beschikbaarheid van contaminanten in de test in vergelijking tot de veldomstandigheden, de aanwezigheid van andere stressfactoren in het veld (zie hoofdstuk 3.4).

Bij de onderbouwing van normstelling zijn gegevens over toxiciteit in het veld in dit verband moeilijk te integreren met laboratoriumgegevens. De biologische beschikbaarheid van verontreinigingen in het veld en de werkelijk optredende blootstelling van organismen kunnen immers maar moeilijk op kwantitatieve wijze in een generiek normenstelsel worden vervat. Ook combinatie-toxiciteit en multi-stress worden nog niet specifiek uitgewerkt maar worden in de streefwaarde in principe verdisconteerd met een veiligheidsfactor of voorzorgsfactor ($SW=VR=MTR/100$). Het is enigszins onzeker of de generieke normen voldoende garantie bieden met betrekking tot doelstellingen van het natuurbeleid en het natuurbeheer. Het is daarom van belang om bij de afleiding van bodemgebruikswaarden voor natuur expliciet aandacht te besteden aan veldgegevens, in een poging effectgrenzen te herkennen voor ecologische processen en doelsoorten. Daarbij is het ook essentieel dat er onderzoek wordt gedaan naar de mechanismen achter toxische effecten in het veld. Zo kunnen organismen direct of indirect getroffen worden door verhoogde concentraties zware metalen omdat:

- de activiteit van de metalen in de omringende bodemoplossing stijgt,
- zij voedsel opnemen met een verhoogd gehalte aan zware metalen,
- het specifieke voedsel in samenstelling (bijv. bacterieën), fysiologie (rustvorm, snelgroeiend) of in biomassa verandert,
- de predatiedruk verandert,
- interspecifieke of intraspecifieke concurrentieverhoudingen wijzigen.

De afleiding van kritische bodemconcentraties op basis van potentiële risico's, gebaseerd op bioassays (NOEC laboratoriumdata) kent beperkingen omdat laboratoriumomstandigheden een niet altijd duidelijke of zelfs afwijkende relatie vertonen met de situatie in het veld. In de veldsituatie zijn er complexe interacties tussen verschillende groepen organismen waardoor onverwachte effecten kunnen ontstaan. Om actuele risico's in het veld te bepalen dienen biologische metingen in het veld te worden uitgevoerd aangevuld met literatuurgegevens en modelinterpretaties. Een inschatting van actuele risico's is o.a. van belang voor monitoring van eventueel genomen milieumaatregelen, zoals in het kader van actief bodembeheer. Vaak is sprake van een semi-veldschaal doordat de studies uitgevoerd worden in microcosms of mesocosms. Dit onderzoek vindt ook plaats omdat sommige parameters niet voor berekeningen van potentiële risico's in

aanmerking komen bij gebrek aan goede algoritmen. Dit betreft parameters die gerelateerd zijn aan de microbiële ecologie, bodemfauna en bodemprocessen. Deze parameters zijn van belang in verband met de zogenaamde *life support* functies (LSF) of 'ecologische diensten' van de bodem. Dit zijn beleidstermen die vooral betrekking hebben op de biologische functies van de bodem, zoals bodemvruchtbaarheid in relatie tot voedselproductie, zelfreinigend vermogen van de bodem, ziektevermindering, nutriëntenretentie, etc (Faber et al., in druk; Rutgers et al., 2005; Schouten et al., 2000a; Schouten et al., 2000b; TCB, 2003). Resultaten van veldstudies aan dergelijke parameters kunnen dienen als validatie van voorspellingen van generieke potentiële risico's op basis van NOEC-data uit laboratoriumexperimenten. In het nu volgende wordt daarom achtereenvolgens ingegaan op:

- Relevante veldparameters in verband met LSF en de beperkingen voor de afleiding van kritische bodemconcentraties.
- Vergelijking van toxiciteitsdata uit het veld en uit het laboratorium.

Relevante veldparameters en hun beperkingen bij de afleiding van kritische bodemconcentraties

In onderstaande wordt eerst ingegaan op relevante veldparameters in verband met de microbiële ecologie, bodemdieren en bodemprocessen, en vervolgens op beperkingen van deze parameters bij de afleiding van kritische bodemconcentraties.

Microorganismen

Bodemecologisch onderzoek op plaatsen die al geruime tijd zijn verontreinigd met zware metalen heeft meermalen aangetoond dat de verontreiniging significante effecten kan hebben op biodiversiteit van bodemorganismen en processen in de bodem, zoals de afbraak van organische stof en de mineralisatie van nutriënten. Metingen van bodemademhaling, microbiële groeisnelheid en biomassa, aantallen microbivoren (micro- en mesofauna), en N-mineralisatie geven een beeld van actuele effecten van verontreiniging op het microbiele bodemleven en het functioneren in nutriëntenkringlopen.

Bodemfauna en bodemprocessen

Taxonomische en ecologische parameters die eveneens van belang zijn voor ecologische diensten van de bodem zijn functionele en structurele diversiteitsindices van de bodemfauna (regenwormen, pissebedden, slakken, enz.). Bijdragen van bodemdieren aan bodemprocessen die verband houden met de decompositiefunctie van de bodem zijn relevant, zoals strooiselfragmentatie, mineralisatie, de introductie en verdeling van organisch materiaal in de bodem, en het verminderen van compactie door bioturbatie. Inzicht in dergelijke parameters zal men zich moeten verschaffen door metingen, middels veldonderzoek en in bioassays in het laboratorium. Wat betreft de keuze van ecosysteemcomponenten die voor risicobeoordeling in aanmerking komen is een criterium dat zij op een vrij directe wijze dienen bloot te staan aan milieucontaminanten en tevens een indicatie moeten kunnen geven van toxische schade als gevolg van die blootstelling. Duidelijk zal zijn dat hiervoor op de locatie toegesneden specifieke soorten het meest doelmatig zijn, omdat die niet alleen het ecologisch risico van lokaal beschikbare fracties illustreren maar ook de gevoeligheid van de lokale levensgemeenschap.

- Het beleid voor de bescherming van de bodem is gericht op het behoud van biodiversiteit en bescherming van ecologische processen in de bodem. Ecologische gegevens zijn daarom nodig om de kwaliteit van bodemecosystemen te monitoren, de invloed van landgebruik vast te stellen, en beleid te kunnen ontwikkelen (TCB, 2000a, b). In diverse projecten (o.a. Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit (Schouten et al., 2000a; Schouten et al., 2000b), TRIADE (Faber et al., 2004; Van der Waarde et al., 1999) is de laatste jaren ervaring opgedaan met de toepassing van biologische indicatoren voor bodemkwaliteit. Deze zijn goed bruikbaar om verschillen tussen locaties en trends in de tijd aan te tonen. Het vaststellen van trends vereist langdurige metingen, maar heeft als voordeel dat er minder onzekerheden resteren over goede referentiewaarden. De waarde van de indicatoren hangt niet alleen af van de mate van

bodemverontreiniging maar ook van de grondsoort en het landgebruik. Voor het vaststellen van trends en referentiewaarden is voortzetting van de toepassing van bodembioologische indicatoren van groot belang. Daarnaast is er onderzoek nodig naar de stabiliteit van (verontreinigde) bodemecosystemen. Het is goed mogelijk dat ecosysteemprocessen niet of nauwelijks zijn aangetast, terwijl bijvoorbeeld door een veranderde biodiversiteit de weerstand (resistance) en de veerkracht (snelheid van herstel of resilience) van het ecosysteem tegen (nieuwe) verstoringen sterk is afgenomen (De Ruiter et al., 1995; Griffiths et al., 2000). Hierover is nog erg weinig bekend. Daarom moeten relaties tussen stress (verzuring, zware metalen, andere verontreinigende stoffen) en de structuur en stabiliteit van (microbiële) levensgemeenschappen en ecosysteem processen (LSF, ecologische diensten) in de bodem worden onderzocht.

Beperkingen van veldgegevens bij de afleiding van kritische bodemconcentraties

Niet alleen laboratoriumdata maar ook veldgegevens zijn niet eenvoudig te gebruiken bij de afleiding van kritische bodemconcentraties omdat het veronderstelde causale verband met de aanwezige verontreiniging wordt vertroebeld doordat:

- Er vaak meerdere stressfactoren tegelijk werkzaam zijn (bijvoorbeeld vermesting, verzuring en verontreiniging). Hierdoor kunnen effecten op soorten niet één op één verbonden kan worden met de aanwezigheid van contaminanten.
- Er vaak geen goed referentiebeeld is over wat onder die specifieke omstandigheden verwacht mag worden aan soorten. De vraag wat een normale waarde is kan pas worden beantwoord als er voldoende metingen zijn verricht van een bepaald type bodem.
- Blootstelling in het veld kan al een zodanig lange historie kan hebben dat er compensatiemechanismen in werking zijn getreden, zoals adaptatie en rekolonisatie (Van den Brink et al., in press.).

Vergelijking van toxiciteitsdata uit het veld met NOEC data uit het laboratorium

Uit het voorgaande volgt dat MTR gebaseerd op NOEC data verkregen via gestandaardiseerde laboratoriumtesten het risico van bodemverontreinigingen zowel kunnen overschatten als onderschatten. De werkelijke ecologische betekenis van een bepaalde berekende *hazardous concentration* HCp blijft onbekend, maar het lijkt vooralsnog de enige mogelijkheid om tot normering te komen omdat veldgegevens niet eenduidig te interpreteren zijn. Het blijft echter van belang om bij de afleiding van natuur- en landbouwgerichte kritische bodemconcentraties aandacht te besteden aan veldgegevens, teneinde effectgrenzen voor ecologische processen en doelsoorten enigermate te valideren. Hieronder is het resultaat van een dergelijke poging gegeven.

Gebruikte gegevens en gegevensverwerking

Door het IBN-DLO is in 1997-1998 een literatuurstudie uitgevoerd naar ecotoxicologisch veldonderzoek, inclusief een interpretatie van de daarin beschreven effecten en effectgrenzen, op basis waarvan risicogrenzen voor enkele metalen zijn afgeleid (Van Kleunen & Faber, in prep.). Het onderzoek werd geconcentreerd op de effecten van de zware metalen cadmium, koper en zink in het terrestrisch milieu, omdat van deze stoffen de meeste gegevens voorhanden bleken. Relevante literatuurreferenties werden vergaard uit internationale bestanden, en de artikelen werden geselecteerd op grond van criteria voor bruikbaarheid en betrouwbaarheid. De meest bruikbare gegevens betreffen effecten op bodemfauna en micro-organismen in de bodem. Het onderzoek werd daarom hiertoe verder beperkt. Het onderzoek leverde geen gegevens op die directe betrekking hebben op natuurdoeltypen of doelsoorten.

Het aantal direct voor normstelling te interpreteren veldgegevens was uitermate beperkt en effectdrempelconcentraties (zoals NOECs) moesten in veel gevallen zelf worden afgeleid of via extrapolatie worden verkregen uit andere effectgegevens. De toxiciteitsgegevens betroffen namelijk veelal situaties waarin meerdere verontreinigende stoffen tegelijkertijd aanwezig zijn, zodat rekening moet worden gehouden met combinatie-toxiciteit. Bij de extrapolatie werden een 'worst case' en een 'best case' benadering gehanteerd, waarbij de waargenomen toxiciteit totaal werd toegeschreven aan één stof in het mengsel, respectievelijk

waarbij een relatieve toxiciteit werd gehanteerd. Totaalgehalten werden omgerekend naar een biologisch beschikbare fractie zoals poriewaterconcentratie of extraheerbare fractie (CaCl₂). Daarnaast werd indien mogelijk een bodemtypecorrectie naar standaardbodem uitgevoerd op basis van gehalten aan klei en organische stof van de grond.

Resultaten

De verkregen effectdrempels op basis van bovengenoemde literatuurstudie zijn weergegeven in Tabel A8.1. Het betreft hier grovere effectparameters zoals biomassa en dichtheid, vastgesteld voor diverse taxonomische soortengroepen. Drempelwaarden werden bepaald aan de hand van NOEC-waarden, dosis-effectrelaties (EC10) of extrapolatie vanuit LOEC-waarden.

Tabel A8.1

Samenvatting van de gevoeligheid van bodemdieren voor zware metalen, uitgedrukt als de laagste effectdrempelwaarden per soort of soortengroep, zoals vastgesteld op basis van veldonderzoek. Vetgedrukte waarden worden gebruikt (eventueel na aggregatie als geometrisch gemiddelde voor de diergroep) voor afleiding van een HC₅.

Diergroep	Soorten(groep)	Effectdrempelwaarde (mg·kg ⁻¹ standaardbodem)		
		Cadmium	Koper	Zink
Nematoden	div. spp	31	66	
Regenwormen	<i>Lumbricus rubellus</i>	13	11	18
	<i>Dendrobaena octaedra</i>		218	74
	div. spp	355	747	
Potwormen	div. spp		22	16
Slakken	div. spp		261	1456
Geleedpotigen	div. spp.	11	9	110
	fungivoren	5.9	42	198
	detritivoren	12	77	339
	predatoren	12	75	367
Hooiwagens	div. spp		2074	955
Spinnen	div. spp		1474	2755
Mijten	div. spp	11	9	110
Springstaarten	div. spp	43	18	195
Kortschildkevers	div. spp		2852	-
Mieren	div. spp		901	3428

-) gegevens kunnen niet tot een effectdrempel worden uitgewerkt

Sommige effectdrempelwaarden liggen onder de achtergrond waarde (die voor koper bijv. 25 mg·kg⁻¹ kan zijn, terwijl regenwormen bij 11 mg·kg⁻¹ al last kunnen krijgen). Dit ligt mogelijk weer aan de onbekende omvang van de biobeschikbare fractie.

Met inachtneming van datgene wat vermeld is in het gedeelte over de gegevensverwerking kunnen de veldgegevens worden vergeleken met het databestand van voornamelijk laboratoriumgegevens over metalen, zoals gebruikt voor INS (Crommentuijn et al., 1997). In een eerste vergelijking van ruwe toxiciteitsgegevens worden voor alle metalen NOEC waarden gevonden die binnen de range liggen die voor INS wordt gebruikt, voor zink is de range ongeveer gelijk en voor koper is die groter in het lage bereik (Tabel A8.2). Voor koper lijkt dus eerder toxiciteit in het veld te kunnen optreden dan op basis van generieke normen zou worden verwacht. Voor cadmium en zink lijkt dit minder het geval te zijn.

Tabel A8.2

Vergelijking van veld-toxiciteitsgegevens met experimentele gegevens uit de INS-dataset (Crommentuijn et al., 1997) op basis van drempelwaarden (als NOEC) voor afzonderlijke soorten.

Metaal	Laagste NOEC (mg·kg ⁻¹ standaardbodem)		Hoogste NOEC (mg·kg ⁻¹ standaardbodem)	
	Veldgegevens	INS	Veldgegevens	INS
Cadmium	5,9	1,1	355	350
Koper	9	17	2852	2800
Zink	16	14	3432	3200

Ter vergelijking met het MTR werden de NOEC waarden uit het veld volgens binnen INS gangbare criteria en procedures (de SSD methode) uitgewerkt tot een 'HC5-waarde (Tabel A8.3). In deze tabel kunnen de veldgegevens slechts tentatief worden vergeleken met de MTT (maximaal toelaatbare toevoeging) voor soorten uit de INS normstelling. De toxiciteitsgegevens uit veldonderzoek hebben namelijk betrekking op situaties waarin de verontreiniging lange tijd aanwezig was voordat het onderzoek werd uitgevoerd. De biologische beschikbaarheid van de contaminanten mag dan worden verondersteld enigszins gereduceerd te zijn als gevolg van 'ageing'. De MTT wordt daarentegen berekend onder de aanname 100% beschikbaar te zijn. De INS gegevens zijn afgeleid volgens het 'toegevoegd risico' concept en betreffen een 'maximaal toelaatbare toevoeging' (MTT). Bij de waarde van deze MTT wordt aangenomen dat de natuurlijke achtergrond niet beschikbaar is, zodat de toxiciteit geheel berust op de verontreinigingscomponent van het totaalgehalte in de bodem (hier onder aanname dat de natuurlijke achtergrond niet beschikbaar is voor organismen en bodemprocessen). In Tabel A8.3 is de laagste MTT is onderstreept. Deze dient bij het achtergrondgehalte te worden opgeteld om het 'maximaal toelaatbaar risico' (MTR) te verkrijgen.

Tabel A8.3.

Vergelijking van veld-toxiciteitsgegevens met de INS-dataset (Crommentuijn et al., 1997). Concentraties in mg·kg⁻¹ standaardbodem.

Metaal	Veldgegevens HC ₅ bodemdieren	INS		Achtergrond- gehalte
		MTT soorten	MTT processen	
Cadmium	5,8	<u>0,76</u>	11	0,8
Koper	22	24	<u>3,5</u>	36
Zink	12	132	<u>16</u>	140

De HC₅ op basis van veldgegevens voor bodemdieren blijkt voor cadmium ruim boven het MTR (VROM, 1997) uit te komen (Tabel A8.3). Voor cadmium lijken beneden 5,8 mg·kg⁻¹ standaardbodem geen problemen t.a.v. bodemdieren te verwachten. Tot de meest gevoelige specifieke soortengroepen behoren geleedpotigen (Tabel A8.1). De functionele groep van de fungivoren liggen hier het meest kritisch. De effectdrempel hiervan is vergelijkbaar met de HC₅ op basis van veldgegevens (vgl. Tabel A8.1 en A8.3). De beschikbare gegevens suggereren dat mijten (zowel oribatide mijten als andere taxa) de gevoeligste taxonomische groep vormen.

De HC₅ op basis van veldgegevens voor koper is vergelijkbaar met de MTT die werd afgeleid door Crommentuijn et al. (1997) op basis van voornamelijk laboratorium gegevens. Rekening houdend met de gereduceerde biologische beschikbaarheid van koper in het veld, als gevolg van 'ageing', suggereren de veldgegevens een wat grotere gevoeligheid voor koper dan de laboratoriumgegevens. Voor koper lijken gelede wormen tot de meest gevoelige bodemdieren te behoren (Tabel A8.1). De drempelwaarden voor effecten bij regenwormen en potwormen liggen rond de MTT voor soorten (vgl. Tabel A8.1 en A8.3). Ook geleedpotigen, met name springstaarten en mijten blijken gevoelig.

De veldgegevens voor zink leveren een veel lagere HC₅ waarden (een ordegrrootte verschil) op dan de MTT voor soorten. Een HC₅ van 12,4 mg·kg⁻¹ valt in een concentratiebereik waarin tal van organismen deficiëntie verschijnselen aan zink kunnen ondervinden. Gebruik van deze HC₅ waarde lijkt daarom weinig zinvol. Tot de

voor zink meest gevoelige bodemdieren lijken gelede wormen te behoren (Tabel A8.1). De drempelwaarden voor effecten bij regenwormen en potwormen liggen dicht in de buurt van de MTT voor soorten (vgl. Tabel A8.1 en A8.3). Ook geleedpotigen lijken een gevoelige groep te zijn. Van de meer specifieke groepen geleedpotigen waarvoor gegevens voorhanden zijn komen mijten en springstaarten als meest gevoelig naar voren.

Conclusies

Samenvattend lijken de veldgegevens, in vergelijking met de INS-waarden gebaseerd op hoofdzakelijk laboratoriumgegevens, te wijzen op een geringere toxiciteit voor cadmium, een vergelijkbare toxiciteit voor koper en hogere toxiciteit voor zink. Voor deze drie metalen blijken gelede wormen (regenwormen en potwormen) en geleedpotigen waaronder mijten en springstaarten het meest gevoelig te zijn. Deze soortengroepen zouden in nader onderzoek t.b.v. risicobeoordeling en monitoringprogramma's dan ook vertegenwoordigd moeten zijn, wanneer actuele bodemconcentraties de streefwaarde overtreffen.

Uit een soortgelijke vergelijking van data voor o.a. Cu, Zn, DDT en DDD door Van Vlaardingen en Van Wezel (ongepubliceerd) blijkt dat NOEC data uit (semi)veldsituaties voor individuele soorten of voor een beperkt deel van het ecosysteem in grootte-orde overeenkomen met de labdata. Over het algemeen blijken de velddata wat minder kritisch te liggen dan de labdata. Een aantal bezwaren die in deze annex genoemd zijn bij de interpretatie van labdata lijken hiermee beperkt, maar dit geldt niet voor het aspect van ecologische interacties en onderzoek naar andere eindpunten. Posthuma et al. (1998) concludeerden uit literatuurstudie en veldonderzoek in een omvangrijk veldvalidatieproject gericht op zink dat op HC5-niveau niet of nauwelijks negatieve effecten van zink aantoonbaar zijn in het veld, terwijl effecten wel optreden bij HC50 niveau. Ook stelden deze auteurs dat de onderbouwing van HC-waarden kan worden verbeterd door bij de interpretatie van laboratoriumgegevens beter rekening te houden met biologische beschikbaarheid.

Annex 9 Bodem-worm overdrachtsrelaties voor cadmium, lood, koper en zink

Door Ma is in 1983 (Ma, 1983) een overzicht gegeven waarin de opname van Cd, Cu, Pb en Zn door regenwormen wordt gerelateerd aan de bodemeigenschappen pH, OS en CEC. Hierbij is het volgende model gebruikt:

$$\ln(\text{Me}_w) = a + b \cdot \ln(\text{Me}_b) + c \cdot \text{CEC} + d \cdot \text{OS} + e \cdot \text{pH} \quad (\text{A9.1})$$

waarin:

Me_w	=	totale metaalconcentratie in de regenworm ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Me_b	=	totale metaalconcentratie in bodem (grond) ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
klei	=	het gewichtspercentage klei (%)
OS	=	het gewichtspercentage organische stof (%)
CEC	=	de kationenuitwisselingscapaciteit ($\text{mmol}_c \cdot 100\text{g}^{-1}$).

De regressievergelijkingen zijn gebaseerd op de opname uit een 6-tal gronden die al dan niet met compost behandeld zijn. Vervolgens is door Ter Braak (1983) voor dezelfde data een andere regressie uitgevoerd rekening houdend met de blok opzet van de proef en hetzelfde model. Ofschoon de coëfficiënten vergelijkbaar zijn, zijn de verschillen voor sommige elementen aanzienlijk. In Tabel A8.1 zijn de coëfficiënten voor beide gegeven. Ook is hierbij het resultaat van een nieuwe analyse weergegeven waarbij een volledig niet-lineair model is gebruikt naar analogie van de bodem-plant relatie:

$$\log(\text{Me}_w) = a + b \cdot \log(\text{Me}_b) + c \cdot \log(\text{CEC}) + d \cdot \log(\text{OM}) + e \cdot \text{pH} \quad (\text{A9.2})$$

Uit Tabel A9.1 blijkt dat de laatste aanpak de beste fit tussen gemeten en voorspelde waarden te zien geeft voor Zn en Cd, terwijl voor Pb en Cu de resultaten gelijk zijn aan die van Ter Braak (1983). Opvallend is dat de uitkomsten voor Cd en Zn sterk vergelijkbaar zijn in de log-log regressie terwijl die in de oorspronkelijke aanpak duidelijk van elkaar verschilden (o.a. in organische stof). In de meeste gevallen komt Cd en Zn in combinatie voor en ook wat betreft chemisch gedrag zijn beide elementen sterk aan elkaar verwant en is het dus niet verwonderlijk dat de opname door wormen in principe niet al te veel van elkaar kan verschillen.

Als laatste is de regressie uitgebreid met data uit Budel. Hiertoe is de CEC geschat uit de variatie in organische stof en pH (klei gehalte in Budel is min of meer constant). Wanneer de gegevens toegevoegd worden aan het databestand dan blijkt dat voor Cu, Pb en Cd een redelijk tot goed werkend verband gevonden wordt dat de variatie in opname door de worm in alle data goed beschrijft. Alleen voor Zn lukt het niet om een eenduidig model te vinden.

Tabel A9.1

Overzicht van parameters in de transferfunctie voor metaalaccumulatie in regenwormen (*Aporrectodea caliginosa*) (naar Ma, 1983).

Metaal	Parameters					
	a	b (Me _b) mg.kg ⁻¹	c (CEC) mmol.c.100 gr	d (OS) %	e (pH)	R ²
Cd						
Ma	5.17	0.395	-0.039	0.061	-0.29	0.71
Ter Braak	5.18	0.300	-0.034	0.049	-0.30	0.66
Ma'83 log ¹	2.28	0.25	-0.70	0.61	-0.09	0.80
Combi '83 ²	2.66	0.49	-0.85	0.54	-0.11	0.75
Pb						
Ma	4.98	1.69	-0.127	-	-1.08	0.55 ⁴
Ter Braak	9.77	0.84	-0.074	-	-0.76	0.73
Ma'83 log	1.88	0.62	-1.49	1.21	-0.09	0.72
Combi '83	1.91	1.18	-0.82	-	-0.23	0.62
Cu						
Ma	1.89	0.564	-0.026	-	-	0.75
Ter Braak	4.04	0.37	-0.023	-	-	0.84
Ma'83 log	1.06	0.59	-0.41	-	-	0.80
Combi '83	0.88	0.63	-0.34	-	-	0.86
Zn						
Ma	8.89	0.402	-0.0343 ³	-	-0.508	0.79
Ter Braak	10.86	0.33	-0.030	-	-0.520	0.82
Ma'83 log	3.88	0.27	-0.79	0.58	-0.14	0.88
Combi '83	-	-	-	-	-	-

¹ relatie afgeleid van data tabel 1 bijlage III uit Ma (1983) volgens verg. 2

² relatie afgeleid van data tabel 1 bijlage II en tabel 1 bijlage III uit Ma (1983) volgens verg. 2

³ in het rapport van Ma (1983) staat abusievelijk -0.343 (pag. 82, tabel 27)

⁴ deze lage R2 is het gevolg van de -waarschijnlijk- verkeerde lood waarde in het eerste monster, volgens tabel 1 is dat 0 terwijl in het juveniele stadium al 10.0 gemeten is. In de nieuwe analyse is een waarde van 7 aangehouden.

Wanneer tenslotte de gegevens uit Kerkhofs et al. (1993) gebruikt worden ter validatie van de aldus afgeleide relatie dan blijkt dat de voorspelde gehalten in regenwormen uit het Maas gebied voor Cu, Cd, Pb en Zn redelijk (Pb, Zn) tot zeer goed (Cu, Cd) overeenkomen met de gemeten gehalten (zie Tabel A9.2). Ofschoon het een beperkt aantal waarnemingen betreft mag gezien de goede overeenkomst tussen de gemeten en voorspelde waarden geconcludeerd worden dat de overdrachtsrelatie op basis van bodemeigenschappen algemeen toepasbaar is.

Tabel A9.2

Gemeten en voorspelde metaalgehalten in regenwormen (data: Kerkhofs et al., 1993; alles in mg.kg⁻¹ op droge stof basis)

monster ¹	Cd		Cu		Pb		Zn	
	data	model	data	model	data	model	data	model
1	50	38	31	26	66	34	1250	1175
2	88	73	41	39	50	66	1438	1375
3	144	145	50	55	63	98	1250	1478
4	150	148	47	57	69	98	1344	1500
5	13	41	22	27	25	73	781	1220

¹ monster nummers als in rapport van Kerkhofs et al. (1993)

Ondanks het bovenstaande is er behoefte om de parametrisatie te baseren op een uitgebreidere dataset dan die van Ma (1983). Bovendien is de betekenis van soortverschillen in de mate van blootstelling niet verwerkt. Ook is een probleem dat in de meeste gevallen er geen CEC gegevens beschikbaar zijn. Op grond van bovengenoemde beperkingen is gewerkt aan een alternatieve benadering waarbij een voorlopige meta-analyse is uitgevoerd op basis van data in Ma (2004) volgens:

$$\log(\text{Me}_w) = a + b \cdot \log(\text{Me}_b) + c \cdot \text{pH} + d \cdot \log(\text{OM}) + e \cdot \text{Endo} + f \cdot \text{Epi} \quad (\text{A9.3})$$

waarin regenwormen in pedo-ecologische zin worden onderscheiden in een epigeïsche, endogeïsche en anecische categorie. In de formule wordt de laatstgenoemde categorie opgenomen als dummy variabele. De data hebben betrekking op literatuur gegevens over metaalaccumulatie in regenwormen, waarbij de informatie met betrekking tot bodemeigenschappen veelal beperkt was tot pH and OS. De literatuur gegevens zijn geselecteerd op basis van veldgegevens. Experimentele data en soorten die niet in het veld voorkomen (compostwormen) zijn uitgesloten van de analyse. In totaal is gebruik gemaakt van data in 11 artikelen te weten 1 Andersen (1979) 2. Beyer et al. (1987); 3. Beyer et al. (1982); 4. Corp en Morgan (1991); 5. Czarnowska en Jopkiewicz (1978); 6. Gish en Christensen (1973); 7. Ma (1982) 8. Ma (1983); 9. Morgan en Morgan (1992); 10. Pizl en Josens (1995) en 11. Wright en Stringer (1980). Resultaten van deze analyse zijn gegeven in Tabel A9.3. Meer informatie is gegeven in Ma (2004).

Tabel A9.3

Overzicht van parameters in de transferfunctie voor metaalaccumulatie in regenwormen volgens pedo-ecologische categorie (Resultaten op basis van data van Ma, 2004).

Metaal	a	b(Me _b) mg.kg ⁻¹	c (pH)	d (OS) %	e (Endo)	f (Epi)	R ²
Cd	2.92	0.75	-0.21	-0.53	0.16	-	0.78
Pb	2.82	0.84	-0.46	-0.35	0.30	-	0.62
Cu	0.94	0.50	-0.06	-0.31	0.19	0.28	0.46
Zn	2.80	0.22	-0.06	-	-	0.13	0.34

Deze transferfuncties dienen nog nader te worden geëvalueerd met nog een verdere uitbreiding van datasets in nader onderzoek. Zij kunnen dan worden gebruikt om de doorvergiftiging naar worm-predatoren te berekenen voor het afleiden van Kritische bodemconcentraties.

Annex 10 Berekende normen voor verschillende combinaties van bodemgebruik en beschouwd effect

Arseen

Criterium	bodemgebruik																				
	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
hoogst waargenomen waarde	38	47	36	17	103		22	44		27	29	35	14	43		-	-	-	-	-	-
fytotoxiciteit	38	47	36	17	103		22	44		27	29	35	14	43		-	-	-	-	-	-
veevoedernorm	38	47	36	17	103		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid (op basis van plant 50)	905	909	908	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	905	909	908
warenwetnorm (voor dierl. prod. op basis van plant 50)	295	299	298	-	-	-	22	44		27	29	35	14	43		-	-	-	295	299	298
minimum landbouwkundig	38	47	36	17	103	nd	22	44	nd	27	29	35	14	43	nd	nd	nd	nd	295	299	298
bodeminvertibraten																					
bodemmicroorganismen																					
vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)																					
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)																					
functioneren organismen en processen (RIVM)	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	29	29	29
doorvergiftiging (RIVM)																					
minimum ecologisch	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	29	29	29
grondwater																					
oppervlaktewater																					
minimum verspreiding	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
minimum 'overall'	30	30	30	17	30	30	22	30	30	27	29	30	14	30	30	30	30	30	29	29	29
LAC-waarde	30	50	50	30	50	50	30	50	50	30	50	50	30	50	50	30	50	50	-	-	-
S-waarde	17	26	33																		
I-waarde	33	50	63																		
HC50-waarde	24	36	46																		

Cadmium

criterium	bodemgebruik																				
-----------	--------------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
hoogst waargenomen waarde	9.3	37	14	2.4	11		0.8	11		1.6	13	1.4	0.8	1.1		-	-	-	-	-	-
fytotoxiciteit	9.3	37	14	2.4	11		0.8	11		4.3	17	28	0.8	1.1		-	-	-	2.2	5.9	11
veevoedernorm	9.3	37	14	0.94	3.3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid (op basis van plant50)	65	26	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	65	26	23
warenwetnorm (voor dierl. prod. op basis van plant50)	10	5.3	9.6	-	-	-	0.46	0.72	1.9	0.93	5.3	6.4	0.8	1.1		-	-	-	10	5.3	9.6
minimum landbouwkundig	9.3	5.3	9.6	0.94	3.3	2	0.46	0.72	1.9	0.93	5.3	1.4	0.8	1.1	nd	nd	nd	nd	2.2	5.3	9.6
bodeminvertebraten	3.4	11	28	3.4	11	28	3.4	11	28	3.4	11	28	3.4	11	28	3.4	11	28	0.67	2.2	5.7
bodemmicroorganismen	1.8	5.9	16	1.8	5.9	16	1.8	5.9	16	1.8	5.9	16	1.8	5.9	16	1.8	5.9	16	0.3	0.98	2.6
vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)	0.14	0.66	1	0.14	0.66	1	0.14	0.66	1	0.14	0.66	1	0.14	0.66	1	0.14	0.66	1	0.067	0.47	0.33
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)	0.28	1.3	2	0.28	1.3	2	0.28	1.3	2	0.28	1.3	2	0.28	1.3	2	0.28	1.3	2	0.13	0.92	0.65
functioneren organismen en processen (RIVM)	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	1.6	0.81	0.81	0.81
doorvergiftiging (RIVM)	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.8	0.8	0.8
minimum ecologisch	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.067	0.47	0.33
grondwater	0.80	2.8	5.9	0.80	2.8	5.9	0.80	2.8	5.9	0.80	2.8	5.9	0.80	2.8	5.9	0.80	2.8	5.9	0.34	2.1	1.9
oppervlaktewater	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.087	0.54	0.84
minimum verspreiding	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.21	0.72	1.5	0.087	0.54	0.84
minimum 'overall'	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.14	0.66	0.84	0.067	0.47	0.33
LAC-waarde	2	3	3	0.5	1	1	0.5	1	1	0.5	1	1	0.5	1	1	5	10	10	-	-	-
S-waarde	0.5	0.7	1.2																		
I-waarde	7	10	17																		
HC50-waarde	7	10	17																		

Chroom

criterium	bodengebruik																				
	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
hoogst waargenomen waarde																-	-	-	-	-	-
fytotoxiciteit																-	-	-			
veevoedernorm							-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid (op basis van plant50)				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
warenwetnorm (voor dierl. prod. op basis van plant50)				-	-	-										-	-	-			
minimum landbouwkundig	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
bodeminvertebraten																					
bodemmicroorganismen																					
vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)																					
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)																					
functioneren organismen en processen (RIVM)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
doorvergiftiging (RIVM)																					
minimum ecologisch	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
grondwater																					
oppervlaktewater																					
minimum verspreiding	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
minimum 'overall'	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
LAC-waarde	200	300	300	200	300	300	200	300	300	200	300	300	200	300	300	200	300	300	-	-	-
S-waarde	56	100	80																		
I-waarde	213	380	304																		
HC50-waarde	129	230	184																		

Koper

criterium	bodengebruik																				
	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
hoogst waargenomen waarde		133			111			58		21	116					-	-	-	-	-	-
fytotoxiciteit		50			111			58		21	78					-	-	-	-	-	-
veevoedernorm		50			111		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid (op basis van plant50)		645		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	645	-
warenwetnorm (voor dierl. prod. op basis van plant50)				-	-	-		58		21	116					-	-	-			
minimum landbouwkundig	nd	50	nd	nd	111	nd	nd	58	nd	21	78	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	645	nd
bodeminvertebraten	18	48	90	18	48	90	18	48	90	18	48	90	18	48	90	18	48	90	8.2	22	41
bodemmicroorganismen																					
vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)																					
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)																					
functioneren organismen en processen (RIVM)	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	39	36	36	36
doorvergiftiging (RIVM)	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	36	36	36
minimum ecologisch	18	39	39	18	39	39	18	39	39	18	39	39	18	39	39	18	39	39	8.2	22	36
grondwater	19	50	91	19	50	91	19	50	91	19	50	91	19	50	91	19	50	91	12	43	48
oppervlaktewater	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	2.4	8.6	9.7
minimum verspreiding	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	2.4	8.6	9.7
minimum 'overall'	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	3.9	10	18	2.4	8.6	9.7
LAC-waarde	50	80	80	50	200	200	50	200	200	50	200	200	50	200	200	50	200	200	-	-	-
S-waarde	19	32	42																		
I-waarde	98	168	222																		
HC50-waarde	98	168	222																		

Kwik

criterium	bodengebruik																				
	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
hoogst waargenomen waarde	0.87	4.9	3.2	0.12	1.2		0.16	3.7		0.62	2.7	1.9	0.44	0.61		-	-	-	-	-	-
fytotoxiciteit	0.87	4.9	3.2	0.12	1.2		0.16	3.7		0.62	2.7	1.9	0.44	0.61		-	-	-	-	-	-
veevoedernorm	0.87	4.9	3.2	0.03	0.01		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid (op basis van plant50)	55	55	55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	55	55	55
warenwetnorm (voor dierl. prod. op basis van plant50)	2.3	2.4	2.3	-	-	-	0.16	3.7		0.62	2.7	1.9	0.44	0.61		-	-	-	2.3	2.4	2.3
minimum landbouwkundig	0.87	2.4	2.3	0.03	0.01	nd	0.16	3.7	nd	0.62	2.7	1.9	0.44	0.61	nd	nd	nd	nd	2.3	2.4	2.3
bodeminvertebraten																					
bodemmicroorganismen																					
vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)																					
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)																					
functioneren organismen en processen (RIVM)	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	0.32	0.32	0.32
doorvergiftiging (RIVM)	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.31	0.31	0.31
minimum ecologisch	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86	0.31	0.31	0.31
grondwater																					
oppervlaktewater																					
minimum verspreiding	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
minimum 'overall'	0.86	0.86	0.86	0.03	0.01	0.86	0.16	0.86	0.86	0.62	0.86	0.86	0.44	0.61	0.86	0.86	0.86	0.86	0.31	0.31	0.31
LAC-waarde	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	-	-	-
S-waarde	0.21	0.29	0.30																		
I-waarde	7	10	10																		
HC50-waarde	7	10	10																		

Nikkel

criterium	bodemgebruik																				
	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
hoogst waargenomen waarde																-	-	-	-	-	-
fytotoxiciteit																-	-	-	-	-	-
veevoedernorm							-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid (op basis van plant50)				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
warenwetnorm (voor dierl. prod. op basis van plant50)				-	-	-										-	-	-			
minimum landbouwkundig	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
bodeminvertibraten																					
bodemmicroorganismen																					
vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)																					
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)																					
functioneren organismen en processen (RIVM)																					
doorvergiftiging (RIVM)																					
minimum ecologisch	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
grondwater																					
oppervlaktewater																					
minimum verspreiding	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
minimum 'overall'	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
LAC-waarde	15	50/70	50/70	15	50/70	50/70	15	50/70	50/70	15	50/70	50/70	15	50/70	50/70	15	50/70	50/70	15	50/70	50/70
						0			0			0			0			0			0
S-waarde	13	35	25																		
I-waarde	78	210	150																		
HC50-waarde	78	210	150																		

Lood

criterium	bodengebruik																				
	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
hoogst waargenomen waarde	166	680	580	51	415		120	297		280	548	420	73	93		-	-	-	-	-	-
fytotoxiciteit		50		51	415		120	297		280	548	420	73	93		-	-	-	2	16	13
veevoedernorm	166	680	580	51	415		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid (op basis van plant50)	1382	1382	1386	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1382	1382	1386
warenwetnorm (voor dierl. prod. op basis van plant50)	155	155	159	-	-	-	43	17	207	280	44	420	73	29		-	-	-	155	155	159
minimum landbouwkundig	155	50	159	51	415	nd	43	17	207	280	44	420	73	29	nd	nd	nd	nd	2	16	13
bodeminvertibraten	64	153	663	64	153	663	64	153	663	64	153	663	64	153	663	64	153	663	32	75	325
bodemmicroorganismen	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	1.1	2.6	11
vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)	123	534	1024	123	534	1024	123	534	1024	123	534	1024	123	534	1024	123	534	1024	69	412	426
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)	165	718	1378	165	718	1378	165	718	1378	165	718	1378	165	718	1378	165	718	1378	92	554	573
functioneren organismen en processen (RIVM)	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	140	86	86	86
doorvergiftiging (RIVM)	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	95	85	85	85
minimum ecologisch	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	1.1	2.6	11
grondwater	84	184	720	84	184	720	84	184	720	84	184	720	84	184	720	84	184	720	38	141	250
oppervlaktewater	25	55	217	25	55	217	25	55	217	25	55	217	25	55	217	25	55	217	11	43	75
minimum verspreiding	25	55	217	25	55	217	25	55	217	25	55	217	25	55	217	25	55	217	11	43	75
minimum 'overall'	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	7.3	17	75	1.1	2.6	11
LAC-waarde	150	150	150	100	200	200	100	200	200	100	200	200	100	200	200	500	800	800	-	-	-
S-waarde	56	78	95																		
I-waarde	349	486	592																		
HC50-waarde	191	266	324																		

Zink

criterium	bodemgebruik																				
	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
hoogst waargenomen waarde		1686			1140			538		190	1474					-	-	-	-	-	-
fytotoxiciteit		412		30	320	244	374	538	1030	32	665	221				-	-	-	-	-	-
veevoedernorm		1686		154	806	1244	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid (op basis van plant50)		60265		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	60265	-	-
warenwetnorm (voor dierl. prod. op basis van plant50)				-	-	-		538		190	1474					-	-	-			
minimum landbouwkundig	nd	412	nd	30	320	244	374	538	1030	32	665	221	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	60265	nd
bodeminvertibraten	25	200	168	25	200	168	25	200	168	25	200	168	25	200	168	25	200	168	5.9	48	40
bodemmicroorganismen																					
vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)																					
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)																					
functioneren organismen en processen (RIVM)	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	156	140	140	140
doorvergiftiging (RIVM)	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	140	140	140
minimum ecologisch	25	156	156	25	156	156	25	156	156	25	156	156	25	156	156	25	156	156	5.9	48	40
grondwater	91	641	474	91	641	474	91	641	474	91	641	474	91	641	474	91	641	474	26	421	88
oppervlaktewater	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	1.6	26	5.5
minimum verspreiding	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	1.6	26	5.5
minimum 'overall'	5	40	5	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	5.7	40	30	1.6	26	5.5
LAC-waarde	150	150	150	100	200	200	100	200	200	100	200	200	100	200	200	500	800	800	-	-	-
S-waarde	64	130	140																		
I-waarde	327	666	720																		
HC50-waarde	327	666	720																		

Aldrin

criterium ↓	bodemgebruik → bodemtype→			beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
veevoedernorm	18	18	570	0.0016	0.0016	0.013	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid	0.17	0.17	0.17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.17	0.17	0.17	-
productnorm	17	17	17	-	-	-	0.0016	0.0016	0.013	18	18	570	90	90	2850	-	-	-	17	17	17	-	-	-
				0.0015	0.0015																			
minimum landbouwkundig	0.17	0.17	0.17	6	6	0.013	0.0016	0.0016	0.013	18	18	570	90	90	2850	nd	nd	nd	0.17	0.17	0.17			
bodeminvertibraten																								
bodemmicroorganismen																								
vernivoren I (kritisch gehalte																								
nier grutto)																								
vernivoren II (kritisch gehalte																								
nier das)																								
functioneren organismen en																								
processen (RIVM)	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038
doorvergiftiging (RIVM)	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039
minimum ecologisch	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
grondwater	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82
oppervlaktewater	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4
minimum verspreiding	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4	0.14	0.14	1.4
minimum	0.038	0.038	0.038	0.0156	0.0156	0.013	0.0156	0.0156	0.013	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038	0.038
LAC-waarde	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
S-waarde	1.8E-05	1.8E-05	1.8E-04																					
I-waarde (som drins)	1.2	1.2	12																					
HC50-waarde (som drins)	1.2	1.2	12																					

Dieldrin

criterium ↓	bodemgebruik → bodemtype→			beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
veevoedernorm	0.89	0.89	7.4	0.0016	0.0016	0.013	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diegezonheid	0.11	0.11	0.16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.11	0.11	0.16
productnorm	6.4	6.4	8.9	-	-	-	0.0016	0.0016	0.013	0.89	0.89	7.4	4.5	4.5	37	-	-	-	6.4	6.4	8.9	-	-	-
minimum landbouwkundig bodeminvertebraten	0.11	0.11	0.16	0.0016	0.0016	0.013	0.00	0.00	0.0	1	1	7	5	5	37	nd	nd	nd	0.11	0.11	0.16	-	-	-
bodemmicroorganismen vermivoren I (kritisch gehalte nier grutto)																								
vermivoren II (kritisch gehalte nier das)																								
functioneren organismen en processen (RIVM)	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043	0.043
doorvergiftiging (RIVM)	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039	0.039
minimum ecologisch	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
grondwater	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82
oppervlaktewater	2.1	2.1	21	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0
minimum verspreiding	2.1	2.1	21	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0	2.1	2.1	21.0
minimum	0.04	0.04	0.04	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.01	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.0004	0.0004	0.0004
LAC-waarde	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	-	-	-
S-waarde	0.000150	0.00015	0.0015																					
l-waarde (som drins)	1.2	1.2	12																					
HC50-waarde (som drins)	1.2	1.2	12																					

Endrin

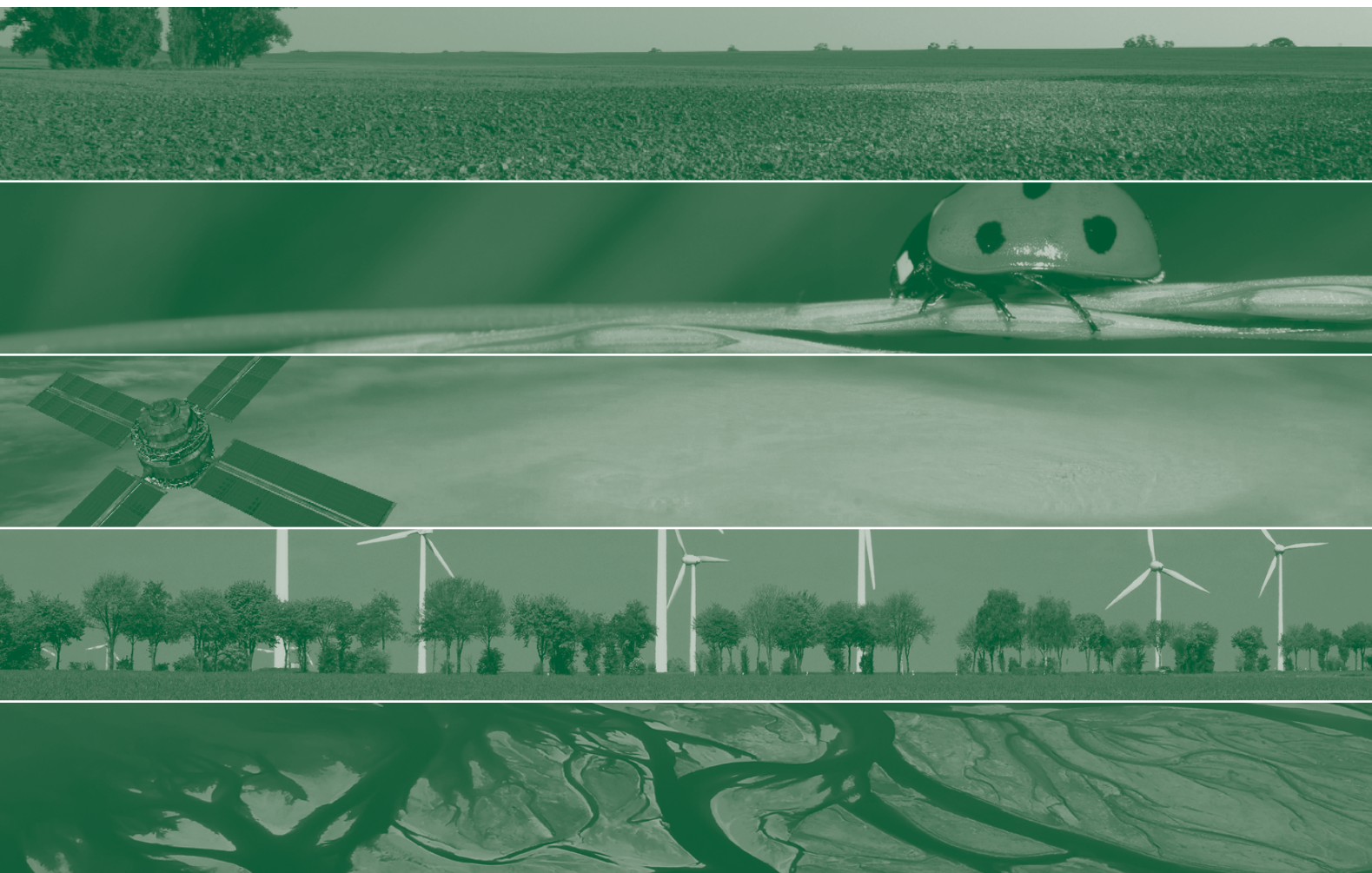
criterium ↓	bodemgebruik → bodemtype→			beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
veevoedernorm	0.73	0.73	6.0	0.056	0.056	0.47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid	0.22	0.22	0.32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.22	0.22	0.32
productnorm	1.5	1.5	2.2	-	-	-	0.056	0.056	0.47	0.73	0.73	6.0	2.4	2.4	30	-	-	-	-	-	-	2.0	2.0	2.3
minimum landbouwkundig	0.22	0.22	0.32	0.056	0.056	0.47	0.056	0.056	0.47	0.73	0.73	6.0	2.4	2.4	30	nd	nd	nd	0.22	0.22	0.32			
bodeminvertebraten																								
bodemmicroorganismen																								
vernivoren I (kritisch gehalte																								
nier grutto)																								
vernivoren II (kritisch gehalte																								
nier das)																								
functioneren organismen en																								
processen (RIVM)	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	9.5E-06	9.5E-06	9.5E-06
doorvergiftiging (RIVM)	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.037	0.12	0.12	0.12
	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009	0.0009
minimum ecologisch	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	59.5E-06	9.5E-06	9.5E-06	9.5E-06
grondwater	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82	11	11	82
oppervlaktewater	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3
minimum verspreiding	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3	0.63	0.63	6.3
minimum	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	0.000950	9.5E-06	9.5E-06	9.5E-06
LAC-waarde	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	-	-	-
S-waarde	1.2E-05	1.2E-05	1.2E-04																					
I-waarde (som drins)	1.2	1.2	12																					
HC50-waarde (som drins)	1.2	1.2	12																					

DDT

criterium ↓ bodemtype →	bodemgebruik → bodemtype →			beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen			natuur		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
veevoedernorm	1200	1200	110000	0.16	0.16	1.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid	0.85	0.85	0.85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.85	0.85	0.85	-
productnorm	41	41	42	-	-	-	0.16	0.16	1.3	1200.0	1200.0	110000	6000.0	6000.0	550000	-	-	-	-	-	-	41	41	42
minimum landbouwkundig	0.85	0.85	0.85	0.160	0.160	1.30	0.16	0.16	1.3	1200	1200	110000	6000	6000	550000	nd	nd	nd	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85
bodemvertebraten																								
bodemmicroorganismen																								
vernietigings I (kritisch gehalte)																								
vernietigings II (kritisch gehalte)																								
functioneren organismen en																								
processen (RIVM)	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
doorvergiftiging (RIVM)	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035	0.035
minimum ecologisch	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
grondwater	3.4	3.4	17	3.4	3.4	17	3.4	3.4	17	3.4	3.4	17	3.4	3.4	17	3.4	3.4	17	3.4	3.4	17	3.4	3.4	17
oppervlaktewater	2.7	2.7	27	2.7	2.7	27	2.7	2.7	27	2.7	2.7	27	2.7	2.7	27	2.7	2.7	27	2.7	2.7	27	2.7	2.7	27
minimum verspreiding	2.7	2.7	17	2.7	2.7	17	2.7	2.7	17	2.7	2.7	17	2.7	2.7	17	2.7	2.7	17	2.7	2.7	17	2.7	2.7	17
minimum	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
LAC-waarde	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	-	-	-
S-waarde (som DDT, DDE, DDD)	0.003	0.003	0.03																					
I-waarde (som DDT, DDE, DDD)	1.2	1.2	12																					
HC50-waarde (som DDT, DDE, DDD)	1.2	1.2	12																					

PAK

criterium	bodembebruik																				
	beweid grasland			veevoeder productie			akkerbouw			groenteteelt			fruitteelt			niet-consumptie gewassen natuur					
	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen	zand	klei	veen
veevoedernorm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
diergezondheid	3.40	3.40	3.40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.40	3.40	3.40
productnorm	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
minimum	3.40	3.40	3.40	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3.40	3.40	3.40
landbouwkundig																					
bodeminvertibraten																					
bodemmicroorganismen																					
vernivoren I (kritisch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
gehalte nier grutto)																					
vernivoren II (kritisch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
gehalte nier das)																					
functioneren organismen	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.0002	0.0002	0.0002
en processen (RIVM)																			5	5	5
doorvergiftiging (RIVM)																					
minimum ecologisch	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.0003	0.0003	0.0003
grondwater																					
oppervlaktewater																					
minimum verspreiding	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
minimum	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.0002	0.0002	0.0002
																			5	5	5
LAC-waarde	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S-waarde	1.0	1.0	3.0																		
I-waarde (som drins)	40	40	120																		
HC50-waarde (som drins)	40	40	120																		



Alterra is onderdeel van de internationale kennisorganisatie Wageningen UR (University & Research centre). De missie is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen UR bundelen negen gespecialiseerde en meer toegepaste onderzoeksinstituten, Wageningen University en hogeschool Van Hall Larenstein hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 40 vestigingen (in Nederland, Brazilië en China), 6.500 medewerkers en 10.000 studenten behoort Wageningen UR wereldwijd tot de vooraanstaande kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen natuurwetenschappelijke, technologische en maatschappijwetenschappelijke disciplines vormen het hart van de Wageningen Aanpak.

Alterra Wageningen UR is het kennisinstituut voor de groene leefomgeving en bundelt een grote hoeveelheid expertise op het gebied van de groene ruimte en het duurzaam maatschappelijk gebruik ervan: kennis van water, natuur, bos, milieu, bodem, landschap, klimaat, landgebruik, recreatie etc.

Meer informatie: www.alterra.wur.nl