

RIVM rapport 711701 013

HERZIENING INTERVENTIEWAARDE LOOD
Evaluatie van de afleiding van de interventiewaarde
grond/sediment en grondwater

J.P.A. Lijzen, A.J. Baars, T. Crommentuijn, P.F. Otte, E. van
de Plassche, M.G.J. Rikken, C.J.M Rompelberg, A.J.A.M.
Sips en F.A. Swartjes

februari 1999

Deze rapport is opgesteld in opdracht en ten laste van het Ministerie van VROM, Directie Bodem, in het kader van project 711701, Risico's in relatie tot bodemkwaliteit.

Abstract

In the framework of an still ongoing evaluation of existing intervention values for soil/sediment and groundwater, this report will deal with the important aspects in deriving the intervention value for lead (Pb). Because the evaluation is ongoing, some of the results will also have an impact on the evaluation of other substances. Reported for lead are the physical-chemical properties, the ecotoxicological serious soil-contamination concentration (ECOTOX SCC), the human toxicological Maximal Tolerable Risk (human MTR), human toxicological serious soil contamination concentration (HUM-TOX SCC) and proposals for the intervention value for soil and groundwater.

The partitioning of lead into solid and liquid phases depends largely on the pH and to a lesser extent on the iron-oxide and organic-matter content. Correction of the derived intervention value soil for bioavailability in different types of soil can be based on an equation derived for field soils (with pH, organic matter and clay content). If it is decided only to use organic matter and clay content, we recommend the current correction of Van den Berg/Roels.

The ECOTOX SCC is recalculated using the current toxicological information and the current soil type correction ($490 \text{ mg.kg}_{\text{d.m}}^{-1}$), as well as the proposed soil type correction with pH ($450 \text{ mg.kg}_{\text{d.m}}^{-1}$). If it is decided to use the added-risk approach, the ECOTOX SCC for lead will be $575 \text{ mg.kg}_{\text{d.m}}^{-1}$ (current soil type correction) and $535 \text{ mg.kg}_{\text{d.m}}^{-1}$ (proposed soil type correction). The ECOTOX SCC calculated for sediments is much higher ($64.000 \text{ mg.kg}_{\text{d.m}}^{-1}$).

The human-toxicological maximal tolerable risk (human MTR) is maintained at $3.6 \text{ } \mu\text{g.kg}_{\text{bw}}^{-1}.\text{day}^{-1}$, which is also supported by the World Health Organisation (WHO). This value is based on the human blood-lead concentration, probably not being exceeded at this exposure level. The human exposure to lead is mainly determined by the ingestion of soil particles, the intake of contaminated crops and the bioavailability of lead from soil in the human body. The bioavailability of lead from soil is probably lower than the bioavailability of lead in food. Prior to completing the research on bioavailability in the human body, a preliminary relative bioavailability factor for lead in soil of 0.6 is proposed. Based on the currently available literature for the ingestion of soil by children (1 to 6), an average of 100 mg of soil per day is proposed instead of the current 150 mg per day. The average crop consumption can also be slightly reduced on the basis of the most recent data on food consumption in the Netherlands. If a choice is made for use of a general background exposure in deriving intervention values, the background exposure of lead can be estimated to be 20-25% of the human MTR. Depending on the choices made and the extent to which new data are used, the proposed HUMTOX EBVC will be $450\text{-}670 \text{ mg.kg}_{\text{dm}}^{-1}$.

Integration of the HUMTOX SCC values with that of ECOTOX SCC leads to a proposed intervention value soil/sediment of $450\text{-}575 \text{ mg.kg}_{\text{dm}}^{-1}$. The proposal for the intervention value for groundwater is $32\text{-}41 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$, based on the intervention value for soil/sediment and the proposed soil/water partition coefficient.

Inhoud

SAMENVATTING	5
1. INLEIDING	6
2. SELECTIE FYSISCH-CHEMISCHE PARAMETERS LOOD	9
2.1 Bodem-water partitiecoëfficiënt en bodemtype-correctieformule	9
2.1.1 Inleiding	9
2.1.2 Toepassing: interventiewaarde grondwater	10
2.1.3 Toepassing: bodemtypecorrectie interventiewaarde grond	10
2.1.4 Selectie: metalen algemeen	12
2.1.5 Selectie voor lood	14
2.1.6 Partitie lood in waterbodem	17
2.1.7 Conclusies	17
2.2 Bioconcentratiefactor (BCF) gewas voor lood	18
3. HERZIENING ECOTOXICOLOGISCHE ERNSTIGE BODEMVERONTREINIGINGSCONCENTRATIE (ECOTOX EBVC)	21
3.1 ECOTOX EBVC voor lood in bodem	21
3.2 ECOTOX EBVC voor lood in sediment	22
3.3 Samenvatting	23
4. EVALUATIE HUMANE MTR LOOD EN LOODVERBINDINGEN	25
4.1 Inleiding	25
4.2 Toxicologie	25
4.3 Evaluatie	28
4.4 Evaluaties door andere instanties	28
4.5 Conclusie	28
5. HERZIENING HUMANE BLOOTSTELLING	29
5.1 Inleiding	29
5.2 Toetsing blootstelling kind	30
5.3 Orale biobeschikbaarheid van lood uit grond in relatie tot de MTR-humaan	30
5.3.1 Orale biobeschikbaarheid in relatie tot de MTR-humaan	30
5.3.2 Orale biobeschikbaarheid in relatie tot de huidige MTR-humaan voor lood (MTR van 1991)	32
5.3.3 Experimentele gegevens van <i>in vitro</i> digestiemodel t.b.v. onderbouwing orale biobeschikbaarheid	33
5.3.4 Conclusies	37
5.4 Ingestie van grond	38

5.5 Gewasconsumptie	44
5.5.1 Consumptie knolgewassen en bladgewassen	44
5.5.2 Drogestofgehalten	45
5.5.3 Overige factoren blootstelling via gewas	45
5.5.4 Fytotoxiciteit	46
5.6 Achtergrondblootstelling lood	47
6. VOORSTEL HUM-TOX EBVC	49
6.1 Berekening HUM-TOX EBVC	49
6.2 Alternatief voor afleiden humane risicogrens	50
7. INTEGRATIE TOT VOORSTEL VOOR INTERVENTIEWAARDE	51
7.1 Voorstel interventiewaarde bodem	51
7.2 Voorstel interventiewaarde grondwater	52
7.3 Betrouwbaarheid van voorgestelde interventiewaarde	53
7.4 Conclusie	53
LITERATUUR	55
BIJLAGE 1: VERZENDLIJST	60
BIJLAGE 2: BCF-WAARDEN “PRIORITY CROPS”	62
BIJLAGE 3: ECOTOXICOLOGICAL DATA USED FOR EXTRAPOLATION	63
BIJLAGE 4: “IN VITRO” DIGESTIEMODEL	65

Samenvatting

Deze rapportage behandelt de verschillende aspecten die van belang worden geacht bij de prioritaire evaluatie van de interventiewaarden bodemsanering voor lood. Deze evaluatie vormt een onderdeel van het project Evaluatie Interventiewaarden Bodemsanering, welke momenteel bij het RIVM wordt uitgevoerd. M.b.t. lood wordt ingegaan op de fysisch-chemische eigenschappen, de ecotoxicologische ernstige bodemverontreinigingsconcentratie (ECOTOX EBVC), het MTR-humaan, de humane blootstelling, de humane-toxicologische ernstige bodemverontreinigings-concentratie (HUM-TOX EBVC) en voorstellen voor de interventiewaarde grond en grondwater voor lood.

De verdeling van lood over de vaste en vloeibare fase in de bodem is sterk afhankelijk van de pH en in veel mindere mate van het ijzeroxide- en organisch-stofgehalte. De partitiecoëfficiënt en de bodemtypecorrectie voor lood kunnen gebaseerd worden op een vergelijking die voor veldbodem is afgeleid. Wanneer alleen gebruik gemaakt mag worden van standaard beschikbare meetgegevens (humus en lutum), dan wordt aanbevolen de huidige vergelijking van Van den Berg/Roels te handhaven. De bioconcentratiefactor voor lood in bladgewassen kan gehandhaafd worden; voor knolgewassen is deze verdubbeld.

De ECOTOX EBVC is herzien op basis van de actuele toxiciteitsgegevens voor bodem volgens de bestaande bodemtypecorrectie en op basis van de voorgesteld bodemtypecorrectie met pH. Deze ontlopen elkaar weinig (resp. 490 en 450 $\text{mg.kg}_{\text{d.s.}}^{-1}$). Tevens is de ECOTOX-EBVC aangegeven wanneer de 'toegevoegd risico' benadering wordt toegepast (resp. 575 en 535 $\text{mg.kg}_{\text{d.s.}}^{-1}$). De berekende waarde voor waterbodem is veel hoger (64000 $\text{mg.kg}_{\text{d.s.}}^{-1}$).

Het maximaal toelaatbaar risico voor de mens (MTR-humaan) blijft gehandhaafd op 3.6 $\mu\text{g.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$, welke ook door de WHO wordt aangehouden. Deze waarde is gebaseerd op het feit dat bij deze blootstelling het lood-bloedgehalte (PbB) hoogstwaarschijnlijk niet verhoogd wordt.

De blootstelling van de mens aan lood wordt vooral bepaald door biobeschikbaarheid van lood uit grond in het lichaam, de ingestie van grond en de opname van lood uit verontreinigd gewas. De biobeschikbaarheid van lood uit grond in het lichaam is naar verwachting lager dan de beschikbaarheid uit voedsel. Experimenten tonen echter aan dat dit niet altijd het geval hoeft te zijn. Voorafgaand aan de afronding van dit onderzoek voor lood is een voorlopige *relatieve* biobeschikbaarheidsfactor voor grond van 0.6 voorgesteld.

In het kader van de Evaluatie Interventiewaarden als geheel wordt voorgesteld de ingestie van grond door kinderen op basis van de beschikbare literatuur terug te brengen van 150 mg.dag^{-1} tot 100 mg.dag^{-1} . De gemiddelde gewasconsumptie kan op basis van meer recente gegevens iets naar beneden bijgesteld worden. De generieke achtergrondblootstelling van de mens kan - indien dit beleidsmatig gewenst is - voor lood geschat worden op 25% van het MTR-humaan. In hoofdstuk 6 is voor enkele varianten een herziene HUMTOX EBVC berekend. Met de huidige berekening liggen deze tussen 450 en 670 $\text{mg.kg}_{\text{d.s.}}^{-1}$.

Na integratie van de HUMTOX EBVC en de ECOTOX EBVC volgt hieruit een voorstel voor de interventiewaarde grond tussen 450 en 575 $\text{mg.kg}_{\text{d.s.}}^{-1}$. Het voorstel voor de interventiewaarde grondwater is 32-41 $\mu\text{g.l}^{-1}$, gebaseerd op de voorgestelde partitiecoëfficiënt voor lood.

1. Inleiding

Achtergrond

Momenteel voert het RIVM in opdracht van VROM, DGM-Bodem een evaluatie uit van de reeds afgeleide interventiewaarden voor een groot aantal stoffen (project Evaluatie interventiewaarden bodemsanering). Gezien het maatschappelijk belang van een goed onderbouwde risicobeoordeling en gezien de consequenties van een vastgestelde waarde voor het omgaan met verontreinigde bodem, is het van belang de meest recente inzichten doorgang te laten vinden in de normstelling. Als voorbeeld hiervoor kunnen de discussies rond de biobeschikbaarheid van lood in het lichaam genoemd worden. Tegelijkertijd is eenduidigheid en consistentie in de normstelling gewenst en is het ongewenst steeds met andere getalsmatige invulling te komen.

In dit licht is door DGM-Bodem toegezegd (met name relevant voor provincies en grote steden) zo mogelijk in 1998 een herziene interventiewaarde voor lood op te leveren (in de vorm van een Circulaire). Derhalve is het RIVM verzocht een voorstel voor een herziene waarde af te leiden en deze oktober 1998 gereed te hebben.

November en december 1998 zijn gebruikt om de resultaten aan de opdrachtgever en beide begeleidingsgroepen ter commentaar voor te leggen, waarna een technische evaluatie (TCB-advies) en beleidsmatige evaluatie (STUBOWA; Stuurgroep Bodem Water) volgt. Daarna wordt een advies aan de ministers gegeven.

De huidige interventiewaarde grond¹ van 530 mg/kg is destijds gelijkgesteld aan de MILBOWA grenswaarde voor nieuw gevormd sediment, vanwege het feit dat de interventiewaarde niet beneden de grenswaarde mocht liggen en het beperkte verschil tussen met de voorgestelde ecotoxicologische ernstige bodemverontreinigings situatie (ECOTOX EBVC) van 290 mg/kg en de humantoxicologische ernstige bodemverontreinigings situatie (HUM-TOX EBVC) van 300 mg/kg. Deze grenswaarde van 530 mg/kg was via evenwichtspartitie afgeleid uit de grenswaarde voor oppervlaktewater van 1.3 µg opgelost-Pb/l. De huidige interventiewaarde grondwater van 75 µg/l is beleidsmatig gelijkgesteld aan 5 * de MILBOWA-streefwaarde voor grondwater van 15 µg/l [Janus et al., 1997], terwijl in de procedure 54 µg/l was berekend.

Werkwijze

Een herziening van de interventiewaarde lood betekent dat een aantal input-parameters die van belang zijn in de afleidingsmethodiek geëvalueerd worden. Een deel van deze parameters zijn stof-specifiek (alleen voor lood) en een deel van de te evalueren parameters (niet-stofgebonden) zijn ook van belang voor het project "Evaluatie Interventiewaarden Bodemsanering" als geheel. Specifiek voor lood zijn de volgende activiteiten uitgevoerd:

1. herziening ECOTOX EBVC (HC₅₀-waarde voor ecosystemen);
2. evaluatie MTR-humaan;
3. evaluatie parameters humane blootstelling:
 - alleen uitwerking blootstelling kind;
 - biobeschikbaarheid lood in lichaam;
4. integratie van MTR-humaan en humane blootstelling tot HUM-TOX EBVC
5. integratie van deelaspecten tot voorstel voor interventiewaarde grond en grondwater voor lood.

Specifiek voor lood, maar tevens ten behoeve van de evaluatie als geheel, zijn uitgewerkt:

1. evaluatie bodemspecifieke correctie voor de biobeschikbaarheid van lood in de bodem;

¹ Grond is in termen van de Wet bodembescherming de onverzadigde zone van de bodem

2. evaluatie partitievoëfficiënt bodem/water (t.b.v. bepaling interventiewaarde grondwater);
3. evaluatie van de bioconcentratiefactor lood voor gewassen (BCFr en BCFs).

Voor de evaluatie interventiewaarden als geheel zijn enkele parameters van voor lood relevante *blootstellingsroutes* geëvalueerd:

- ingestie grond (door kinderen);
- inname via gewasconsumptie.

Naast de genoemde input-parameters zijn enkele van de semi-beleidsmatige aspecten, genoemd in het Plan van aanpak van dit project [*Lijzen e.a., 1998*], ook van groot belang voor lood. Over de mate waarin deze aspecten bij deze herziening kunnen worden betrokken, zijn afspraken gemaakt in de Werkgroep UI (vastgelegd in verslag bijeenkomst Werkgroep Urgentiesystematiek en Interventiewaarden 8-9-98):

1. RIVM leidt voorstel af volgens de *bestaande procedure*; dat wil zeggen dat voor de huidige methodiek wordt gekozen (dus: geen achtergrondblootstelling mens, geen 'toegevoegd risico benadering' ecosystemen, geen pH in bodemtype-correctie).
2. RIVM berekent:
 - ECOTOX EVBC voor land- en waterbodern en geïntegreerde ECOTOX EBVC (resp. WAARDE 1, 2 en 3);
 - HUM-TOX EBVC voor landbodern (WAARDE 4); eventueel ook voor waterbodern (WAARDE 5; gezien het beperkte tijdsbestek is deze waarde niet opgenomen);
 - Geïntegreerd voorstel voor IW (eco en humaan): WAARDE 6 (via WAARDE 3 en 4).
3. RIVM brengt in beeld:
 - invloed achtergrondblootstelling mens (AB) op WAARDE 4 (en eventueel op WAARDE 6). Dit is alleen de niet zelf te beïnvloeden AB; dat wil zeggen via voedsel, drinkwater, inaderning in het stedelijk gebied, etc.;
 - invloed toepassen van 'toegevoegd risicobenadering' voor ecosystemen op WAARDE 3 (en eventueel op WAARDE 6);
 - invloed van toevoeging van pH in bodemtypecorrectie ECOTOX EBVC en HUM-TOX EBVC (en op WAARDE 6)
4. Bij de mens en ecosystemen zal in deze rapportage geen rekening gehouden worden met gecombineerde blootstelling.

Indien niet expliciet aangegeven wordt de bestaande methodiek gevolgd. Afwijkende aannames en onderwerpen die ter discussie zijn worden als zodanig in de tekst en in de berekeningen aangegeven.

Leeswijzer

Eerst wordt in hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de fysisch-chemische gegevens van lood: de partitievoëfficiënt, bodemtypecorrectie en de bioconcentratiefactor voor gewassen.

Hoofdstuk 3 gaat in op de herziening van de ecotoxicologische ernstige bodemverontreinigingsconcentratie (ECOTOX EBVC) en geeft voor verschillende varianten waarden.

In hoofdstuk 4 wordt de humane MTR voor lood geëvalueerd. In hoofdstuk 5 worden vier aspecten beschreven die van belang zijn voor de blootstelling van de mens aan lood. In hoofdstuk 6 wordt vervolgens op basis van hoofdstuk 4 en 5 voor enkele varianten de humane ernstige bodemverontreinigingsconcentratie (HUM-TOX EBVC) berekend.

In hoofdstuk 7 is een voorstel voor een interventiewaarde voor grond en grondwater voor lood gedaan en zijn conclusies opgenomen.

2. Selectie fysisch-chemische parameters lood

2.1 Bodem-water partiticoëfficiënt en bodemtype-correctieformule

In dit hoofdstuk wordt een algemene beschouwing gegeven over de keuze voor partiticoëfficiënten en bodemtypecorrectie voor alle metalen (paragraaf 2.1.1 t/m 2.1.4) en specifiek voor lood (paragraaf 2.1.5).

2.1.1 Inleiding

Voor zowel de berekening van de interventiewaarde grondwater als van de ECOTOX EBVC is de partiticoëfficiënt benodigd. Een partiticoëfficiënt beschrijft de verhouding van de hoeveelheid van een contaminant in/aan de vaste fase van de bodem en in het poriewater:

$$K_p = C_s / C_{pw} \quad (\text{Vgl. 2.1})$$

K_p	=	partiticoëfficiënt (l/kg _{d.s.}), ook wel: K_d (l/kg _{d.s.})
C_s	=	gehalte in/aan de vaste fase van de bodem (mg/kg _{d.s.})
C_{pw}	=	concentratie in poriewater (mg/l)

Voor C_s wordt in sommige gevallen het totaalgehalte, in andere gevallen alleen het "uitwisselbare gehalte" gehanteerd. Aangezien beoordeling van bodemkwaliteit in de regel geschiedt op basis van het totaalgehalte in de bodem, is het het meest zinvol de K_p t.b.v. de berekening van de interventiewaarde te baseren op dit totaalgehalte.

De meest relevante concentratie voor C_{pw} hangt mede af van de doelstelling. Voor berekening van verplaatsing van stoffen is de *totale concentratie* in het porie- of grondwater relevant, ongeacht de vorm waarin deze zich in de mobiele fase bevindt. Voor de bepaling van ecologische effecten ligt dit aanzienlijk gecompliceerder, daar ieder organisme een eigen specifieke wijze van opname van metalen heeft. In het algemeen kan echter worden gesteld dat de *potentieel beschikbare metaalconcentratie* in poriewater de beste relatie met effecten op ecosystemen heeft [Spurgeon and Hopkin, 1996], m.u.v. organismen die voornamelijk via vaste delen worden blootgesteld. Deze potentieel beschikbare concentratie bestaat uit het vrije metaalion (hierbij is de activiteit van het metaal in oplossing van groot belang) en tevens uit de gecomplexeerde species die op de tijdsschaal van de opnameprocessen instabiel zijn in termen van het kunnen naleveren van door organismen opgenomen metaalionen. Dit laatste kan het geval zijn voor bijvoorbeeld chloridecomplexen, gehydrateerde ionen, maar ook een gedeelte van het aan DOC gebonden metaal. Met andere woorden: de meer stabiele metaalcomplexen in oplossing dragen bij aan transport van metalen in de bodem en grondwater, maar zullen niet of nauwelijks bijdragen aan effecten op ecosystemen.

Bij de in de literatuur gerapporteerde experimenten is niet altijd duidelijk is of er sprake is van de totale concentratie in oplossing of slechts een gedeelte hiervan (deze laatste fractie is bijvoorbeeld te verkrijgen door filtreren van een watermonster; dit heeft echter als nadeel dat nalevering van metaalionen, op de tijdsschaal van de opnameprocessen, niet wordt beschouwd). Bovendien zal een partiticoëfficiënt of sorptievergelijking in de meeste

gevallen gebaseerd zijn op een combinatie van meetgegevens, waarbij voor Cpw verschillende types concentratie in oplossing gebruikt zijn. Om deze redenen wordt t.b.v. de afleiding interventiewaarden in dit stadium niet verder ingegaan op de nadere betekenis van Cpw.

De partitievoëfficiënt wordt gebruikt bij afleiding van de interventiewaarde grondwater (zie paragraaf 2.1.2) en voor afleiding van de bodemtypecorrectie-formule voor de interventiewaarde grond (zie paragraaf 2.1.3).

2.1.2 Toepassing: interventiewaarde grondwater

De interventiewaarde grondwater wordt berekend op basis van de interventiewaarde grond. Hierbij is de interventiewaarde grondwater gedefinieerd als die concentratie in grondwater die in evenwicht is met een gehalte in de bodem gelijk aan de interventiewaarde grond. De berekening kent twee stappen: i) berekening van de concentratie in poriewater dat in evenwicht is met het bodemgehalte gelijk aan de interventiewaarde en ii) de doorvertaling van de concentratie in poriewater naar concentratie in grondwater. De tweede stap vindt plaats door simpelweg te delen door een factor 10 [*Van den Berg en Roels, 1991*], oftewel:

$$IW_{grw} = Cpw(IW_{grond})/10 \quad (\text{Vgl. 2.2})$$

waarbij

IW_{grw} = interventiewaarde grondwater (mg/l)

$Cpw(IW_{grond})$ = concentratie poriewater in evenwicht met een bodemgehalte gelijk aan de interventiewaarde grond (mg/l)

De berekening van de poriewaterconcentratie vindt plaats op basis van een partitievoëfficiënt. Idealiter is dit een representatieve K_p voor een aantal veel voorkomende vormen van lood in een aantal veel voorkomende bodems (geadsorbeerd of als precipitaat) en in grondwater. Voor de berekening van de interventiewaarde grondwater is het noodzakelijk over een partitievoëfficiënt te beschikken die geldig is rondom het niveau van een bodemgehalte gelijk aan de interventiewaarde. Het is niet strikt noodzakelijk dat de partitievoëfficiënt een functie is van de concentratie in het poriewater, zoals bijvoorbeeld nodig is voor de modellering van stoftransport. Indien de concentratie-afhankelijkheid echter bekend is, kan een betere partitievoëfficiënt worden berekend, die geldig is op het niveau van de interventiewaarde.

2.1.3 Toepassing: bodemtypecorrectie interventiewaarde grond

De blootstelling van de mens en het ecosysteem aan lood hangt in sterke mate af van de (bio)-beschikbare fractie, welke bepaald wordt door de bodemkarakteristieken (met name organische stof, lutum en (hydr)oxiden) en bodemcondities (met name pH, zoutsterkte en redoxstatus). De werkelijke (bio)-beschikbare fractie kan wellicht door meting worden bepaald, direct in het veld of via extractietechnieken. Aangezien deze meting een relatief intensieve voorbehandeling vereist, de bepaling niet eenduidig is en de beschikbare fractie in de tijd zal variëren, is meting niet altijd mogelijk en zinvol. Bovendien past een dergelijke meting niet in een generieke beoordeling op basis van potentiële risico's. Op basis van eenvoudige formules, zogenaamde bodemtypecorrectie-formules, wordt bij toepassing van interventiewaarden gepoogd, bij voorkeur met de uit het Oriënterend/Verkenkend onderzoek resulterende gegevens, zo goed mogelijk rekening te houden met de invloed van verschillen in biobeschikbaarheid op de interventiewaarde.

Een interventiewaarde grond is in de regel gelijk aan of de HUM-TOX EBVC of de ECOTOX EBVC, hetgeen voor de bodemtypecorrectie een verschil maakt.

In geval dat de interventiewaarde grond gelijk is aan de ECOTOX EBVC moet de interventiewaarde lineair worden gecorrigeerd voor de biobeschikbare fractie, oftewel de *potentieel beschikbare fractie* in poriewater. Aangezien de (wijze en mate van) blootstelling sterk verschilt per organisme, kan als eerste schatting voor de biobeschikbare concentratie worden uitgegaan van de concentratie in het poriewater. Dientengevolge moet de interventiewaarde grond voor locatie-specifieke toepassing worden gecorrigeerd op basis van de te verwachten locatie-specifieke concentratie in het poriewater t.o.v. de concentratie in het poriewater, waarbij de interventiewaarde bepaald is:

$$IW_{\text{grond,act}} = IW_{\text{grond,st}} \times C_{\text{pw,st}}/C_{\text{pw,act}} \quad (\text{Vgl. 2.3})$$

waarbij

$$\begin{aligned} IW_{\text{grond,act}} &= \text{locatie-specifiek te hanteren interventiewaarde voor grond (mg/kg}_{\text{d.s.}}) \\ IW_{\text{grond,st}} &= \text{interventiewaarde grond voor een standaardbodem (mg/kg}_{\text{d.s.}}) \\ C_{\text{pw,act}} &= \text{daadwerkelijke (locatie-specifieke) concentratie in poriewater (mg/l)} \\ C_{\text{pw,st}} &= \text{concentratie in poriewater bij gehalte gelijk aan IW-grond (mg/l)} \end{aligned}$$

Aangezien bij een bepaald totaalgehalte in de bodem de Kp omgekeerd evenredig is met de concentratie in het poriewater, geldt:

$$IW_{\text{grond,act}} = IW_{\text{grond,st}} \times K_{\text{p,act}}/K_{\text{p,st}} \quad (\text{Vgl. 2.4a})$$

waarbij

$$\begin{aligned} K_{\text{p,act}} &= \text{berekende daadwerkelijke (locatie-specifieke) Kp (l/kg)} \\ K_{\text{p,st}} &= \text{standaard Kp (Kp van een standaard bodem) (l/kg)} \end{aligned}$$

Indien de interventiewaarde gelijk is aan de HUM-TOX EBVC, is het zinvol de bijdrage van de blootstellingsroutes i) blootstelling via gewasinnamende en ii) blootstelling via inhalatie te evalueren. Aanname is dat zowel het contaminant-gehalte in het gewas (welke de blootstelling via gewasinnamende bepaalt) als de binnenluchtconcentratie (welke de blootstelling via inhalatie bepaalt) evenredig is met de concentratie in het poriewater (dit geldt ook voor enkele in omvang minder belangrijke routes). Derhalve zal bodemtypecorrectie van de interventiewaarde alleen plaatsvinden voor de fractie van de blootstelling, f_{mob} , die via deze routes verloopt. Voor de fractie $(1 - f_{\text{mob}})$ vindt dan geen correctie van de interventiewaarde grond plaats (dit geldt voor ingestie van grond). Na additie volgt:

$$\begin{aligned} IW_{\text{grond,act}} &= f_{\text{mob}} \times IW_{\text{grond,st}} \times K_{\text{p,act}}/K_{\text{p,st}} + (1 - f_{\text{mob}}) \times IW_{\text{grond,st}} \\ &= IW_{\text{grond,st}} \times (1 - f_{\text{mob}} + f_{\text{mob}} \times K_{\text{p,act}}/K_{\text{p,st}}) \end{aligned} \quad (\text{Vgl. 2.4b})$$

waarbij

$$f_{\text{mob}} = \text{gecombineerde bijdrage aan totale blootstelling van de blootstellingsroutes i) blootstelling via gewasinnamende en ii) blootstelling via inhalatie (fractie tussen 0-1)}$$

Op deze wijze rekening houden met het aandeel van de blootstelling die via de “mobiele” blootstellingsroutes loopt, indien de interventiewaarde gebaseerd is op de HUMTOX EBVC, is een nieuwe en verbeterde procedure.

De invloed van de poriewaterconcentratie op de blootstelling via grondingestie, eveneens een belangrijke blootstellingsroute, blijft buiten beschouwing. De reden hiervoor is dat aangenomen wordt dat de extractie in de maag, welke de blootstelling via grondingestie bepaalt, wordt bepaald door het totaalgehalte in de bodem en niet door de poriewaterconcentratie. Correctie van de overige routes is niet beschouwd omdat deze slechts in geringe mate bijdragen aan de totale blootstelling.

In geval dat de blootstelling geheel volgens de blootstellingsroutes gewasinnname en inhalatie verloopt ($f_{\text{mob}} = 1.0$) is Vgl. 2.4b gelijk aan 2.4a. Bovendien volgt uit Vgl. 2.4b dat in geval dat de gehele blootstelling via grondingestie verloopt ($f_{\text{mob}} = 0.0$) de locatie-specifiek te hanteren interventiewaarde grond ($\text{IW}_{\text{grond}_{\text{act}}}$) gelijk is aan de interventiewaarde voor een standaardbodem ($\text{IW}_{\text{grond}_{\text{st}}}$).

2.1.4 Selectie: metalen algemeen

De partitievoëfficiënt en de formule voor de bodemtypecorrectie zijn beide gebaseerd op de relatie tussen de concentratie in poriewater ten opzichte van het totaalgehalte. Vanwege compatibiliteit is het zinvol als voor beide gebruikt gemaakt wordt van dezelfde bron.

Voor kwantificering van de K_p bestaan een aantal mogelijkheden. In *Koops et al. (1998)* is gebruik van de diverse K_p 's geëvalueerd voor de verschillende doeleinden. Hierin wordt geconcludeerd dat voor de afleiding van interventiewaarden een aantal opties bestaan:

- Van den Berg/Roels [*Van den Berg en Roels, 1991*], zoals gehanteerd voor de afleiding van de huidige interventiewaarden;
- Van den Hoop [*Van den Hoop, 1995*], afgeleid voor veldbodems zonder lokale belasting;
- Janssen [*Janssen et al., 1996a*], afgeleid voor veldbodems verontreinigd van iets boven de streef tot circa 1.5 x de interventiewaarde;
- gecombineerde Janssen/ Van den Hoop I [*Janssen et al., 1996b*], via de twee voorgaande vergelijkingen, op basis van zowel de “makkelijk beschikbare” bodem-parameters als de overige bodem-parameters;
- gecombineerde Janssen/ Van den Hoop II [*Janssen et al., 1996b*]; idem, maar alleen op basis van de “makkelijk beschikbare” bodemparameters;
- Elzinga [*Elzinga et al., 1997*], op basis van labdata uit de literatuur;
- Bril [*Reinds et al., 1995*], op basis van labdata uit de literatuur.

De hier gegeven vergelijkingen bevatten allemaal bodemafhankelijke parameters, zodat uit iedere vergelijking zowel een partitievoëfficiënt voor een standaardbodem als een bodemtypecorrectieformule te berekenen is. De enige uitzondering is de Van den Berg/Roels-optie. Hierbij is een partitievoëfficiënt afgeleid, waarna op basis van de op Edelman/Lexmond gebaseerde correctieformules voor streefwaarden een correctieformule voor interventiewaarden en voor K_p is afgeleid. In tabel 2.1 zijn deze meest kansrijke mogelijkheden geresumeerd, waarbij ingegaan wordt op de voor- en nadelen voor toepassing van de afleiding interventiewaarden.

Tabel 2.1: Voor- en nadelen van de verschillende partitievergelijkingen.

Partitievergelijkingen	Voordelen	Nadelen
Van den Berg/Roels	. combinatie van 5 partitievoëfficiënten . bodemtypecorrecties op basis van beschikbare parameters (lutum- en organische stofgehalte) . reeds toegepast voor afleiding interventiewaarden grondwater en voor bodemtypecorrectie . consistentie met andere vergelijkingen . afgeleid voor 12 metalen	. combinatie van niet vergelijkbare partitievoëfficiënten (bodem, sediment, berekende K_p's) . onduidelijk bij welke bodemgehalten partitievoëfficiënten bepaald zijn . procedure voor afleiding bodemtypecorrectie is discutabel . correctiefactoren bepaald bij onbelaste bodems en op pragmatische wijze doorvertaald naar de hogere concentratie-range
Van den Hoop	. bepaald voor velddata . consistentie met andere vergelijkingen	. bepaald bij lage gehalten . o.a. functie van CEC
Janssen	. bepaald voor velddata . bepaald bij relevante bodemgehalten (0.15 - 1.5 x IW) . consistentie met andere vergelijkingen	. o.a. functie van gehalte Fe-oxiden
Janssen/ Van den Hoop I	. bepaald voor velddata . redelijk veel data gebruikt . consistentie met andere vergelijkingen	. o.a. functie van Fe-oxiden . concentratie-range tussen streef- en interventiewaarde *
Janssen/ Van den Hoop II	. bepaald voor velddata . redelijk veel data gebruikt . op basis van "makkelijk" beschikbare parameters (pH, H en L) . consistentie met andere vergelijkingen	. minder degelijke statistische onderbouwing dan Janssen/ Van den Hoop I ($R^2_{adj} = 0.60$ i.p.v. 0.71) . concentratie-range tussen streef- en interventiewaarde *
Elzinga	. gebaseerd op zeer veel (lab)data . inclusief concentratieafhankelijkheid	. afgeleid over zeer brede concentratie-range . slechts afgeleid voor Cd, Cu en Zn . beperkte consistentie met andere vergelijkingen
Bril	. gebaseerd op enkele bronnen . inclusief concentratieafhankelijkheid	. afgeleid over zeer brede concentratie-range . slechts afgeleid voor Cd, Cu en Pb . beperkte consistentie met andere vergelijkingen . o.a. op basis van CEC
Buchter	. consensus over toepassing voor streefwaarden . degelijke experimentele onderbouwing	. op basis van niet-Nederlandse data . lage consistentie met andere vergelijkingen
NIEUWE PARTITIE-VERGELIJKING (1999)	. wordt bepaald voor velddata . op basis van "makkelijk" beschikbare parameters (lutum- en organische stofgehalte) . inclusief concentratieafhankelijkheid	. nog niet gedocumenteerd

* Volgens de auteurs is de negatieve invloed van beschouwing van een groter concentratie-bereik gering t.o.v. van de positieve invloed van beschouwing van meer data

Bovendien wordt momenteel op basis van bestaande data (Janssen/Van den Hoop-set, Landelijk Meetnet Bodem) een nieuwe vergelijking afgeleid, waarbij tevens de concentratie van het poriewater als variabele is opgenomen [rapportage 1999; *Otte, 1998*]. Tenslotte wordt de Buchter-vergelijking [*Buchter, 1989*] genoemd, vanwege het feit dat deze vergelijking toegepast wordt voor de afleiding van de streefwaarden. De voor- en nadelen van deze vergelijkingen zijn eveneens in tabel 2.1 opgenomen.

Koops et al. (1998) concluderen dat voor de landbodem de gecombineerde Janssen/Van den Hoop-vergelijkingen en de Van den Berg/Roels-vergelijking de voorkeur verdienen. De volgende argumenten zijn aan te dragen om de overige vergelijkingen te verwerpen:

- Van den Hoop: correctie op basis van CEC is praktisch probleem, aangezien de CEC niet standaard beschikbaar is; bovendien is vergelijking deze bepaald op niveau van onbelaste bodems;
- Janssen: correctie op basis van Fe-oxidegehalte is praktisch probleem, aangezien het Fe-oxidegehalte niet standaard beschikbaar is. Bovendien kan Janssen/Van den Hoop als een verbetering van deze vergelijking worden gezien;
- Bril en Elzinga: bepaald over erg groot concentratie-bereik, beperkte consistentie met andere vergelijkingen en slechts voor drie metalen beschikbaar;
- Buchter: slechte consistentie met andere vergelijkingen en bepaald op basis van niet-Nederlandse data.

Aangezien de nieuwe partitievergelijkingen nog niet afgerond en gedocumenteerd zijn, blijven deze vooralsnog buiten beschouwing. Nadere uitwerking, zie paragraaf 2.1.5, blijft in het kader van deze “herziening interventiewaarde lood” beperkt tot selectie van een partitievoëfficiënt en bodemtypecorrectieformule voor lood.

2.1.5 Selectie voor lood

Aangezien lood sterk adsorbeert aan bodemdeeltjes organische stof, Mn-, Fe-, en Al-hydroxiden en lutum en bovendien stabiele precipitaten vormt (carbonaten, sulfaten), kan lood worden beschouwd als zeer immobiel in de bodem. Een moeilijkheid is dat de bodemparameters die de mobiliteit van lood bepalen elkaar onderling beïnvloeden [*Herms en Brummer, 1980*]: in het hogere pH-bereik is de specifieke binding aan oxiden belangrijk en bij lage pH domineert de niet-specifieke binding aan klei-oppervlakken, waarbij de metalen als beter beschikbaar beschouwd kunnen worden. Bovendien kan onder gereduceerde omstandigheden door de vorming van goed oplosbare organische complexen een toename van de totale concentratie in het poriewater ontstaan bij hogere pH-waarden. Deze organische complexen zullen bijdragen aan transport van de lood in de bodem. Een fractie van deze complexen kan bijdragen aan effecten op ecosystemen, indien deze op de tijdschaal van opnameprocessen lood na zullen leveren. De vorming van mobiele organische complexen beperkt de nauwkeurigheid van een sorptievergelijking op basis van gefitte data: onder gereduceerde omstandigheden kan het opgeloste organische stof in het lage pH-bereik een immobiliserende en in het hoge concentratie-bereik juist een mobiliserende invloed hebben.

Uit § 2.1.4 is te concluderen dat voor lood drie opties beschikbaar zijn voor de bepaling van de K_p en de bodemtypecorrectie. In toenemende mate van degelijkheid en afnemende mate voor mogelijkheden van praktische toepasbaarheid van de bodemtypecorrectie zijn dit: Van den Berg/Roels, Janssen/Van den Hoop II, Janssen/ Van den Hoop I (tabel 2.2).

Tabel 2.2: Partitievoëfficiënt voor een standaard bodem, bodem-specifieke partitievoëfficiënt, degelijkheid en mogelijkheden voor praktische toepasbaarheid van de bodemtypecorrectie

Optie	Partitievoëfficiënt (l/kg) standaard bodem	Bodemspecifieke partitievoëfficiënt (l/kg)	Degelijkheid	Praktische toepasbaarheid
Van den Berg/Roels	2380	$1400+28(L+H)$	-	++
Janssen/Van den Hoop II	14125*	$10^{(0.35pH+2.05)}$	+	+
Janssen/Van den Hoop I	11220**	$10^{(0.24pH-0.43\log OM +0.59\log Fe+1.86)}$	+	-

L = lutumgehalte [%]

H = organische stofgehalte [%]

pH = pH gemeten in 0.01M CaCl₂ extract

Fe = amorf Fe-gehalte [mmol/kg]

*: berekend op basis van de bodemtypecorrectie

** : berekend op basis van de bodemtypecorrectie (Fe-oxidegehalte = 100 mmol/kg)

De beoordeling van degelijkheid is gebaseerd op de conceptuele onderbouwing, de R^2 en het type parameters dat is opgenomen in de vergelijking. De pH is de meest cruciale parameter voor de bepaling van de (bio)beschikbaarheid van lood. Daarnaast zijn het organische stofgehalte en het Fe-oxidegehalte van belang. De mogelijkheid van praktische toepasbaarheid in tabel 2.2 is gebaseerd op de beschikbaarheid van de benodigde input parameters: het organische stof- en lutumgehalte zijn altijd beschikbaar vanuit het Oriënterend/Verkenkend onderzoek, de pH is relatief eenvoudig te bepalen als aanvulling op het Oriënterend/Verkenkend onderzoek. Het Fe-oxidegehalte is moeilijker en minder eenduidig te bepalen.

Janssen/Van den Hoop I is de enige vergelijking die zowel de pH, het organisch stofgehalte als het Fe-oxidegehalte bevat en heeft (dientengevolge) een relatief hoge R^2_{adj} van 0.71.

Janssen/Van den Hoop II, welke afgeleid is op basis van “de best beschikbare parameters” (pH, organische stofgehalte en lutumgehalte) bevat alleen de pH en heeft een R^2_{adj} van 0.60. Hieruit is te concluderen dat de pH inderdaad een cruciale parameter is, dat het lutumgehalte relatief van weinig invloed is op de beschikbaarheid van lood en dat hooguit een lichte verbetering kan worden bereikt in de berekening van de beschikbaarheid door toevoeging van het organische stofgehalte en het Fe-oxidegehalte.

Bovendien volgt uit tabel 2.2, in analogie met Janssen *et al.* (1996b) dat voor de standaardbodem Van den Berg/Roels relatief lage waarden voor de K_p van lood geeft. Volgens verwachting levert de waarde via Janssen/Van den Hoop I en Janssen/Van den Hoop II een waarde van dezelfde orde grootte op.

In tabel 2.3 zijn de partitievoëfficiënten weergegeven voor de Van den Berg/Roels-vergelijking en voor de twee Janssen/ Van den Hoop-vergelijkingen, voor een drietal hypothetische bodems, te weten een bodem met lage, gemiddelde en sterke retardatie. Vergelijking van de diverse partitievoëfficiënten is echter moeilijk, aangezien er verschillende input-parameters worden gebruikt in de diverse vergelijkingen: het is niet duidelijk of verschillen tussen berekende partitievoëfficiënten worden veroorzaakt door verschillen in de partitievoëfficiënten of door (toevallige) keuze van de input-parameters.

Tabel 2.3: *K_p volgens diverse partitie-vergelijkingen (l/kg)*

Partitie-vergelijking	Slechte retardatie: lutum: 5%, H: 2%, pH 5, Fe-ox 10 mmol/kg	Gemiddelde retardatie: lutum: 25%, H: 10%, pH 6, Fe-ox 100 mmol/kg	Sterke retardatie*: lutum: 50%, H: 30%, pH 7, Fe-ox 200 mmol/kg
Van de Berg/Roels	1596	2380	3640
Janssen/ Van den Hoop II	6310	14125	31623
Janssen/ Van den Hoop I	3316	11220	18300

* = lutum en H valt buiten onderzochte range voor Janssen/Van den Hoop I en II

lutum = lutumgehalte [%]

H = organische stofgehalte [%]

pH = pH gemeten in 0.01M CaCl₂ extract

Fe-ox = amorf Fe-gehalte [mmol/kg]

Uit tabel 2.3 blijkt wederom dat Van den Berg/Roels voor alle bodems een relatief lage *K_p* oplevert (factor 2-5 lager dan Janssen/Van den Hoop I). Ook blijkt dat Janssen/Van den Hoop II, de formule waarin alleen de pH opgenomen is, hogere waarden (tot een factor 2) voor *K_p* oplevert dan Janssen/van den Hoop I. Gezien de onzekerheden in partitiecoëfficiënten t.g.v. verschillende in *type* gehalten van de vaste fase en *type* concentraties in het poriewater en de complexe invloed van de bodemparameters op de concentratie in poriewater en onderling op elkaar zijn deze verschillen relatief beperkt.

De pH is verreweg de meest relevante parameter voor de beschrijving van de partitie van lood. Alhoewel de pH van de bodem niet standaard gemeten wordt is de bepaling (gemeten in 0.01 M CaCl₂) relatief eenvoudig en goedkoop. Derhalve wordt de vergelijking Janssen/Van den Hoop II aanbevolen: $K_p = 10^{(0.35pH+2.05)}$ als basis voor de bepaling van de *K_p* en de bodemtypecorrectie. Hiertoe dient de pH (gemeten in 0.01 M CaCl₂) te worden bepaald als aanvulling op de gegevens uit het Oriënterend/Verkenkend onderzoek. Van belang is dat in gevallen waarbij sprake is van een instabiele situatie in relatie tot de bodemeigenschappen, hetgeen bijvoorbeeld het geval is indien landbouwgronden omgezet worden in natuurgebieden, rekening gehouden wordt met veranderingen in de pH. In dat geval moet met een te verwachten “evenwichts-pH” worden gerekend.

Het wordt echter aanbevolen in 1999 gebruik van de nieuwe partitievergelijking, welke in 1999 zal worden gerapporteerd, te overwegen. Met grote waarschijnlijkheid kan op basis van deze vergelijking een verbeterde partitiecoëfficiënt worden berekend bij het bodemgehalte gelijk aan de interventiewaarde, aangezien de concentratie als afhankelijke in de vergelijking wordt opgenomen.

Toepassing van Janssen/Van den Hoop II resulteert in een gemiddelde partitiecoëfficiënt, na additie van pH = 6 (de pH van de standaardbodem) van 14125 l/kg. De bodemtypecorrectie wordt dan, na additie van pH = 6, in Vgl. 2.4a (indien de interventiewaarde gelijk is aan de ECOTOX EBVC) en in Vgl. 2.4b (indien de interventiewaarde gelijk is aan de HUM-TOX EBVC) als volgt:

$$IW_{\text{grond}_{\text{act}}} = IW_{\text{grond}_{\text{st}}} \times (10^{(0.35pH+2.05)}/14125)) \quad (\text{Vgl. 2.5a})$$

respectievelijk:

$$IW_{\text{grond}_{\text{act}}} = IW_{\text{grond}_{\text{st}}} \times (1 - f_{\text{mob}} + f_{\text{mob}} \times (10^{(0.35pH+2.05)}/14125)) \quad (\text{Vgl. 2.5b})$$

Ter illustratie is in Tabel 2.4 de invloed van de bodemtypecorrectieformule weergegeven als functie van de pH, volgens de voorgestelde bodemtypecorrectieformule (Janssen/Van den Hoop II).

Tabel 2.4: Bodemtypecorrectiefactoren als functie van de pH, op basis van Janssen/Van den Hoop II

Retardatie	Zeer slecht: pH = 4	Slecht: pH = 5	Gemiddeld: pH = 6	Sterk: pH = 7	Zeer sterk: pH = 8
Correctiefactor	0.19	0.45	1.00	2.24	5.01

Indien beleidsmatig besloten wordt dat beoordeling van bodemkwaliteit alleen op basis van de standaard beschikbare parameters als humus en lutum plaats kan vinden, wordt aanbevolen de vergelijking van Van den Berg/Roels te handhaven. Aangezien de relatie tussen organisch stof- en lutumgehalte met de (bio-)beschikbare fractie gering is, moet dit echter worden gezien als een zeer zwakke relatie.

2.1.6 Partitie lood in waterbodem

De log K_p voor lood in de waterbodem (sediment) is nodig om een ECOTOX EBVC af te kunnen leiden en is vastgesteld op 5.63 l/kg. Deze log K_p is afkomstig uit het rapport van Crommentuijn et al. (1997). In dit rapport zijn MTR en VR waarden afgeleid voor metalen in het kader van het project Integrale Normstelling Stoffen (INS). In de onlangs verschenen VROM notitie "Integrale Normstelling Stoffen: Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem, water, lucht" [VROM, 1997] zijn MTR's, streefwaarden en de genoemde log K_p voor lood gepubliceerd. Deze log K_p is gebaseerd op metingen over meerdere jaren van het RIZA in gesuspendeerd materiaal in Nederlandse oppervlaktewateren. De uit deze metingen berekende K_p is gedeeld door een - empirisch bepaalde - factor 1,5 voor omrekening van gesuspendeerd materiaal naar sediment.

2.1.7 Conclusies

- De concentratie in het poriewater is zowel benodigd voor de berekening van de interventiewaarde grondwater als voor de correctie voor de biobeschikbaarheid ten behoeve van de bepaling van effecten op ecosystemen. In het optimale geval zou voor beide toepassingen echter een verschillend type concentratie in het poriewater gebruikt moeten worden. In het tweede geval spelen relatief stabiele complexen in oplossing namelijk een minder belangrijke rol. Aangezien de gegevens over het type concentratie in het poriewater in de literatuur meestal ontbreken, wordt in dit stadium voor beide doeleinden dezelfde partitievergelijking gebruikt.
- Met het doel compatibiliteit te garanderen is het zinvol om de partitievergelijking en de bodemtypecorrectie op dezelfde bron (partitievergelijking) te baseren. Zowel de partitievoëfficiënt als de bodemtypecorrectie kunnen worden afgeleid op basis van de bodemparameter-afhankelijke partitievergelijkingen.
- Aangezien de pH verreweg de meest relevante parameter is voor beschrijving van de loodconcentratie in het poriewater wordt de vergelijking Janssen/Van den Hoop II aanbevolen: $K_p = 10^{(0.35pH + 2.05)}$ als basis voor de bepaling van de K_p en de bodemtypecorrectie. Hiertoe dient de pH (gemeten in 0.01 M CaCl₂) te worden bepaald als

aanvulling op de gegevens uit het Oriënterend/Verkenkend onderzoek. In gevallen waarbij sprake is van een instabiele situatie in relatie tot de bodemeigenschappen is het van belang dat rekening gehouden wordt met veranderingen in de pH. Dit resulteert in:

- 14125 l/kg voor de standaard partitievoëfficiënt;
- $IW_{grond_{act}} = IW_{grond_{st}} \times (10^{(0.35pH+2.05)}/14125)$ als bodemtypecorrectie voor de ECOTOX EBVC en;
- $IW_{grond_{act}} = IW_{grond_{st}} \times (1 - f_{mob} + f_{mob} \times (10^{(0.35pH+2.05)}/14125))$ als bodemtypecorrectie voor de HUM-TOX EBVC.

Het wordt echter aanbevolen in 1999 gebruik van de nieuwe partitievergelijking, welke in 1999 zal worden gerapporteerd, te overwegen. Met grote waarschijnlijkheid kan op basis van deze vergelijking een verbeterde partitievoëfficiënt worden berekend bij het bodemgehalte gelijk aan de interventiewaarde, aangezien de concentratie als afhankelijke in de vergelijking wordt opgenomen.

- Indien beleidsmatig besloten wordt dat beoordeling van bodemkwaliteit alleen op basis van de standaard beschikbare parameters als humus en lutum plaats kan vinden, wordt aanbevolen de vergelijking van Van den Berg/Roels te handhaven. Aangezien de relatie tussen organisch stof- en lutumgehalte met de (bio-)beschikbare fractie gering is, moet dit echter worden gezien als een zeer zwakke relatie.
- Voor een betere schatting van de Kp en betere correctie voor beschikbaarheid kan (in de fase van bepaling van het actuele risico?) gebruik worden gemaakt van Janssen/Van den Hoop I, waarbij naast de standaard beschikbare gegevens tevens het Fe-oxidegehalte benodigd is.

2.2 Bioconcentratiefactor (BCF) gewas voor lood

De mate van accumulatie van stoffen in een gewas wordt uitgedrukt door de bioconcentratiefactor (BCF). De BCF is gedefinieerd als de verhouding tussen de concentratie in de plant (in mg / kg droog gewicht) en het gehalte in de bodem (mg / kg drooggewicht). In CSOIL is onderscheid gemaakt in een BCF voor knolgewassen (BCFr) en voor bladgewassen (BCFs). Dit is gedaan vanwege het grote aandeel van aardappelen in het consumptiepakket en de vaak sterke verschillen in de gevonden metaalgehalten [Bockting en van den Berg, 1992]. De opname van metalen zal vooral plaatsvinden via het poriewater en is daarom sterk afhankelijk van de bodemcondities. Hierdoor bestaat er ook een relatie met de partitievoëfficiënt bodem/water.

De huidige (CSOIL) BCF waarden voor lood zijn berekend door Bockting/van den Berg (1992) uit meetgegevens van Sauerbeck/Styperek (1989). Het betrof een groot aantal meetgegevens van veldproeven met diverse groenten over meerdere jaren. Daarbij werden de groenten geteeld op verschillende bodemtypen met uiteenlopende metaalgehalten (hoger dan de streefwaarde). De verontreinigingsbron betrof in alle gevallen verontreinigd slib, waarbij werd vastgesteld dat de gevonden BCF's representatief leken voor andere vormen van verontreinigingen.

De BCF-lood voor bladgewas (groente) en knolgewas (aardappel) is voor de huidige IW-waarde vastgesteld op respectievelijk 0.03 en 0.001 [Bockting en van den Berg, 1992]. De BCF-groente werd berekend door het gemiddelde te nemen van de transferfactoren van 3 gewassen (radijs, sla en spinazie).

Gezien het kleine aantal gewassen waarvan meetgegevens beschikbaar waren, moet een dergelijke generieke BCF als een indicatieve waarde worden gezien.

Idealiter zullen meerdere BCF waarden van veel in moestuinen geteelde gewassen bekend moeten zijn, waardoor een beter onderbouwde BCF kan worden berekend. Bij de berekening van de gemiddelde BCF kan dan tevens rekening worden gehouden met de consumptie-hoeveelheden van de diverse gewassen. In *Versluijs et.al. (1997)* worden een aantal zogenaamde “priority crops” genoemd waarop een gemiddelde BCF-groente bij voorkeur op dient te worden gebaseerd. Bijlage 2 geeft een overzicht van de geselecteerde gewassen. De evaluatie van de plantopname modellering voor metalen is ook onderdeel van een lopend RIVM-project [*Versluijs et.al., 1998*].

Volgens een dergelijke opzet zou de BCF van radijs niet meegenomen mogen worden in de gemiddelde BCF-groenten van Bockting/van den Berg (dit gewas behoort niet tot de zogenaamde “priority crops”). Dit leidt tot een iets hogere BCF-waarde (zie tabel 2.5).

Het Duitse UMS-blootstellingsmodel [*UMS, 1997*] hanteert een gecombineerde BCF voor groenten (3/7-deel) en aardappel (4/7-deel). Deze BCF (0.02) is gebaseerd op verzamelde gegevens van *Sauerbeck en Lübben (1991)*. De gegevens bevatten deels dezelfde proefresultaten als gebruikt door Bockting/van den Berg. Sauerbeck/Lübben berekenden een mediaanwaarde voor de BCF groenten van 0.03.

Voor de berekening van een generieke BCF groenten is gekozen voor het gewogen gemiddelde van alle BCF (hierin zijn de consumptie hoeveelheden verdisconteerd) uitgaande van de data van Sauerbeck/Lübben. Dit resulteert in een BCF van 0.033.

Tabel 2.5 geeft een overzicht van de huidige CSOIL BCF, de veronderstelde spreiding en de resultaten van de hierboven genoemde alternatieve berekeningswijzen.

Tabel 2.5: BCF voor lood

	MIN	GEM	MAX	huidige CSOIL waarde	aantal gewassen
BCF volgens Bockting/vd Berg (1992); gewoon gemiddelde van alle gevonden gewassen					
BCF groente	0.012	0.025	0.044	0.03	3
BCF aardappel	0.0001	0.002	0.006	0.001	
BCF volgens Bockting/vd Berg (1992); gewogen gemiddelde van alleen “priority crops”					
BCF groente	0.0183	0.036	0.0625		2
BCF aardappel	0.0001	0.002	0.006		
BCF volgens UMS (1997); data van Sauerbeck/Lübben; gewoon gemiddelde (groente 3/7 en aardappel 4/7 deel)					
BCF groente + aardappel	0.005	0.02	0.08		
BCF volgens Sauerbeck/Lübben (1991). Alleen eetbare plantendelen (groenten)					
BCF groente		0.05 0.03 (mediaan)	0.51 0.13 (90-perc.)		
BCF, data van Sauerbeck/Lübben (1991); gewogen gemiddelde van alleen “priority crops”					
BCF groente		0.033			5

Conclusie

De verschillende berekeningsmethoden resulteren in marginaal verschillende BCF waarden voor bladgewassen (groenten). Voor een aanpassing van de BCF voor bladgewassen is, op basis van de thans beschikbare data, geen reden (=0.03). De BCF voor knolgewassen (aardappels) kan, op basis van Bockting/van de Berg (1992), op 0.002 (i.p.v. 0.001) worden vastgesteld. Het effect van deze aanpassing op de blootstelling is zeer beperkt.

Op basis het lopende project over plantopname modellering en van het beschikbaar komen van meer BCF-gegevens van “priority crops” in het kader van de Evaluatie Interventiewaarden, kan een modificatie van de BCF in de toekomst alsnog wenselijk zijn.

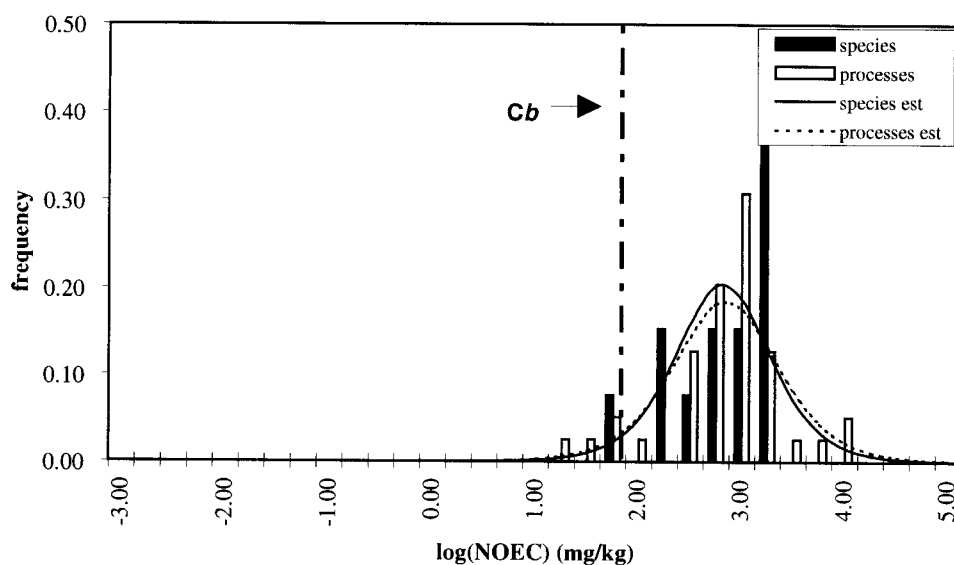
3. Herziening ecotoxicologische ernstige bodemverontreinigingsconcentratie (ECOTOX EBVC)

3.1 ECOTOX EBVC voor lood in bodem

De geselecteerde toxiciteitsgegevens voor bodemorganismen (zie Tabel 1 en 2 in Bijlage 3) komen uit *Janus et al. (1997)*. In deze rapportage staat beschreven hoe deze gegevens geselecteerd zijn uit de bestaande literatuur en welke gegevens daaruit uiteindelijk gebruikt zijn voor extrapolatie. Dit is in overeenstemming met de bestaande methodiek voor interventiewaarden-afleiding.

De verdeling van de beschikbare experimentele NOEC's voor lood voor soorten en processen is weergegeven in figuur 3.1. NOEC's van 40 mg/kg tot 1500 mg/kg voor soorten van zes taxonomische groepen zijn beschikbaar (Bijlage 3, Tabel 1). NOEC's van 15 tot 7700 mg/kg voor 12 verschillende processen zijn beschikbaar (Bijlage 3, Tabel 2). Na de normalisatie van deze data op basis van lutum- en humusgehalte is een HC50(soorten) van 490 mg/kg en een HC50(processen) van 520 mg/kg berekend. Dit resulteert in een ECOTOX EBVC van 490 mg/kg.

Het achtergrondgehalte voor lood in landbodems is 85 mg/kg [*Crommentuijn et al., 1997*]. Dit is gelijk aan de huidige streefwaarde bodem. Als, in afwijking van de bestaande procedure, de "toegevoegd risico benadering" wordt toegepast, dan bedraagt de ECOTOX EBVC 575 mg/kg. Bij deze benadering wordt het achtergrondgehalte toegevoegd aan een risicogrens als de HC50. Het volgen van deze benadering staat nog ter discussie.



Figuur 3.1 Geschatte gevoeligheidsverdeling voor lood voor terrestrische soorten (*species est*; $a=2.7$, $b=0.30$, $n=13$), processen (*processes est*; $a=2.7$, $b=0.33$, $n=39$) en aantal data binnen een categorie. Frequentie van experimentele data binnen een categorie is verkregen door het aantal data binnen een categorie te delen door het totaal aantal data. De verticale lijn (Cb) geeft het niveau van de achtergrondconcentratie (streefwaarde) aan.

In paragraaf 2.1.5 is een bodemtypecorrectiefactor op basis van de pH afgeleid (Vgl. 2.5a). Wil deze vergelijking -in afwijking van de bestaande procedure voor bodemtypecorrectie- worden toegepast, dan dient de pH van de grond die gebruikt is in het toxiciteitsexperiment bekend te zijn. Dit bleek in de toxiciteitsexperimenten niet altijd het geval te zijn. Toepassing van bovengenoemde vergelijking was daardoor mogelijk voor 7 van de 13 data voor soorten, en 34 van de 39 data voor processen.

Dit gaf vervolgens een HC50(soorten) van 450 mg/kg en een HC50(processen) van 665 mg/kg, resulterend in een ECOTOX EBVC van 450 mg/kg. Toepassing van de toegevoegd risico benadering geeft dan een ECOTOX EBVC van 535 mg/kg. Zoals in 2.1.5 is aangegeven staat het gebruik van een alternatieve bodemtypecorrectie nog ter discussie.

In alle gevallen heeft de ECOTOX EBVC een hoge betrouwbaarheid omdat de waarde gebaseerd is op een grote hoeveelheid toxiciteitsdata voor bodemorganismen².

3.2 ECOTOX EBVC voor lood in sediment

De bestaande procedure voor afleiding van de ECOTOX EBVC is niet gebaseerd op waterbodems. Om voor sediment een ECOTOX EBVC af te leiden is de evenwichtspartitiemethode gebruikt. De geselecteerde toxiciteitsgegevens voor waterorganismen (zie Tabel 3 en 4 in Bijlage 3) komen uit *Janus et al. (1997)*. Daarin staat beschreven hoe deze gegevens geselecteerd zijn uit de bestaande literatuur en welke gegevens daaruit uiteindelijk gebruikt zijn voor extrapolatie.

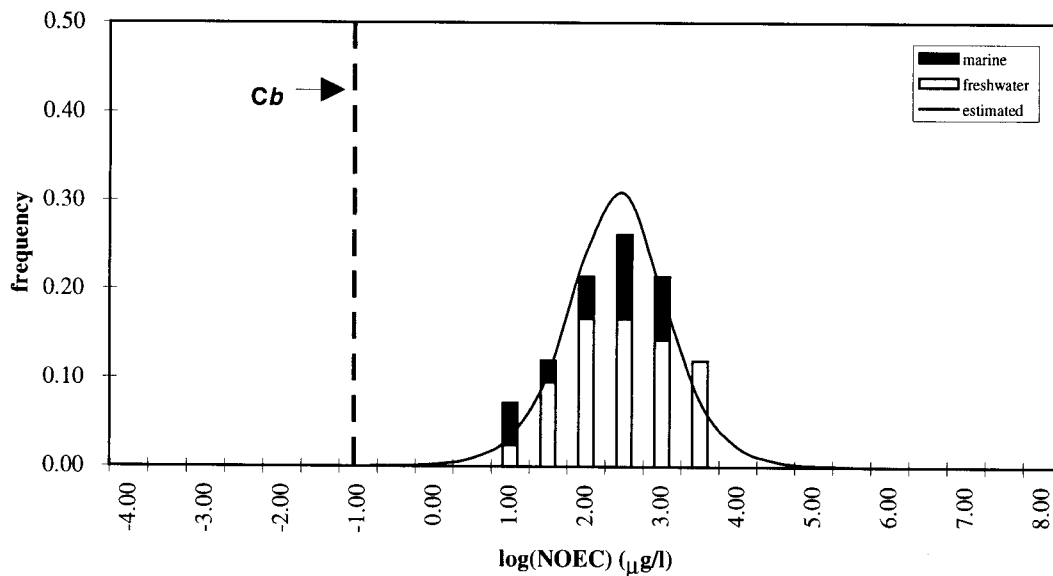
De verdeling van de beschikbare experimentele NOEC's voor aquatische organismen voor lood is weergegeven in figuur 3.2. NOEC's van 9.0 tot 2100 µg/l voor zes taxonomische groepen waren beschikbaar.

Op basis hiervan kan een HC50(aquatische soorten) van 150 µg/l berekend worden. De log K_p voor het afleiden van een ECOTOX EBVC voor sediment is 5.63 l/kg resulterend in een waarde van 64000 mg/kg. Deze log K_p is afkomstig uit *Crommentuijn et al. (1997)* (zie paragraaf 2.1.6).

Omdat slechts een beperkt aantal gegevens beschikbaar waren voor sediment stelde Crommentuijn et al. (1997) het achtergrondgehalte voor sediment gelijk aan bodem. Wordt de 'toegevoegd risico benadering' gevolgd dan heeft dat een verwaarloosbare invloed op de ECOTOX EBVC (blijft 64 g/kg).

De ECOTOX EBVC voor sedimenten heeft een lage betrouwbaarheid omdat de evenwichtspartitiemethode is toegepast.

² Naar aanleiding van TCB-advies (TCB, 1997) zal in verdere traject van herziening interventiewaarden aandacht worden besteed aan de methode voor bepaling en vergelijking van de onzekerheidsscores voor de ECOTOX EBVC en de HUM-TOX EBVC.



Figuur 3.2 Geschatte gevoeligheidsverdeling van soorten voor lood op basis van de gecombineerde dataset ($a=2.2$, $b=0.39$, $n=42$) en frequentie van experimentele NOECs voor zoetwater en zout water (frequentie van experimentele binnen een categorie is verkregen door het aantal data in een categorie te delen door het totaal aantal data). De verticale lijn (Cb) geeft het niveau van de achtergrondblootstelling in zoet oppervlaktewater aan.

3.3 Samenvatting

Volgens de bestaande procedure is een ECOTOX EBVC afgeleid van 490 mg/kg. Het gebruik van een alternatieve bodemtypecorrectie (op basis van pH) voor de normalisatie van toxiciteitsgegevens leidt tot een iets lagere waarde van 450 mg/kg. Het gebruik van de 'toegevoegd risico' benadering leidt in beide gevallen tot iets hogere waarden (zie tabel 3.1). Voor waterbodembodem wordt op basis van de evenwichtspartitie-methode een veel hogere waarde afgeleid. Of een alternatieve benadering (met pH-afhankelijkheid) voor afleiding van de ECOTOX EBVC moet worden gevolgd, staat nog ter discussie.

Tabel 3.1 ECOTOX EBVC voor bodem en sediment voor lood afgeleid in dit rapport (incl. de toegevoegd risico benadering); de ECOTOX EBVC afgeleid door Denneman en Van Gestel (1990); achtergrondgehalten (Cb), MTT (Maximaal Toelaatbare Toename) en het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico), zoals afgeleid in het project "Integrale Normstelling Stoffen. Waarden in mg/kg standaardbodem (met 10% organisch stof en 25% lutum, pH = 6).

	Cb	MTT	MTR	ECOTOX EBVC	ECOTOX EBVC	
	(Crommentuijn, 1997)			(Denneman en Van Gestel, 1990)	dit rapport	bodem sediment
Normalisatie op basis van lutum en organisch-stofgehalte	85	55	140	290	490	64000
Idem, toegevoegd risico benadering	85	55	140	n.v.t.	575	64000
Normalisatie op basis van pH	85			290	450	64000
Idem, toegevoegd risico benadering	85			n.v.t.	535	64000

Denneman en Van Gestel (1990) hebben geen ECOTOX EBVC voor sediment bepaald. De ECOTOX EBVC waarden van 490 en 290 mg/kg verschillen omdat andere ecotoxicologische data-sets zijn gebruikt.

4. Evaluatie humane MTR lood en loodverbindingen

4.1 Inleiding

Bij de interventiewaarden-afleiding leidt het humaan-toxicologisch Maximaal Toelaatbaar risico (MTR-humaan; dit hoofdstuk) en de geschatte blootstelling van de mens (zie hoofdstuk 5) tot de zgn. HUM-TOX EBVC (hoofdstuk 6).

Lood is een zilvergrijs zwaar metaal. De in het algemeen tweewaardige loodverbindingen omvatten zowel goed water-oplosbare zouten (bijvoorbeeld loodacetaat) als nagenoeg onoplosbare verbindingen (bijvoorbeeld loodoxiden). Voorbeelden van organische loodverbindingen zijn de benzine-additieven tetramethyllood en tetraethyllood.

In 1991 werd een humaan-toxicologische MTR voor lood afgeleid [Vermeire et al., 1991] en vastgesteld op een (maximale) inname van $3.6 \mu\text{g.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$. Deze waarde is ontleend aan de FAO/WHO die een inname van maximaal $25 \mu\text{g.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{week}^{-1}$ aanbeveelt (PTWI: provisional tolerable weekly intake) [FAO/WHO, 1987]. Deze maximale inname is gebaseerd op kinderen, die het meest gevoelig voor lood zijn.

De achtergrondblootstelling werd in 1991 geschat op gemiddeld $1.2 \mu\text{g.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$ (volwassenen: 32-34 $\mu\text{g}/\text{dag}$ via voedsel en water en 2.0 $\mu\text{g}/\text{dag}$ via lucht; kinderen: 16-17 $\mu\text{g}/\text{dag}$ via voedsel en water en 0.8 $\mu\text{g}/\text{dag}$ via lucht [Vermeire et al., 1991]. Zie voor achtergrondblootstelling verder hoofdstuk 4.6.

Belangrijkste opname-route in gevallen van bodemverontreiniging: oraal.

4.2 Toxicologie

In de afgelopen jaren is de toxicologie en epidemiologie van lood uitvoerig en kritisch beschouwd en geëvalueerd, zowel in nationaal als internationaal verband: door de FAO/WHO [FAO/WHO, 1993], door de IPCS [IPCS, 1995] en door de Gezondheidsraad [Gezondheidsraad, 1997]. Daarnaast werd de concept-evaluatie van lood door het RIVM geraadpleegd [Janus et. al., 1997], alsmede eerdere internationale evaluaties door de FAO/WHO [FAO/WHO, 1972, 1987], de WHO [WHO, 1980, 1987] en de IARC [IARC, 1987].

Door de mens wordt lood (Pb) geabsorbeerd na ingestie of inademing; absorptie via de huid is minimaal. Na inademing wordt tot 50% daadwerkelijk geabsorbeerd, terwijl (in volwassenen) ca. 10% wordt geabsorbeerd vanuit de voeding. In zuigelingen en kinderen echter kan de absorptie vanuit de voeding tot 50% bedragen.

Loodspiegels in het bloed (PbB) worden gebruikt als maat voor de lichaamsbelasting en de geabsorbeerde (interne) Pb-doses. De relatie tussen PbB en de Pb-concentratie in blootstellingsbronnen is curvilineair, d.w.z. bij lage blootstelling is de absorptie relatief groot, bij hoge blootstelling is de absorptie relatief laag. De halfwaardetijd voor Pb in bloed en zachte weefsels bedraagt ca. 28-36 dagen, maar is aanzienlijk langer (ca. 30 jaar) voor Pb in beenderen. Gedurende de zwangerschap wordt Pb snel overgedragen naar de foetus.

Een toename van de dagelijkse Pb-inname met 1 µg/dag leidt tot een toename van de PbB concentratie van 1.6 en 0.5 µg/L in respectievelijk kinderen en volwassenen. In kinderen van 4 jaar oud wordt de Pb-inname in het algemeen overtroffen door de Pb-uitscheiding als de inname minder is dan 5 µg/kg lg/dag; bij een inname van 5 µg/kg lg/dag bedraagt de Pb-retentie in het lichaam ongeveer 0.43 µg/kg lg/dag, wat in zes maanden bij dat kind tot een toename van de PbB concentratie van 10-20 µg/L leidt. Op basis van deze studies heeft de US-EPA voor een kind van 10 kg, met een mediane bloedspiegel van 100 µg/L, een (lineaire) richtingscoëfficiënt afgeleid van 1.6 µg Pb/L bloed per µg Pb inname per dag.

Bij de mens leidt blootstelling aan Pb tot een verscheidenheid aan biologische effecten, afhankelijk van de hoogte en de duur van de blootstelling. Zowel effecten op het subcellulaire niveau als effecten op het functioneren van het organisme in zijn geheel worden waargenomen, variërend van enzymremming tot evidente morfologische veranderingen en de dood. Zulke effecten vinden plaats over een groot dosis-gebied, waarbij het zich ontwikkelende organisme in het algemeen gevoeliger is dan de volwassene.

Bij verhoogde PbB spiegels wordt de haem-synthese aangetast: er worden een verhoogde protoporfyrine-concentraties in erythrocyten, alsmede een toegenomen urinaire uitscheiding van coproporfyrine en δ-aminolaevulinezuur waargenomen. δ-Aminolaevulinezuur dehydratase en dihydrobiopterine reductase worden al bij lagere PbB concentraties geremd. Deze veranderingen resulteren in een verminderde haemoglobine synthese, en anaemie wordt gezien in kinderen met een PbB gehalte van 400 µg/L en in volwassenen met een PbB gehalte boven 800 µg/L.

Pb is geassocieerd met neurologische gedragsafwijkingen in kinderen. Na langdurige blootstellingen is dit ook in volwassenen (werknemers) waargenomen. Dwarsdoorsnede-onderzoek en prospectief onderzoek in populaties met in het algemeen PbB gehalten lager dan 250 µg/L duiden op verlaging van het intelligentiequotiënt (IQ): vanaf een leeftijd van 4 jaar wordt gemiddeld een vermindering van 1-3 punten gezien (op een schaal waarbij 100 het IQ van de gemiddelde mens vertegenwoordigt) voor iedere 100 µg/L toename in PbB gehalte. Bij PbB gehalten boven 250 µg/L kan de relatie tussen PbB en IQ anders zijn. In epidemiologische studies zijn geen bewijzen gevonden voor het bestaan van een drempelwaarde voor deze effecten.

Proefdieronderzoek heeft aanwijzingen opgeleverd voor een causale relatie tussen Pb en effecten op het zenuwstelsel: er blijken reeds bij PbB gehalten van 110-150 µg/L tekortkomingen in cognitieve functies op te treden, die voortduren tot ver na beëindiging van de Pb-blootstelling. Dit komt overeen met waarnemingen bij mensen (kinderen zowel als volwassenen), die wijzen op de irreversibiliteit van Pb-gerelateerde neurologische en cognitieve schade.

Retentie van de snelheid van zenuwimpulsgeleiding bij mensen kan reeds optreden bij PbB gehalten van 300 µg/L. Bovendien kunnen vanaf ca. 400 µg/L sensorisch-motorische functies negatief worden beïnvloed, terwijl vanaf 350 µg/L functies van het autonome zenuwstelsel kunnen worden aangetast.

Pb heeft slecht indirecte effecten op het hart, deze treden op via het autonome zenuwstelsel; er is geen direct effect op het myocard.

Het is bekend dat Pb schade aan de proximale niertubuli veroorzaakt, een vorm van schade die wordt gekarakteriseerd door aminoacidurie, hypofosfataemie met relatieve hyperfosfataemie en glycosurie, vergezeld van nucleaire inclusion-bodies, mitochondriale veranderingen en cytomegalie van proximale tubulus-epitheelcellen. Deze schade treedt reeds op na relatief kortdurende blootstellingen en is i.h.a. reversibel. Sclerotische veranderingen en interstitiële fibrose, leidend tot een verminderde nierfunctie en mogelijk nierfalen, treden daarentegen pas op na chronische blootstelling aan hoge Pb-gehalten. Een toegenomen risico op nefropathie was waargenomen in werknemers met een PbB gehalte van meer dan 600 µg/L, maar met gevoeliger indicatoren zijn meer recent ook effecten op de nieren waargenomen in de algemene bevolking.

De reproductieve effecten van Pb zijn bij de man beperkt tot spermatelling en -morfologie; bij de vrouw zijn sommige vormen van afwijkende verloop van de zwangerschap wel aan Pb toegeschreven. Volgens aanbevelingen van de WHO [WHO, 1980] dient het PbB gehalte van vrouwen in de vruchtbare leeftijd niet hoger te zijn dan 300 µg/L; zie evenwel hierna voor een meer recente opinie terzake.

Voor zover bekend heet Pb geen nadelige effecten op de huid, de spieren of het immuunsysteem.

Zowel in kinderen als in volwassenen resulteren blootstellingen die leiden tot PbB spiegels van 1000 µg/L en meer tot ernstige consequenties zoals hersenbeschadiging. Bij deze gehalten treedt ook loodkoliek op, één van de klassieke symptomen van loodvergiftiging op.

Na zorgvuldige weging en evaluatie van de grote hoeveelheid toxicologische en epidemiologische literatuur over Pb zijn de FAO/WHO JECFA [FAO/WHO, 1993] en de IPCS [IPCS, 1995] tot de conclusie gekomen dat bij PbB niveaus van 50 µg/L en lager geen voor de gezondheid schadelijke effecten zullen optreden. Teneinde met name kinderen tegen overschrijding van dit gehalte te beschermen, heeft de FAO/WHO JECFA in 1986 zijn eerdere PTWI van 50 µg/kg lg voor volwassenen (die was vastgesteld in 1972 [WHO/JECFA, 1972] op basis van een netto lood-absorptie uit voeding en drinkwater van 10%) herzien en voor kinderen een PTWI van 25 µg/kg lg vastgesteld [FAO/WHO, 1987]. Deze PTWI heeft betrekking op Pb-opname vanuit alle bronnen, en werd specifiek voor kinderen vastgesteld omdat zij de voor Pb meest gevoelige groep in de bevolking zijn. De doelstelling was om te voorkomen dat PbB spiegels in kinderen tot boven het niveau van 50 µg/L zouden stijgen, zodat netto geen accumulatie van Pb in het lichaam zou optreden, waarbij uitgegaan werd van een netto lood-absorptie vanuit de voeding van 40% en een netto retentie in het lichaam van 30%. In 1993 zijn deze PTWI's opnieuw herzien, en als gevolg daarvan is besloten om de PTWI voor volwassenen van 50 µg/kg lg uit 1972 in te trekken, en de PTWI voor kinderen van 25 µg/kg lg geldig te verklaren voor kinderen én volwassenen (gepubliceerd door de IPCS [IPCS, 1995]). Dit besluit was gebaseerd op de overweging dat volwassenen weliswaar minder gevoelig zijn voor de effecten van lood dan kinderen, maar dat de bescherming van de foetus - die minstens net zo gevoelig is voor de effecten van Pb op de mentale ontwikkeling als het jonge kind - een PTWI voor volwassenen (in het bijzonder vrouwen in de vruchtbare leeftijd) noodzakelijk maakt die net zo laag is als die voor kinderen.

4.3 Evaluatie

De hede ten dage geldende PTWI van $25 \mu\text{g.kg}_{\text{kg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$ zoals in 1995 afgeleid door de FAO/WHO JECFA [IPCS, 1995] is door het RIVM overgenomen [Janus et al., 1997]. Deze PTWI is ook door de Gezondheidsraad overgenomen [Gezondheidsraad, 1997].

4.4 Evaluaties door andere instanties

De IARC heeft vastgesteld dat er onvoldoende bewijs is voor de carcinogeniteit van Pb en anorganische Pb-verbindingen in mensen, maar dat er voldoende bewijs is voor de carcinogene potentie van specifieke anorganische Pb verbindingen in proefdieren (ratten). Pb werd dan ook als een *group 2B compound* ('possibly carcinogenic to humans') geclassificeerd [IARC, 1987].

Met betrekking tot beroepsmatige blootstellingen heeft de WHO aanbevolen dat PbB gehalten van werknemers het niveau van $400 \mu\text{g/L}$ niet te boven mogen gaan [WHO, 1980].

Richtlijnen ten aanzien van drinkwater schrijven gehalten voor van $10 \mu\text{g/L}$ [WHO, 1993; European Union, 1998].

De WHO beveelt in zijn richtlijn voor de kwaliteit van de buitenlucht een gehalte van $0.5 - 1 \mu\text{g/m}^3$ aan als langdurig (bijv. jaarlijks) gemiddelde [WHO, 1987].

4.5 Conclusie

Op basis van de volksgezondheid zijn er geen argumenten om de huidige humaan-toxicologische PTWI voor Pb van $25 \mu\text{g.kg}_{\text{kg}}^{-1}.\text{week}^{-1}$, zoals vastgesteld door de FAO/WHO [IPCS, 1995] te wijzigen. Met deze PTWI mag worden aangenomen dat de kans op netto accumulatie van Pb in het menselijk organisme hoogst onwaarschijnlijk is.

Om praktische redenen echter (met name de berekeningen van de humaan-toxicologische ernstige bodemverontreinigingszogenaaamde *serious soil contamination concentrations* met behulp van het CSOIL model [van den Berg, 1995]), is een toelaatbare inname per dag (MTR) nodig. Voor deze toepassing wordt de PTWI gedeeld door 7, resulterend in een waarde van $3.6 \mu\text{g.kg}_{\text{kg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$. De humane MTR voor Pb wordt derhalve gehandhaafd op het niveau van $3.6 \mu\text{g.kg}_{\text{kg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$.

5. Herziening humane blootstelling

5.1 Inleiding

Voor de bepaling van de blootstelling-humaan zijn een aantal parameters van belang, waarvan een gedeelte ook voor de Evaluatie interventiewaarden als geheel van belang is. De parameters waarvoor dit geldt, zijn zoveel mogelijk in de volle breedte geëvalueerd. Voor de parameters waarvoor het niet mogelijk was dit in het korte tijdsbestek uit te voeren, is de bestaande waarde gehandhaafd. In tabel 5.1 zijn de huidige gegevens voor de HUM-TOX EBVC en de interventiewaarde grond voor lood opgenomen.

Belangrijke input-parameters voor de humane blootstelling aan lood zijn:

1. Biobeschikbaarheid in het lichaam (relatieve absorptiefactor; nu 1);
2. Ingestie van grond door kinderen (en volwassenen); nu 150 mg/dag (resp. 50 mg/dag);
3. Gewasconsumptie: totale gewasconsumptie (nu kind: 74.8.1 g_{wwt} knol, 76.1 g blad_{wwt}; volw: 136.7 g_{wwt} knol, 157.8 g_{wwt} blad) en gehalte verontreinigd gewas in standaardscenario (nu: 0.1);
4. BCF-waarde lood voor wortel en knol (zie paragraaf 2.2).

Evaluatie van de genoemde aspecten is te vinden in paragraaf 5.3 t/m 5.5. In hoofdstuk 2 is reeds ingegaan op de herziening van de bioconcentratiefactor lood (BCF_r, BCF_s).

In paragraaf 5.6 wordt ingegaan op de achtergrondblootstelling van de mens. Het wel of niet betrekken van deze blootstelling bij de afleiding van de HUM-TOX EBVC is uiteindelijk een beleidsmatige beslissing. In hoofdstuk 6 wordt op basis van de gegevens in hoofdstuk 2, 4 en 5 een herziene HUMTOX EBVC afgeleid.

Alvorens op genoemde input-parameters wordt ingegaan, wordt in 5.2 de blootstelling kind voor toetsing aan het MTR-humaan (MTR-kind) besproken.

Tabel 5.1 Huidige gegevens HUM-TOX EBVC en interventiewaarde grond

scenario	HUM-TOX EBVC (mg/kg)	bijdrage aan totale blootstelling ingestie grond (%)	consumptie gewas (%)
kind	300	84	16
volwassene	2275	45	54
levenslang (kind+volw.)	1460	61	39
	IW grond ¹ (mg/kg)		
actueel vastgesteld	530	84	16

1) de huidige interventiewaarde grondwater voor lood is 75 µg/l.

5.2 Toetsing blootstelling kind

In de standaardprocedure voor afleiding van interventiewaarden wordt uitgegaan van de levenslang gemiddelde blootstelling. Uit hoofdstuk 4 (herziening MTR-humaan) blijkt dat de meest gevoelige groep voor lood kinderen zijn. Omdat bovendien de blootstelling van kinderen relatief hoog is ervoor gekozen, net als bij de huidige afleiding van de interventiewaarde voor lood, alleen de blootstelling van kinderen (leeftijd 1 t/m 6) te gebruiken voor toetsing aan het MTR-humaan.

Mede vanwege de hogere gevoeligheid van zuigelingen en kinderen heeft de Gezondheidsraad recentelijk het advies gegeven om de drinkwaternorm voor lood te verlagen van 50 µg/l naar 10 µg/l. Als meest gevoelige leeftijdscategorie voor de blootstelling aan lood worden de zuigeling (tot 1 jaar) en wellicht de peuter (1-4 jaar) verondersteld [Gezondheidsraad, 1997].

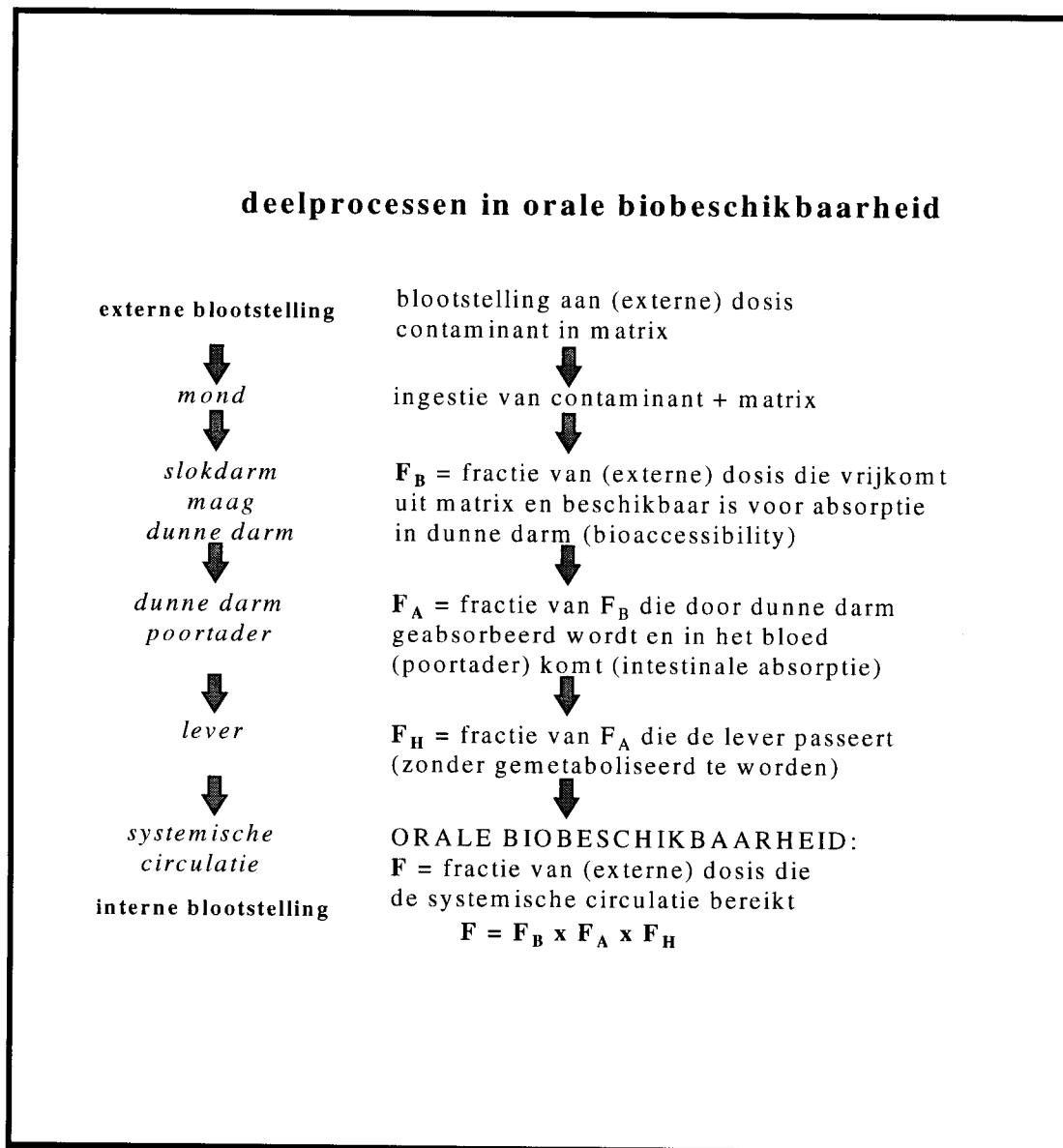
Voor de zuigeling is de blootstelling aan lood van verontreinigde bodems waarschijnlijk verwaarloosbaar (gewas consumptie en grondingestie zijn nihil). De meest gevoelige groep m.b.t. lood van verontreinigde bodems zal de peuter zijn, aangezien per kg lichaamsgewicht in deze periode de hoogste blootstelling via grondingestie en gewasconsumptie is te verwachten.

Voor bepaling van de humaan-toxicologische ernstige bodemverontreinigingsconcentratie (HUM-TOX EBVC) wordt, in overeenstemming met de bestaande procedure voor lood, geen gebruik gemaakt van de levenslang gemiddelde blootstelling. Deze benadering kan ook voor andere stoffen gevolgd worden, wanneer bekend is dat toxicologische effecten juist in de kinderjaren kunnen optreden.

5.3 Orale biobeschikbaarheid van lood uit grond in relatie tot de MTR-humaan

5.3.1 Orale biobeschikbaarheid in relatie tot de MTR-humaan

De term biobeschikbaarheid is een term die vele interpretaties kent, meestal afhankelijk van het vakgebied waarin er onderzoek naar gedaan wordt. De biobeschikbaarheid waar het in dit hoofdstuk over gaat betreft orale biobeschikbaarheid van contaminanten uit gecontamineerde grond. In figuur 5.1 wordt weergegeven uit welke deelprocessen orale biobeschikbaarheid is opgebouwd.



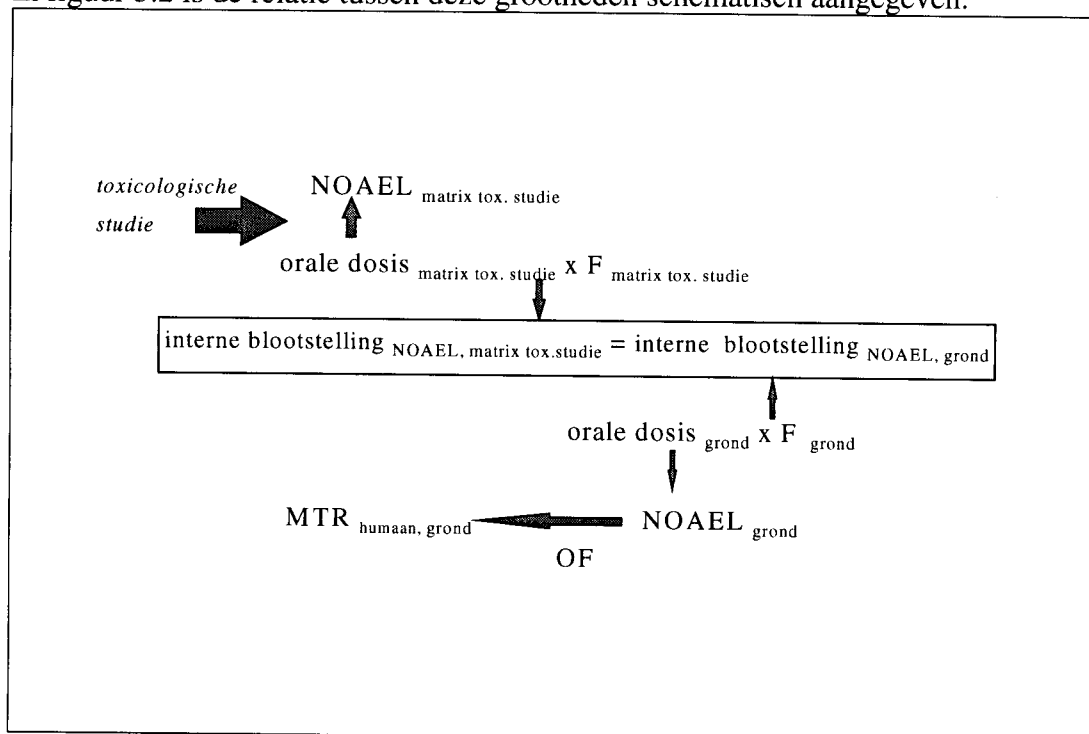
Figuur 5.1 Deelprocessen in orale biobeschikbaarheid.

Uit deze figuur kan worden afgeleid dat de matrix (bijv. voeding, drinkwater, etc.) waarmee de contaminant wordt aangeboden van belang is voor de uiteindelijke biobeschikbaarheid. Het is tevens belangrijk om te beseffen dat de biobeschikbaarheid van een contaminant dus eigenlijk altijd in relatie tot de toegediende matrix moet worden gedefinieerd. Dit heeft tot gevolg dat dezelfde externe dosis lood, ingenomen in de vorm van matrix A, tot een andere interne blootstelling aan lood kan leiden dan na inname van dezelfde externe dosis lood in de vorm van matrix B. Uit de literatuur [Ruby et al. 1992; Ruby et al. 1993; Ruby et al. 1996] is gebleken dat het matrix effect van grond op de orale biobeschikbaarheid van lood in sterke mate afhangt van bodemeigenschappen (klei, organische stofgehalte, pH etc.).

Onder interne blootstelling wordt verstaan de hoeveelheid stof/contaminant die daadwerkelijk in de bloedbaan en in de organen terecht is gekomen. Deze interne blootstelling is bepalend voor het al dan niet optreden van toxische effecten. De risicobeoordeling wordt bemoeilijkt doordat de NOAEL en MTR gekoppeld zijn aan een bepaalde interne blootstelling maar uitgedrukt worden als externe dosis. De vertaling van externe dosis naar interne blootstelling is afhankelijk van de matrix (zie figuur 5.1). Men dient zich daarom altijd af te vragen voor welke matrix (en welk biobeschikbaarheidspercentage) de NOAEL en MTR geldt.

De (externe) dosis is de hoeveelheid contaminant/stof die iemand inslikt, inademt etc. (Externe) dosis wordt ook wel omschreven als externe blootstelling. Indien een stof wordt ingeslikt, wordt de stof pas als “intern” beschouwd nadat de stof vanuit het maagdarmkanaal door de darmwand is geabsorbeerd en door de lever is getransporteerd. Kortom: *de orale biobeschikbaarheid geeft aan welk deel van de externe dosis uiteindelijk tot interne blootstelling leidt.* (N.B. De interne blootstelling kan niet simpelweg berekend kan worden door de externe blootstelling met de biobeschikbaarheid te vermenigvuldigen, omdat interne blootstelling uitgedrukt wordt als concentratie * tijdseenheid; **interne blootstelling $\neq$ biobeschikbaarheid x externe dosis**)

De relatie tussen de orale biobeschikbaarheid van een stof en de MTR is een complex geheel. In figuur 5.2 is de relatie tussen deze grootheden schematisch aangegeven.



Figuur 5.2 Relatie tussen orale biobeschikbaarheid en MTR-humaan (voor grond); (F = orale biobeschikbaarheid; NOAEL = no-observed-adverse effect level; OF = onzekerheidsfactoren).

5.3.2 Orale biobeschikbaarheid in relatie tot de huidige MTR-humaan voor lood (MTR van 1991)

De MTR voor lood (zie hoofdstuk 4) van 1991 is mede vastgesteld op basis van een studie waarbij aan babies/kinderen lood in een bepaalde matrix is toegediend [bron: FAO/WHO, 1987]. Bij deze matrix hoort een bepaald biobeschikbaarheidspercentage van lood. Dit betekent dat de MTR van 1991 eigenlijk alleen geldt voor blootstelling via die lood-matrices die resulteren in datzelfde biobeschikbaarheidspercentage van lood. Het verdient aanbeveling om de onderliggende studies voor de MTR van 1991 nogmaals te evalueren en

- na te gaan voor welke matrix deze MTR geldt en;
- het biobeschikbaarheidspercentage van lood voor deze matrix vast te stellen (40 of 50%; zie paragraaf 4.1).

Vervolgens dient per relevante matrix het biobeschikbaarheidspercentage van lood te worden vastgesteld en te worden vergeleken met het biobeschikbaarheidspercentage waarop de MTR van 1991 gebaseerd is. Als de biobeschikbaarheidspercentages overeenkomen kan de MTR van 1991 gebruikt worden voor alle matrices. Komen de biobeschikbaarheidspercentages niet

overeen, dan moet een correctiefactor voor het verschil in biobeschikbaarheidspercentage worden toegepast.

In 1991 is wel geconstateerd dat de matrix van belang is bij het vaststellen van de MTR, maar door een gebrek aan informatie over de orale biobeschikbaarheid van lood uit grond is destijds gekozen om de biobeschikbaarheid uit grond gelijk te stellen aan die uit andere matrices gebruikt voor het afleiden van de MTR. Deze keuze wordt in het model CSOIL [Van den Berg, 1995] zichtbaar in de formules waar fa (= *relatieve* absorptiefactor) op 1 is gesteld.

In de huidige situatie wordt de MTR voor oraal ingenomen lood via ingestie van grond (in CSOIL: DI_{lood}) als volgt geschat:

$DI = AID * Cs * fa/W$ [formule 1.8 in Van den Berg, 1995]

$DI_{lood} = AID * HUM-TOX EBVC_{lood} * fa/W$

waarbij

DI = dagelijkse opname via ingestie van grond

AID = dagelijkse innamehoeveelheid grond

Cs = gehalte in de bodem

W = lichaamsgewicht

fa = relatieve absorptiefactor

$HUM-TOX EBVC$ = humaan toxicologische ernstige bodemverontreinigingsconcentratie

(N.B. in bovenstaande formule wordt geen rekening gehouden met de achtergrondblootstelling aan lood)

In CSOIL kan de naamgeving van **fa** , de ***relatieve* absorptiefactor** tot verwarring leiden daar absorptie een deelproces van orale biobeschikbaarheid is en dus niet alle processen van orale biobeschikbaarheid omvat. Een correctere term is de ***relatieve* biobeschikbaarheidsfactor** (***relatieve F***). Daarom zal verder in de tekst de term 'relatieve biobeschikbaarheidsfactor' worden gebruikt in plaats van 'relatieve absorptiefactor'.

Tot nu toe wordt in de risicoschatting voor contaminanten in bodem de relatieve biobeschikbaarheidsfactor (relatieve F) steeds op 1 gesteld. Deze *relatieve* F_{grond} kan gezien worden als een ratio van de twee biobeschikbaarheidsfactoren F_{grond} en $F_{MTRlood'91}$, waarbij F_{grond} gedefinieerd wordt als de orale biobeschikbaarheid van lood uit grond (F_{grond}) en $F_{MTRlood'91}$ gedefinieerd wordt als de orale biobeschikbaarheid van lood uit de matrix die in de studies ter onderbouwing van de $MTR_{lood'91}$ is gebruikt ($F_{MTRlood'91}$). In formule:

relatieve $F_{grond} = F_{grond} / F_{MTRlood'91} = 1 \Rightarrow F_{grond} = F_{MTRlood'91}$.

Aangezien in de meer recente literatuur het vermoeden is gerezen dat de orale biobeschikbaarheid van contaminanten uit bodem veel lager zou zijn dan uit andere matrices als voeding en drinkwater (deze matrices zijn gebruikt in studies die voor de MTR-berekening worden gebruikt), wordt genoemde aanname ($F_{grond} = F_{MTRlood'91}$) verder uitgewerkt [Hamel et al. 1998; Ruby et al. 1992; Ruby et al. 1993; Ruby et al. 1996; Sheppard 1998]. Hiertoe is bij het RIVM onderzoek opgezet met als specifiek doel de orale biobeschikbaarheid van contaminanten, waaronder lood, uit grond te bepalen.

5.3.3 Experimentele gegevens van *in vitro* digestiemodel t.b.v. onderbouwing orale biobeschikbaarheid

5.3.3.1 Bepalen van deelprocessen van orale biobeschikbaarheid van lood in grond

Om de orale biobeschikbaarheid van lood uit een matrix te bepalen dient men informatie over de verschillende deelprocessen van orale biobeschikbaarheid te verkrijgen, immers:

$$F = F_B \times F_A \times F_H \text{ (zie figuur 5.1)}$$

(N.B. voor lood geldt dat het niet gemetaboliseerd wordt in de lever, dus $F_H = 1$)

Binnen het Laboratorium voor Blootstellingsonderzoek van het RIVM wordt onderzoek gedaan naar de orale biobeschikbaarheid van contaminanten uit grond. Hiertoe wordt gebruik gemaakt van een binnen dit laboratorium ontwikkeld *in vitro* digestiemodel (zie bijlage 4). Met dit model kunnen alleen data met betrekking op de F_B van een contaminant worden gegenereerd. Deze gegevens geven echter nog geen specifieke informatie over de daadwerkelijke absorptie in de darm (F_A). De gegevens die voor de MTR-berekening nodig zijn omvatten echter zowel bioaccessibility als absorptie in de darm, omdat de MTR een externe dosis is die naar een interne blootstelling moet worden vertaald.

De gegevens over beide parameters, bioaccessibility en absorptie, kunnen verkregen worden door de bioaccessibility-gegevens te vermenigvuldigen met absorptiepercentages voor een contaminant die in een oplossing is toegediend (afkomstig uit de wetenschappelijke literatuur). Zo ontstaan gegevens over orale biobeschikbaarheid (mits $F_H=1$), die met elkaar kunnen worden vergeleken.

5.3.3.2 *In vitro* experimenten: bioaccessibility van lood uit grond

In de afgelopen jaren zijn bij het RIVM diverse experimenten uitgevoerd naar bioaccessibility van lood uit grond. Hiertoe zijn enerzijds artificieel gecontamineerde bodems (grond waaraan bepaalde hoeveelheden lood zijn toegevoegd) en anderzijds historisch gecontamineerde bodems (zgn. praktijkmonsters) onderzocht in het *in vitro* digestiemodel. Voor de artificieel gecontamineerde bodems is gevarieerd met de toegevoegde loodspeciatie (-chloride, -nitraat, -sulfaat en -acetaat), met bodemtypen (8 bodems die representatief zijn voor Nederland) en met het loodgehalte (265 - 2650 mg lood/kg droge stof). De historisch gecontamineerde bodems zijn eerder in een studie door TAUW [TAUW Milieu, 1997] onderzocht met het TNO Gastro Intestinal Model (TIM). Het *in vitro* digestiemodel LBO/RIVM verschilt van dit TIM systeem in het feit dat TIM de resultante van bioaccessibility (F_B) x absorptie (F_A) weergeeft en in het *in vitro* digestiemodel alleen informatie over F_B wordt verworven. Bij het RIVM is de keuze gemaakt om in eerste instantie alleen onderzoek te doen naar F_B , omdat deze fractie bepaald wordt door bodemkarakteristieken (samenstelling, contaminatie-niveau en loodspeciatie). In principe is F_A onafhankelijk van de matrix maar wel specifiek voor de contaminant. Fysiologisch onderbouwde gegevens over F_A kunnen dus in principe uit *in vivo* experimenten (dier of mens) met een oplossing waarin lood aanwezig is worden verkregen. Deze gegevens zijn reeds in de literatuur te vinden en bevatten minder onzekerheden dan een artificieel *in vitro* systeem als TIM (in TIM wordt de darmwand nagebootst door middel van een soort semipermeabele membraan). De beperkingen van TIM ten aanzien van het bepalen van F_A worden nader uitgelegd in het proefschrift van Minekus [Minekus, 1998], General Discussion). Hierin wordt gesteld: “.... For the study of mineral absorption, the molecular weight cut off of 5000 implies that all soluble minerals are absorbed rapidly through the membrane. *In vivo*, absorption is also dependent on the condition and requirements of the body.....Because absorption of nutrients in the model is determined by the nutrients' size, matrix, solubility, binding to other compounds and digestibility, only luminal availability can be assessed. The model is not suitable to determine the bioavailability of a nutrient if the mechanism of absorption and the transport to the target site are important.....”.

In de experimenten bij het RIVM met **artificieel gecontamineerde bodems** (265 - 2650 mg lood/kg droge stof) varieerde de bioaccessibility van 7 tot 72 %. Daarbij bleek dat bioaccessibility van lood zowel bodemtype-afhankelijk als contaminatieniveau-afhankelijk is. Er zijn trends geconstateerd dat het kleipercentage van de bodem en F_B aan elkaar gerelateerd zijn, maar het is nog niet duidelijk welke bodemkarakteristieken uiteindelijk bepalend zijn voor bioaccessibility. Wat betreft bioaccessibility en het contaminatieniveau is geen lineair verband geconstateerd.

In de **historisch gecontamineerde bodems** is het moeilijk om een goed beeld van de bioaccessibility te krijgen (tabel 5.2), omdat het niet duidelijk is aan welk loodgehalte in de bodem gerefereerd moet worden. Het loodgehalte in de bodem is door drie laboratoria bepaald (zie tabel 5.2, method 1,2,3). Daar de variatie in de loodgehaltes van dezelfde bodems tussen de drie laboratoria groot is, zijn de resultaten van de bioaccessibility berekend voor elke methode afzonderlijk.

Tabel 5.2. Bioaccessibility van lood uit historisch gecontamineerde bodemonsters.

soil sample	Pb present in soil			Pb extracted from soil		bioaccessibility					
	method 1	method 2	method 3	mean	CV	method 1		method 2		method 3	
	µg Pb/g soil*	µg Pb/g soil*	µg Pb/g soil**			mean (%)	CV (%)	mean (%)	CV (%)	mean (%)	CV (%)
sample 1, town A	180	360	180	92	7	51	7	25	7	51	7
sample 2, town A	330	280	300	176	3	53	3	63	3	59	3
sample 3, town A	390	430	250	233	2	60	2	54	2	93	2
sample 4, town A	850	930	430	455	10	54	10	49	10	106	10
sample 5, town A	650	530	520	321	8	49	8	61	8	62	8
sample 6, town A	750	640	500	428	9	57	9	67	9	86	9
sample 7, town A	1300	1900	1320	1085	49	83	49	57	49	82	49
sample 8, town A	2300	2300	670	44	8	2	8	2	8	7	8
sample 9, town B	400	700	460	137	36	34	36	20	36	30	36
sample 10, town B	450	690	390	22	46	5	46	3	46	6	46
sample 11, town B	650	1200	600	239	9	37	9	20	9	40	9
sample 12, town B	800	910	300	351	9	44	9	39	9	117	9
sample 13, town B	1400	1200	930	495	2	35	2	41	2	53	2
sample 14, town C	1000	1050	980	33	35	3	35	3	35	3	35
sample 15, town C	2500	1400	870	623	15	25	15	45	15	72	15

*g soil is expressed in g dry weight

** indirect method to determine Pb content of soil has been used. ;g soil is expressed in g dry weight

The amount of lead present in soil has been determined at three laboratories. Each laboratory has used its own method.

Method 1 and 2: see report TAUW Milieu b.v., Biologische beschikbaarheid van lood uit grond van de gemeente Arnhem, Haarlem en Rotterdam, 1998, p. 12, tabel 2. Method 3: idem, p. 22, tabel 4.

Indien van de absolute bioaccessible fractie (kolom "Pb extracted from soil") wordt uitgegaan, dan blijkt dat in het TIM een F_A van minder dan 10% zou moeten gelden om op de uiteindelijke absorptiepercentages (= biobeschikbaarheid) gerapporteerd in het rapport van TAUW [TAUW Milieu, 1997, pagina 22] uit te komen. Dit is erg laag gezien de F_A (absorptiefractie) die in datzelfde systeem voor een oplossing wordt gevonden, i.e. 96%. Uit dierstudies [Aungst et al. 1981; Dieter et al. 1993; Freeman et al. 1991; Mahaffey et al. 1980] blijkt dat voor absorptie van lood uit oraal ingenomen oplossingen (waarbij $F_B = 1$) met een beduidend hogere F_A dan 10% rekening moet worden gehouden. De vraag is dan ook in hoeverre in de studie van TAUW [TAUW Milieu, 1997] de biobeschikbaarheid van lood wordt onderschat. Een andere mogelijkheid is dat in het TIM-model de bioaccessible fractie lager is dan in het RIVM-model. Op basis van de F_A die voor een oplossing wordt gevonden (96%), kan men verwachten dat de F_B een factor 10 lager is in het TIM-model.

Ondanks de onduidelijkheden over contaminatie-niveaus en de waarde van TIM of het *in vitro* digestiemodel voor het bepalen van biobeschikbaarheid van lood uit grond, kan worden geconcludeerd dat er een grote mate van spreiding is tussen de bioaccessible/ biobeschikbare fractie van de verschillende monsters. Deze spreiding lijkt niet gecorreleerd te zijn aan het

contaminatie-niveau. Onderzoek aan artificieel gecontamineerde monsters geeft aan dat bodemkarakteristieken wellicht meer van invloed zijn op de bioaccessibility van lood. Wat betreft bioaccessibility en het contaminatieniveau is geen lineair verband geconstateerd. Deze laatste bevinding impliceert dat voor de risico-schatting het gebruik van een uniforme waarde voor de orale biobeschikbaarheid van lood uit grond (F_{grond}) niet haalbaar zal zijn. Daarom zijn in paragraaf 5.3.3.3 verschillende scenario's uitgewerkt.

5.3.3.3 Berekening van orale biobeschikbaarheid van lood uit grond en relatieve biobeschikbaarheid van lood

Berekening van biobeschikbaarheid van lood uit grond (F_{grond}) en de relatieve biobeschikbaarheid van lood (relatieve F_{grond}) aan de hand van verschillende scenario's:

A. WORST CASE:

Literatuurdata waarbij intestinale absorptie uit een oplossing (in dit geval is $F_B = 1$) is bepaald, kunnen worden gebruikt om de gegevens over bioaccessibility te vertalen naar biobeschikbaarheid. Als worst case kan $F_A = 0,7$ of 70% (Flanagan et al. 1982; Heard and Chamberlain 1982; Heard et al. 1983) worden aangehouden. Uitgaande van deze F_A en F_B variërend van 7 tot 72% (mediaan: 29%; 90-percentiel: 61%), kan voor de artificieel gecontamineerde monsters een orale biobeschikbaarheid van lood uit grond van 5 - 58 % (mediaan: $0,7 \times 29\% = 20\%$; 90-percentiel: $0,7 \times 61\% = 43\%$) worden berekend.

Voor de historisch gecontamineerde monsters bedraagt F_B 2 tot 83% (mediaan: 44%; 90-percentiel: 59%), hetgeen zou resulteren in een orale biobeschikbaarheid van lood uit grond van 1 - 58 % (mediaan: $0,7 \times 44\% = 31\%$; 90-percentiel: $0,7 \times 59\% = 41\%$). Hierbij zijn de bioaccessibility gegevens van methode 1 (tabel 5.3.1) aangehouden.

Op basis van de 90-percentiel gegevens voor bioaccessibility is een orale biobeschikbaarheid van lood uit grond (F_{grond}) van 41- 43% af te leiden. Aangezien in de huidige MTR-berekening van een orale biobeschikbaarheid van 40-50% is uitgegaan, geven bovenstaande gegevens geen onderbouwing voor wijziging van de huidige waarde van de relatieve biobeschikbaarheid (*relatieve* $F_{\text{grond}} = F_{\text{grond}} / F_{\text{MTRlood}91} = 1$).

B. GEMIDDELDEN:

Vanwege de locatiespecifieke uitkomsten is het eigenlijk moeilijk om met gemiddelden te rekenen. In deze berekening zijn alleen de resultaten van experimenten met historisch gecontamineerde bodems in beschouwing genomen, omdat die de beste weerspiegeling geven van praktijksituaties in risicoschatting. De contaminatie-niveaus varieerden van 180 - 2500 mg/kg ($0,3 - 4,7 \times \text{IW}$).

Bioaccessibility varieerde van 2 tot 83% (mediaan: 44 %; 90-percentiel: 59%), hierbij is methode 1 van tabel 5.3.1 aangehouden. Vervolgens kan de gemiddelde orale biobeschikbaarheid van lood uit grond worden geschat:

gemiddeld: $F_A = 0,45$, $F_B = 0,44$

geschatte orale biobeschikbaarheid (mediaan): $F_A \times F_B \times 100\% = 0,45 \times 0,44 \times 100\% = 20\%$.

In deze situatie geldt dat de orale biobeschikbaarheid van lood uit grond lager is dan de orale biobeschikbaarheid die gebruikt is voor de berekening van de MTR van 1991 $\Rightarrow$ *relatieve* $F_{\text{grond}} = F_{\text{grond}} / F_{\text{MTRlood}91} = 20\%/45\% = 0,4$

90-percentiel: $F_A = 0,45$, $F_B = 0,59$

geschatte biobeschikbaarheid (90-percentiel): $F_A \times F_B \times 100\% = 0,45 \times 0,59 \times 100\% = 27\%$

In deze situatie geldt dat de orale biobeschikbaarheid van lood uit grond lager is dan de orale biobeschikbaarheid die gebruikt is voor de berekening van de MTR van 1991. $\Rightarrow$ *relatieve* $F_{\text{grond}} = F_{\text{grond}} / F_{\text{MTRlood'91}} = 27\% / 45\% = 0.6$

5.3.4 Conclusies

Of aanpassing van de huidige relatieve biobeschikbaarheidsfactor voor lood uit grond (relatieve F_{grond}) noodzakelijk is, is nog niet evident op basis van de huidige biobeschikbaarheidsgegevens voor orale inname van lood met grond. Momenteel wordt bij het RIVM gestructureerd onderzoek verricht naar de bioaccessibility van lood uit grond, zodat in de toekomst een meer betrouwbare onderbouwing van de orale biobeschikbaarheid van lood uit grond kan worden gegeven. Op basis van de voorlopige resultaten zal naast het voorstel tot handhaven van de relatieve biobeschikbaarheidsfactor (relatieve $F_{\text{grond}}=1$) (worst case) een voorlopige relatieve biobeschikbaarheidsfactor (op basis van 90-percentiel) van $27\% / 45\% = 0.6$ worden uitgewerkt. Het dient echter te worden onderstreept dat de orale beschikbaarheid van lood uit grond door diverse factoren wordt beïnvloed, die ertoe kunnen leiden dat het gebruik van een uniforme waarde voor de orale biobeschikbaarheid van lood uit grond niet haalbaar is.

5.4 Ingestie van grond

Inleiding

De evaluatie van de ingestie van grond in deze paragraaf is uitgevoerd ten behoeve van de Evaluatie Interventiewaarden als geheel, maar hier opgenomen omdat deze specifiek van belang is voor lood. Grondingestie door kinderen (parameter AIDc in CSOIL) is voor lood namelijk een belangrijke blootstellingsparameter [Vissenberg en Swartjes, 1996]). Ook voor de blootstelling van volwassenen is grondingestie een belangrijke parameter, maar door de hogere gevoeligheid van kinderen voor lood en de hogere blootstelling van kinderen is deze in het geval van lood van minder belang. Daarom blijft in dit overzicht de ingestie van grond door volwassenen buiten beschouwing.

De huidige waarden in CSOIL voor ingestie van grond voor kinderen en volwassenen zijn resp. 150 and 50 mg.d⁻¹ [Van den Berg, 1995]. Deze waarden zijn mede gebaseerd op gegevens van Hawley (1985), Linders (1990) en van Wijnen et al (1990). In Hawley wordt de blootstelling voor jonge kinderen geschat op 150 mg/dag, gebaseerd op een ingestie buiten van 250 mg gedurende 130 dagen, en een ingestie binnen van 100 mg/dag in de winter (182 dagen) en 50 mg/dag in de zomer (182 dagen). Linders gaat bij zijn berekeningen uit van een ingestie van 200 mg/dag, maar dan gedurende 3 dagen per week ($0.43 \cdot 200 = 86$ mg/dag).

Literatuurgegevens

Voor kinderen moet onderscheid gemaakt worden tussen:

A. opzettelijke (incidentele) grondingestie (welke eventueel getoetst zou moeten worden aan gegevens over acute toxiciteit) en;

B. onbewuste/onopzettelijke grondingestie gedurende een langere tijdsperiode.

Voor de afleiding van interventiewaarden richten we ons op kinderen van 1 t/m 6 jaar, waarbij vooral de leeftijdsgroep 1 t/m 3 jaar een hoge ingestie kan vertonen. De opzettelijke grondingestie blijft daarbij buiten beschouwing.

Een derde blootstelling categorie is de levenslange blootstelling van volwassenen en oudere kinderen en volwassen. De ingestie door oudere kinderen en volwassen wordt uitgewerkt in de Evaluatie interventiewaarden als geheel.

Naar de ingestie van grond door kinderen in de leeftijd van 1 t/m 6 zijn verscheidene studies gedaan [Binder e.a., 1986; Clausing e.a., 1987; Calabrese e.a., 1989; van Wijnen e.a., 1990; Davis e.a., 1990; Stanek & Calabrese 1995a en Stanek en Calabrese, 1995b]. Deze studies zijn bij deze evaluatie betrokken. In deze studies zijn stoffen, die van nature in de bodem voorkomen, als tracers gebruikt om de ingestie van grond door kinderen te schatten. De hoeveelheden van deze tracers die in de ontlasting zijn aangetroffen worden vergeleken met de gehalten in de grond en stof in huis. De gevonden gehalten in de ontlasting kunnen grotendeels uit de grond afkomstig zijn, maar voor sommige tracers kan ook de voeding een belangrijke rol spelen.

De meest betrouwbare afzonderlijke tracers zijn waarschijnlijk Al en Si (en Y) [Calabrese, 1989; Stanek, 1995]. Daarnaast zijn waarden bepaald met LTM (limited tracer method), waarbij steeds de laagste waarde van alle tracers zijn gebruikt [Binder e.a., 1986; Clausing e.a., 1987; van Wijnen e.a., 1990]. Stanek & Calabrese (1995a) en (1995b) zijn een herinterpretatie van twee eerdere studies (Davis e.a. 1990 en Calabrese e.a., 1989) volgens twee verschillende methoden. Alleen Clausing (1987) en van Wijnen e.a. (1990) zijn Nederlandse studies. Een wezenlijk verschil in grondingestie wordt echter niet verondersteld. Wel zijn er verschillen in het corrigeren voor inname van tracers via andere routes van bodem ingestie. Dit is gedaan in de vorm van een niet blootgestelde groep (van Wijnen, 1990 en

Clausing, 1987), het meten van gehalten in voeding etc. om tot een massabalans te komen (Calabrese e.a., 1989; Davis e.a, 1990; Stanek&Calabrese, 1995a en 1995b) of het ontbreken van een correctie (Binder, 1986).

De groningestie door jonge kinderen is zeer variabel en heeft waarschijnlijk een log-normale verdeling [Calabrese, 1989]. Incidentele groningestie (pica) kan voor een belangrijk deel van de kinderen uit die leeftijdsgroep gedurende 1 tot 2 dagen per jaar optreden met een hoeveelheid van meer dan 1 g.d⁻¹ of zelfs meer dan 10 g.d⁻¹ [Calabrese, 1997]. Hoewel het mogelijk lijkt dat voor sommige stoffen (incl. lood) dan toxicologische effecten zouden kunnen optreden, wordt deze incidentele blootstelling niet betrokken bij deze risicobeoordeling.

De resultaten van de zes genoemde studies zijn opgenomen in tabel 5.3. Indien beschikbaar in de studie zijn het gemiddelde, de mediaan (50-percentiel), het geometrisch gemiddelde, het 90-percentiel en het 95-percentiel van de groningestie opgenomen. Uit deze gegevens blijkt dat er een groot verschil is tussen de gemiddelde groningestie en de mediane waarde. De oorzaak hiervan is de veronderstelde lognormale verdeling van de groningestie. Door de grote spreiding van de ingestie, zowel tussen verschillende kinderen als bij een kind in de tijd, is de statistische analyse van de data van belang voor de eindresultaten.

Bij de waarden uit genoemde studies zijn verschillende onzekerheden aan te geven. Ten eerste gaat het om studies van korte duur, waardoor de waarden niet representatief hoeven te zijn voor langdurige blootstelling. Ten tweede is er een experimentele onzekerheid in het meten van de groningestie bij de kinderen door bv. onvolledige verzameling van voeding en ontlasting of door verschillen in de verblijftijd in het maagdarmkanaal. Ten derde zijn er onzekerheden over de absorptie van tracers in het menselijk lichaam. Ten vierde zijn er een onzekerheid in de homogeniteit van de bodemonsters. Tot slot zijn veel van de studies in de zomerperiode gedaan, waardoor contact met de grond groter kan zijn dan in andere perioden van het jaar [US-EPA, 1997].

De gemiddelde groningestie van de beschouwde studies is 102 mg.d⁻¹ (range 59-169) en het gemiddelde van de mediane waarden is 39 mg.d⁻¹ (zie tabel 5.3). Het 90-percentiel van de groningestie is gemiddeld bijna 200 mg.d⁻¹. Het gemiddelde van de beschikbare gegevens over het 95-percentiel van de groningestie ligt op 230 mg. d⁻¹. Deze waarden zijn de gemiddelde waarden van de genoemde referenties (alle studies wegen even zwaar).

Behalve de genoemde studies zijn er artikelen (negen referenties) die op een meer indirecte manier de blootstelling van kinderen (en volwassenen) door ingestie van grond schatten (zie voor overzicht hiervan [US-EPA, 1997]). Eén van deze is de schatting volgens Hawley (1985) waarop de huidige waarde in CSOIL onder meer gebaseerd is. Een deel van deze studies is gebaseerd op evaluatie van de zes aangehaalde artikelen, een ander deel op de gemeten grond en stof op vingers en het hand-mond gedrag van kinderen. Ze vormen daarmee een aanvulling op de kwantitatieve gegevens uit de zes beschreven studies. Een ander overzicht van de vele publicaties over groningestie door kinderen en volwassenen wordt gegeven in [Simon, 1998].

Tabel 5.3. Verdeling van de dagelijkse grondingsgestie door kinderen in 7 referenties (mg.d¹)

Referentie	Binder et al., 1986				Clausing et al., 1987 (NL)				Calabrese et al., 1989: grond				Davis et al., 1990		Gemiddelde ¹
Methode/tracer	Al	Si	LTM-waarde		Al	AIR	LTM-waarde	achtergr. (hosp.)	Al	Si	Y	gem.	Al based	Si based	
n (aantal kinderen)	59	59	59		18	18	18		64	64	64	64	101	101	
gemiddelde	181	184	108		232	129	105	49	153	154	85	131	39	82	102
mediaan (50-percentiel)	121	136	88		93	108	82	48	29	40	9	26	25	59	39
SD (st. afw. van gem.)	203	175	121		263	69	67	22	852	693	890		14	12	
range	25	31	4		23	48							-297	-404	
max	1324	799	708		979	362			6837	5549	6736		905	535	
90-perc (lognorm. verd.)					579	174	162	75							186
95-percentiel (lognorm. verd)	584	578	386		707	264	201	79	223	276	106	202			230
geom. gemiddelde	128	130	65		136	117	90	45							49

Referentie	van Wijnen e.a., 1990 (NL)				LTM-waarde: selectie van data				Stanek&Calabrese, 1995a				Stanek&Calabrese, 1995b	
	LTM-waarde: totaal				achtergrond				dagverbl. dagverbl. camping.				mediaan	
	dagverbl. 1	dagverbl. 2	dagverbl. 1+2		camping (hosp.)				Al	Si		totaal	Al, Si, Ti	beste 4 tracers
n (aantal kinderen)	292	187	166		78	15			64	64	64	64	229	229
gemiddelde	232	106	162		213	93			122	139	179	179	113	104
mediaan (50-percentiel)	124	90	114		160	110			29	32	45	45	37	37
SD (st. afw. van gem.)			286			46								
range														
min														
max						149			4692	4975	7703	7703	11874	11415
90-perc (lognorm. verd.)									131	206	186	186	194	156
95-percentiel (lognorm. verd)									254	224	208	208	249	217
95% conf. limit of mean						67-119								
geom. gemiddelde	145	92	111		174	74								
GSD (geom. st. afw.)	2.24	1.69	1.6		1.73	2.34								

¹berekend op basis van gegevens in gearceerde velden (één waarde per referentie), voor twee studies is gecorrigeerd voor de achtergrond

Overwegingen bij keuze van een waarde

Uitgangspunt is de gegevens uit de 7 kwantitatief ingestelde studies, na vergelijk met in het buitenland gehanteerde waarden te gebruiken voor het bepalen van de interventiewaarde. Om te kunnen beslissen over de omvang van de grondingestie in het model CSOIL, moet besloten worden welk deel van de bevolking (kinderen) we willen beschermen op het niveau van het MTR-humaan. Uit de studies blijkt namelijk een flinke spreiding van grondingestie tussen verschillende kinderen en in de tijd.

In het blootstellingsmodel CSOIL wordt uitgegaan van de gemiddelde blootstelling van de mens (in geval van lood alleen kinderen) binnen het scenario 'wonen met tuin'. Bij alle studies gaat het om situaties die daar op lijken, afgezien van een deel van een studie op een camping. Ten behoeve van risicoanalyse is het van belang gebruik te maken van de gemiddelde grondingestie, omdat het gaat om de cumulatieve blootstelling. Door de spreiding van de ingestie tussen kinderen en de spreiding in de tijd moet dit gezien worden als een jaargemiddelde ingestie voor kinderen. Voor een deel van de kinderen zal een hogere grondingestie gelden. Gebruik van de mediane waarden uit de studies zou tot een onderschatting van de inname van grond leiden. Opzettelijke (incidentele) grondingestie is niet opgenomen.

Grondingestie in het buitenland

Ter aanvulling op de waarden voor grondingestie in de literatuur zijn waarden geïnventariseerd die in het buitenland bij het afleiden van risicogrenzen worden gebruikt. De onderbouwing in de volgende beoordelingssystemen zijn hierbij betrokken:

- CLEA (UK);
- Caltox (US-EPA);
- UMS (Duitsland).

CLEA: Contaminated Land Exposure Assessment model (UK)

Voor de scenarios *residential with gardens* en *recreational allotments* van CLEA (CLEA, 1998) wordt de grondingestie gezien als de som van onopzettelijke en opzettelijke (incidentele) ingestie. Alleen voor de leeftijdsklasse van 1 tot 6 jaar wordt opzettelijke ingestie meegenomen en wordt dan alleen toegepast in het tweede levensjaar. De blootstellingsduur via de grondingestie-route is afhankelijk van het gekozen scenario. In tabel 5.4 staan de waarden voor de gemiddelde grondingestie voor de verschillende scenario's. Uit CLEA (1998) blijkt niet precies welke gegevens en afwegingen ten grondslag hebben gelegen aan de uiteindelijke keuzes, zoals vermeld in tabel 5.4. Wel worden de hiervoor aangehaalde studies van o.a. Binder, Clausen, Calabrese etc. genoemd. Voor de vergelijkbaarheid met ingestie in het model CSOIL is een kolom toegevoegd met de berekende jaargemiddelde grondingestie.

CalTOX (US-EPA) California Environmental Protection Agency, Department of Toxic Substances Control

De US-EPA gebruikt in CalTOX een *leeftijd aangepaste grondingestie factor*, gebaseerd op de dagelijkse grondingestie, lichaamsgewicht en blootstellingsduur. In tabel 5.5 zijn de dagelijkse grondingestie en blootstellingsduur vermeld. Op basis van locatiespecifieke informatie kan de grondingestie worden aangepast. De gegevens uit tabel 5.5 zijn van toepassing op het bodemgebruik 'wonen'. De default grondingestie voor kinderen van 1 tot 6 jaar (tabel 5.5) is primair gebaseerd op faeces tracer studies voor ingestie van stof binnen en van bodem buiten. Deze waarden moeten als representatief gezien worden voor de lange termijn gemiddelde dagelijkse ingestie voor kinderen (te gebruiken voor blootstellingsduur

van 365 d/j; US-EPA, 1989). In de huidige documentatie (o.a. US-EPA, 1996) staan nauwelijks achtergrondgegevens vermeld. De meest recente aanbevelingen van de US-EPA voor grondingestie staan in tabel 5.6 (US-EPA, 1997; onduidelijk is of deze recente gegevens reeds geïmplementeerd zijn in CalTOX).

Tabel 5.4 Gemiddelde grondingestie in de UK (bron: CLEA, 1998)

Blootstellings scenario	Leeftijd (jaar)	Bodem Ingestie (gemiddeld) (mg/d)	Bloot stellings- duur (dagen/j)	Opzettelijke Bodem- ingestie (mg/d)	Verdeling	Jaargem. Bodem ingestie (mg/d)
<i>residential with gardens</i>	1-6	80	365	5000 ¹⁾	Lognormaal	94
	7-16	60	365	0	Lognormaal	60
	>16	60	365	0	Constant	60
<i>residential without gardens</i>	1-6	80	365	0	Lognormaal	80
	7-16	60	365	0	Lognormaal	60
	>16	5	365	0	Constant	5
<i>recreational allotments</i>	1-6	80	54	5000 ¹⁾	Lognormaal	26
	7-16	60	54	0	Lognormaal	9
	>16	70	365	0	Constant	70
<i>parks, playing fields and open spaces</i>	1-6	80	365	0	Lognormaal	80
	7-16	60	365	0	lognormaal	60
	>16	70	365	0	Constant	70
<i>commercial / industrial</i>	1-6	-	-	-	-	-
	7-16	-	-	-	-	-
	>16	40	230	0	Constant	25

1) De blootstellingsduur is zo gedefinieerd dat het werkelijke aantal dagen wordt berekend via een Monte Carlo simulatie en een uniforme verdeling (boven en onder limiet, waarbij alle parameters een gelijke waarschijnlijkheid hebben) voor 0-30 dagen. Voor dit scenario voor kinderen van 1-6 jaar wordt deze grondingestie bij de normale grondingestie opgeteld.

Tabel 5.5 Grondingestie en blootstellingsduur voor bodemgebruik "wonen" (US-EPA, 1996)

Leeftijd (jaren)	Bodem ingestie (mg/d)	Blootstellings duur (jaren)
1-6	200	6
7-31	100	24

Tabel 5.6 Aanbevolen waarden voor grondingestie kinderen en volwassenen (US-EPA, 1997)

Populatie	Gemiddelde grondingestie (mg/d)	Hoge percentiel waarde grondingestie (mg/d)
kinderen	100 ^{a)}	400 ^{b)}
volwassenen	50	--
"pica" kind	10.000 ^{c)}	--

a) 200 mg/d kan gebruikt worden als een conservatieve schatting van het gemiddelde (zie US-EPA 1997).

b) De onderzoeksperiode was kort, waardoor deze waarden geen benadering zijn van de gebruikelijke innamen.

c) Te gebruiken voor acute blootstellingsbepaling. Op slechts één "pica kind" gebaseerd (Calabrese e.a., 1989).

UMS: Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch alltagsbedingte Schadstoffe (Duitsland)

De grondingestie en blootstellingsduur is afhankelijk van het gekozen scenario. In tabel 5.7 zijn de gegevens opgenomen voor de gebruikte grondingestie en blootstellingsduur in Duitsland (UMS, 1997). De waarden zijn ook omgerekend naar een jaargemiddelde blootstelling. In tabel 5.8 staan dezelfde gegevens die afkomstig zijn van een eerder

uitgebracht document (UMS, 1993). Uit UMS (1997) blijkt niet exact welke gegevens en afwegingen ten grondslag hebben gelegen aan de uiteindelijke keuzes vermeld in tabel 5.7.

Tabel 5.7 Gemiddelde grondingestie in Duitsland; bron: UMS (1997)

Blootstellings scenario	Leeftijd (jaar)	Bodem Ingestie (mg/d)	Blootstellings duur (d/j)	Jaargemiddelde blootstelling (mg/d)
kinderspeelplaats	1-3	250	150	103
	4-8	150	150	62
openbaar groen	1-3	120	100	33
	4-8	70	100	19
tuin	1-3	250	180	123
	4-8	150	180	74
	9-16	30	190	16
	>16	30	190	16
woonhuis	1-3	250	150	103
	4-8	150	150	62
braak	1-3	250	100	68
	4-8	150	100	41
industriegebied	>16	30	100	8

Tabel 5.8 Gemiddelde grondingestie; bron: UMS (1993)

Blootstellings scenario	Leeftijd (jaar)	Bodem Ingestie (mg/d)	Blootstellings duur (d/j)	Jaargemiddelde blootstelling (mg/d)
kinderspeelplaats	1-3	1000	150	411
	4-8	500	150	205
openbaar groen	1-3	500	150	205
	4-8	250	150	103
tuin	1-3	1000	200	548
	4-8	500	200	274

Selectie van waarde voor grondingestie

Op basis van de gegevens uit de literatuur over grondingestie door kinderen, zoals opgenomen in tabel 5.3, en de gegevens over de gebruikte waarden voor grondingestie in het buitenland, kan geconcludeerd worden dat de huidige waarde van 150 mg.d^{-1} een vrij hoge waarde is. Uit de verschillende studies blijkt dat er een grote spreiding is in de geschatte grondingestie; in de aangehaalde studies ligt de gemiddelde grondingestie tussen 56 en 169 mg.d^{-1} . De meest recente gegevens over de jaargemiddelde ingestie voor kinderen in de VS, de UK en Duitsland voor de relevante scenario's zijn resp. 94, 100 en $103/123 \text{ mg.d}^{-1}$. Op basis van de gegevens lijkt een jaargemiddelde grondingestie voor kinderen van 100 mg/dag de beste waarde voor deze parameter voor het scenario van "wonen met tuin". Voorgesteld wordt deze waarde bij de blootstellingsberekeningen toe te gaan passen. Wanneer gezien de onzekerheden en de spreiding een grotere veiligheid nagestreefd zou wordt, kan ook de huidige waarde worden gebruikt.

5.5 Gewasconsumptie

Uit tabel 5.1 blijkt dat de bijdrage van gewasconsumptie uit eigen tuin aan de totale blootstelling aan lood volgens de huidige CSOIL berekening tussen de 16 % en 54 % is, afhankelijk van de leeftijdsgroep. Aangezien voor lood de blootstelling voor 'kind' richtinggevend is voor de humane blootstelling, worden de input-parameters noodzakelijk voor de berekening van de blootstelling van het kind aan lood door de consumptie van gewas uit eigen tuin uitgewerkt. Tabel 5.9 geeft een overzicht van de huidige parameters in CSOIL.

Tabel 5.9 Relevante input-parameters blootstelling via gewas in standaardscenario "wonen met tuin"

input-parameter	huidige waarde (CSOIL)	toelichting
periode blootstelling (aantal jaren kind)	0 tot 6	
gewicht kind	15 kg	
consumptie knolgewas (aardappel)	15 g d.s./dag	= 74 g vers /dag
consumptie bladgewas (groenten)	8.9 g d.s./dag	= 76 g vers /dag
% droge stof aardappel	20.2%	
% droge stof groente	11.7 %	
BCF	groente: 0.03 aardappel: 0.001	
% consumptie uit eigen tuin	10 %	

5.5.1 Consumptie knolgewassen en bladgewassen

De aardappel- en groenteconsumptie (resp. knolgewas en bladgewas), waarmee in CSOIL wordt gerekend, is gebaseerd op WVC gegevens van 1988 betreffende de dagelijkse inname van voedingsmiddelen in Nederland [de Nijs en Vermeire, 1990]. In tabel 5.10 zijn deze gegevens opgenomen samen met de huidige CSOIL waarden, meer recente gegevens van het Voorlichtingsbureau voor de Voeding en waarden uit het Duitse UMS model [UMS, 1997]. De leeftijdsklassen waarvoor de consumptie is berekend, verschillen onderling enigszins. Uitgedrukt in $\text{g.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$ (kolom 4 tabel 5.10) blijken de waarden voor gewasconsumptie in de buurt van elkaar te liggen. Alleen het UMS-model (voor de Duitse situatie) gaat uit van een aanzienlijk hogere consumptie van aardappelen dan de huidige data in het CSOIL model (Nederlandse situatie).

De voedselconsumptie volgens het Voorlichtingsbureau voor de voeding is gebaseerd op de voedselconsumptiepeiling 1992 [VoVo, 1993], waarin een groot aantal leeftijdsklassen zijn onderscheiden. Gekozen is het gewogen gemiddelde te nemen van de gewasconsumptie voor de verschillende leeftijdsklassen (2 voor kinderen, 8 voor 'volwassenen'). De waarden in tabel 5.10 zijn het gewogen gemiddelde van resp. 2 leeftijdsklassen (kind) en 8 leeftijdsklassen (volwassene).

Aangezien dit de meest recente gegevens zijn die betrekking hebben op de Nederlandse situatie, wordt geadviseerd uit te gaan de waarden uit de voedselconsumptiepeiling 1992. De gemiddelde gewasconsumptie door kinderen wordt dan resp. 62 en 58 $\text{g}_{\text{versgewicht}}.\text{dag}^{-1}$ voor aardappelen en groenten. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat de groenteconsumptie voor mensen die een eigen volkstuin of moestuin hebben waarschijnlijk hoger ligt.

Tabel 5.10 Consumptie hoeveelheden aardappelen en groenten (in g versgewicht/ dag)

Consumptie aardappelen (knolgewas)				
De Nijs en Vermeire (1990)	kind 1-3 j		kind 1-15 j	volwassene 16-70 j
	64		105	= 5.2 g/kg _{lg} /d 139
CSOIL (1995)			kind 1-6 j	volwassene 7-70 j
			74.8	= 5,0 g/kg _{lg} /d 136.7
Voorl. Bureau voor de Voeding (1993)	kind 1-3	kind 4-6	kind 1-6 j	volwassene 7-70 j
	55.5	68.5	62	= 4.1 g/kg _{lg} /d 126
UMS (1997)	"Kleinkinder" (10kg)		kind (20 kg)	volwassene (70 kg)
	65		130	= 6.5 g/kg _{lg} /d 271
Consumptie groenten (bladgewas)				
De Nijs en Vermeire (1990)	kind 1-3 j		kind 1-15 j	volwassene 16-70 j
	71		102	= 5,1 g/kg _{lg} /d 163
CSOIL (1995)			kind 1-6 j	volwassene 7-70 j
			76.1	= 5,1 g/kg _{lg} /d 157.8
Voorl. Bureau voor de Voeding (1993)	kind 1-3	kind 4-6	kind 1-6 j	volwassene 7-70 j
	53.5	61.5	57.5	= 3.9 g/kg _{lg} /d 145
UMS (1997)	"Kleinkinder" (10kg)		(20 kg)	volwassene (70 kg)
	50		100	= 5.0 g/kg _{lg} /d 204

5.5.2 Drogestofgehalten

Het droge-stofgehalte van knolgewassen (aardappels) en bladgewassen (groenten) heeft invloed op de blootstelling, omdat de bioconcentratiefactor (BCF) uitgedrukt wordt in mg.kg^{-1} plant (droge stof)/ mg.kg^{-1} grond (droge stof). Een lager droge-stofgehalte leidt dus tot een lagere plantopname. De huidige Drogestofgehalten gebruikt in CSOIL zijn gebaseerd op gegevens van het Lawrence Livermore National Laboratory in Washington. Uit deze gegevens werden vochtgehalten berekend voor aardappels (79,8 %), groenten (88,5 %) en peulvruchten (84,1 %) [Bockting en van den Berg, 1992]. In de huidige blootstellingsberekeningen wordt gerekend met een vochtgehalte voor aardappels van 79.8 % en voor groenten (incl. peulvruchten) van 88.3 % (droge-stofgehalten van resp. 0.202 en 0.117).

De berekening van het droge-stofgehalte voor groenten is opnieuw uitgevoerd, met dezelfde data, met vochtgehalten van de zogenaamde 'priority crops' ³ (zie bijlage 2). De vochtgehalten van niet-relevante gewassen, w.o. radijs, sojaplanten, selderie en van fruit, zijn niet meegenomen. Bovendien werd rekening gehouden met de consumptiehoeveelheden van de verschillende groenten. Het gemiddelde vochtgehalte komt daarmee uit op 90.1 % (gewogen gemiddelde van 11 gewassen). Geadviseerd wordt het droge-stofgehalte voor aardappels op 0.202 te handhaven en voor groenten vast te stellen op 0.099.

5.5.3 Overige factoren blootstelling via gewas

Consumptie uit eigen tuin.

De humaan toxicologische risicogrenzen worden bepaald met het scenario 'wonen met tuin'. In het huidige scenario is verondersteld dat 10% van de gewasconsumptie afkomstig is uit

³ Onder 'priority crops' (zie bijlage 1) worden verstaan gewassen die regelmatig verbouwd worden in moestuinen én (verhoudingsgewijs) frequent worden geconsumeerd (bron: Versluijs et. al, 1997; Versluijs et.al, 1998).

eigen tuin. Deze waarde is in deze rapportage nog niet geëvalueerd, maar is opgenomen in de evaluatie interventiewaarden als geheel. Voorlopig is 10% gehandhaafd.

Depositie grond op bladgewassen

Volgens de huidige methodiek is de bijdrage aan de totaal metaalgehalten van de plant door depositie van verontreinigde grond enkele procenten (3 à 4 %). Evaluatie van deze parameter heeft een lage prioriteit en is daarom in deze rapportage gehandhaafd.

Correctiefactor diepte van de verontreiniging

In de huidige methodiek wordt geen rekening gehouden met de diepte van de verontreiniging. Indien de verontreiniging zich dieper bevindt dan 1 m beneden maaiveld, zullen de meeste gewassen minder verontreinigingen accumuleren. Met betrekking tot grondingestie wordt in de urgentiesystematiek [Koolenbrander, 1995] in algemene zin rekening gehouden met de diepte waarop de verontreiniging zich bevindt. Verondersteld wordt dat er slechts sprake is van directe contactmogelijkheden indien er verontreinigingen worden aangetroffen in de bovenste 0,5 m en er sprake is van onverhard oppervlak. Het Duitse UMS-model [UMS, 1997] hanteert wel specifiek voor de opname van verontreinigingen door planten correctie factoren, wanneer verontreiniging zich op meer dan 1 meter bevindt. Het gebruik van een dergelijke correctiefactor voor de afleiding van de HUM-TOX EBVC (gericht op potentiële risico's) wordt niet aanbevolen.

Correctiefactor bereiding

In de huidige methodiek wordt geen rekening gehouden met een correctiefactor voor bereiding van gewassen. Van een aantal gewassen is bekend dat metalen zich in bepaalde delen van de plant ophopen (de schil of de bast). Het UMS-model hanteert een correctiefactor van 0,5 voor bewerkingen als schillen en bereiden. Indien men een dergelijke generieke factor overweegt, zal een beoordeling van de individuele BCF's uitgevoerd dienen te worden. De centrale vraag hierbij is of de metaalconcentratie in de gehele plant werd bepaald of slechts in het eetbare deel. Op dit moment is niet genoeg informatie beschikbaar om een dergelijke correctiefactor voor te stellen.

5.5.4 Fytotoxiciteit

Volgens Versluijs et.al. (1997) ligt het fytotoxiciteitsniveau (90-percentiel voor beginnende fytotoxiciteit) voor lood op hetzelfde niveau als de huidige HUM-TOX EBVC (berekend voor de gemiddelde levenslange blootstelling (1460 mg/kg). Op een dergelijk verontreinigingsniveau is schade door fytotoxiciteit in principe mogelijk (tabel 5.11). Aangezien de interventiewaarde lood waarschijnlijk op een lager niveau dan 1460 mg/kg uitkomt, is geen fytotoxiciteit te verwachten. De blootstellingsroute *bodem* $\Rightarrow$ *plant* $\Rightarrow$ *mens* is dus zeker van belang. Fytotoxiciteit is voor lood dus geen reden de huidige berekening van de blootstelling met CSOIL te wijzigen.

Tabel 5.11 Fytotoxiciteit van lood

Fytotoxiciteit betreft (aantal observaties):	Range LOEC waarde (mg/kg)	Fytotoxiciteit (90-percentile) (mg/kg grond)	Huidige interventiewaarde (mg/kg)
- alle planten (17)	50 - 5000	2600	530
- excl. bomen en grassen (10)	250 - 5000	1400	
- bomen en grassen (7)	50 - 5000	2300	

5.6 Achtergrondblootstelling lood

Keuze achtergrondblootstelling

In de huidige procedure voor afleiding van IW wordt geen rekening gehouden met achtergrondblootstelling van de mens. In de Evaluatie interventiewaarden als geheel staat het eventueel gebruik van achtergrondblootstelling ter discussie. Bij de keuze voor het wel of niet beschouwen van achtergrondblootstelling kan rekening te worden gehouden met de volgende aspecten [Swartjes et al., 1997]:

1. Specificatie van het doel van de risicobeoordeling. Hiervoor bestaat tenminste een tweetal opties: i) beoordeling van de humane blootstelling ten gevolge van bodemverontreiniging (uitgangspunt bodembeleid); ii) beoordeling van humane blootstelling via alle routes (medisch uitgangspunt);
2. Mate waarin wel of niet afstemming met andere beoordelingskaders (verlening van bouwvergunningen, urgentiebepaling, beslismethodieken actief bodembeheer, saneringsdoelen) gewenst of vereist is;
3. Locatiespecifieke aspecten spelen ook een rol bij de toepassing, maar niet in het kader van de interventiewaarden, waarbij het gaat om één blootstellingsscenario.

Voor het toepassen van de achtergrondblootstelling pleit dus dat alle risico's van een stof voor de mens wordt betrokken. Een probleem kan echter ontstaan wanneer door achtergrondblootstelling een groot deel van het MTR al wordt 'opgevuld'. Een reden om niet met achtergrondbelasting rekening te houden is dat bodem niet als ernstig verontreinigd moet worden bestempeld, vanwege blootstelling uit andere bronnen dan de grond. De keuze voor het in beschouwing nemen van de achtergrondblootstelling blijkt hierdoor in de eerste plaats een beleidsmatige keuze en is niet op inhoudelijke argumenten te maken.

Een optie om rekening te houden met achtergrondblootstelling is de wijze waarop dit is voorgesteld door *Simmleit et al. (1993)* en toegepast wordt in o.a. Duitsland en het Verenigd Koninkrijk. Hierbij wordt een verschil gemaakt tussen generieke achtergrondblootstelling (bijvoorbeeld vanuit voeding) en een meer specifieke achtergrondblootstelling. Voor de afleiding van de HUM-TOX EBVC kan, in tegenstelling tot de huidige methodiek, besloten worden rekening te houden met de generieke dagelijkse blootstelling via drinkwater, lucht en voeding.

Uitwerking voor lood

De dagelijkse blootstelling aan lood **via voedsel, drinkwater en lucht** werd voor de periode 1984-1987 voor kinderen geschat op $1,2 \mu\text{g Pb.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$ [Vermeire e.a. , 1991]. Dit is 33% van het MTR voor kinderen. Zowel de gehalten in voeding als in de lucht vertonen een dalende trend.

De Gezondheidsraad berekende in 1997 de achtergrondblootstelling van Pb **via inname van voedsel, water en lucht** op $2.0 \mu\text{g.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$ voor kinderen van 1-4 jaar (inclusief de inname via grond en stofdeeltjes). Voor kinderen van 5 jaar en ouder alsmede volwassenen werd de achtergrondinname berekend op $0.64 \mu\text{g.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$. Beide berekeningen zijn gebaseerd op drinkwater met een gehalte van $10 \mu\text{g Pb}$ per L [Gezondheidsraad, 1997].

De door de Gezondheidsraad berekende blootstelling **via voedsel** [Gezondheidsraad, 1997] is gebaseerd op de voedselconsumptiepeiling 1992 [VoVo, 1993], gegevens over residuen in

vlees vis en plantaardige producten [RIKILT-DLO] en het “market basket” onderzoek van TNO, uitgevoerd in 1988/1989 [van Dooren-Flipsen e.a., 1996].

De blootstelling is berekend voor een groot aantal leeftijdsgroepen in $\mu\text{g}/\text{persoon}/\text{dag}$ en in $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{lg}}/\text{dag}$. De blootstelling is berekend voor voeding en een drinkwatergehalte van resp. 0 en 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ (zie tabel 5.12). Bij 0 $\mu\text{g}/\text{l}$ gaat het alleen om de geschatte blootstelling via voeding. 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ is de door de Gezondheidsraad voorgestelde nieuwe drinkwaternorm, welke als een bovengrens voor achtergrondblootstelling kan worden gezien. Locatiespecifiek kan dit echter veel hoger liggen. In huizen met loden leidingen is de gemiddelde loodconcentratie 35 $\mu\text{g}/\text{l}$ [Gezondheidsraad, 1997]; deze situatie wordt hier dus niet als achtergrondblootstelling gezien.

De hoogste blootstelling op basis van het lichaamsgewicht ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}_{\text{lg}}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) is berekend voor 1-4 jarige jongens (dit verschilt marginaal met de andere groepen kinderen; zie tabel 5.12. Op basis van de humane MTR voor lood van 3.6 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{lg}}/\text{dag}$ is voor deze groep de achtergrondblootstelling $0.66/3.6 = 18\%$ van het humane MTR. Bij een drinkwatergehalte van 10 $\mu\text{g}/\text{l}$ is de achtergrondblootstelling voor deze groep $0.87/3.6 = 24\%$ van de humane MTR. Bij een hoge urbanisatiegraad kan de achtergrondblootstelling naar schatting 10% hoger liggen (resp. 20 en 27%).

De opname door kinderen **vanuit de lucht** wordt geschat op $0.03 \mu\text{g}\cdot\text{kg}_{\text{lg}}^{-1}\cdot\text{dag}^{-1}$ (gebaseerd op een gemiddelde concentratie in de lucht van $0.035 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en een ademvolume van 8 m^3 per dag). Dit is dus een (verwaarloosbare) fractie van de achtergrondblootstelling. Overigens kan in het stedelijk gebied de opname een factor 5-10 hoger liggen, net als dat een hogere blootstelling mag worden verwacht als ouders of verzorgers roken [Gezondheidsraad, 1997].

Tabel 5.12 Loodinname van de Nederlandse bevolking uitgaande van twee gehalten in het drinkwater

Groep	0 $\mu\text{g}/\text{l}$ in drinkwater				10 $\mu\text{g}/\text{l}$ in drinkwater (=drinkwaternorm)			
	$\mu\text{g}/\text{dag}$		$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{lg}}/\text{dag}$		$\mu\text{g}/\text{dag}$		$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{lg}}/\text{dag}$	
	gem	mediaan	gem	mediaan	gem	mediaan	gem	mediaan
jongens 1-4	9	6.9	0.66	0.52	11.8	9.4	0.87	0.69
meisjes 1-4	8.1	6.9	0.6	0.51	10.7	9.7	0.8	0.69
jongens 4-7	11.8	9.9	0.57	0.46	14.4	12.4	0.69	0.57
meisjes 4-7	1.6	8.6	0.53	0.42	12.8	10.5	0.64	0.53

Wanneer besloten wordt voor de afleiding van de HUM-TOX EBVC rekening te houden met de (generieke) achtergrondblootstelling, dan zal voor lood de achtergrondblootstelling via voeding en via drinkwater -op basis van het genoemde onderzoek- 20% tot 25% van het MTR gereserveerd moeten worden. De consequentie van de keuze van 25% van het MTR wordt in hoofdstuk 6 aangegeven bij de berekening van de HUM-TOX EBVC.

6. Voorstel HUM-TOX EBVC

6.1 Berekening HUM-TOX EBVC

In deze paragraaf zijn op basis van de conclusies in de hoofdstukken 4 en 5 de consequenties van verschillende herziene aannames voor de HUM-TOX EBVC weergegeven.

In tabel 6.1 zijn de huidige inputparameters en de herziene input-parameters samengevat. Dit is gedaan voor 4 varianten om de consequenties van verschillende aannamen duidelijk te maken. Veranderingen t.o.v. de huidige waarden zijn aangegeven in **vet**. Deze varianten zijn:

- variant 1: met *gemiddelde* ('realistic case') relatieve orale biobeschikbaarheidsfactor F_{grond} ($= F_{\text{grond}} / F_{\text{MTRlood'91}} = 0.6$ (zie §5.3), met de *huidige* blootstellingsparameters, en zonder achtergrondblootstelling;
- variant 2: met *huidige* ('worst case') relatieve F_{grond} ($= F_{\text{grond}} / F_{\text{MTRlood'91}} = 1$ (zie § 5.3), met *herziene* blootstellingsparameters (§5.4 en §5.5) en *zonder* achtergrondblootstelling;
- variant 3a: met *gemiddelde* ('realistic case') relatieve F_{grond} ($= F_{\text{grond}} / F_{\text{MTRlood'91}} = 0.6$ (zie § 5.3), met de *herziene* blootstellingsparameters en *zonder* achtergrondblootstelling;
- variant 3b: als 3a, met achtergrondblootstelling (25 % van het MTR-humaan (zie §5.6).

Tabel 6.1 Waarde van de parameters voor berekening van de HUM-TOX EBVC voor 4 varianten en nul-variant (huidige parameters CSOIL)

input-parameter	eenheid	huidige waarde (0-variant)	variant 1	variant 2	variant 3a en 3b
periode blootstelling	aantal jaren kind	0 tot 6	0 tot 6	0 tot 6	0 tot 6
MTR kind	$\mu\text{g Pb.kg}_{\text{lg}}^{-1}.\text{dag}^{-1}$	3.6	3.6 (40-50% absorptie)	3.6 (40-50% absorptie)	3.6 (40-50% absorptie)
ingestie grond	mg.dag^{-1}	150	150	100	100
BCF bladgewas	mg.kg^{-1} d.s.plant/	0.03	0.03	0.03	0.03
BCF knolgewas	mg.kg^{-1} d.s.grond	0.001	0.001	0.002	0.002
consumptie groenten	$\text{g versgewicht}.\text{dag}^{-1}$	76.1	76.1	58	58
consumptie aardappelen		74.8	74.8	62	62
% droge stof aardappel	%	20.2	20.2	20.2	20.2
% d.s. groente	%	11.7	11.7	9.9	9.9
% consumptie uit eigen tuin	%	10	10	10	10
relatieve biobesch.factor grond ¹	-	1	0.6	1	0.6
relatieve biobesch.factor gewas ²	-	1	1	1	1
achtergrondblootstelling	fractie van MTR	0	0	0	0/ 0.25

1. zoals uit hoofdstuk 5.3 blijkt, is de *relatieve* biobeschikbaarheidsfactor voor grond (relatieve F_{grond}) de verhouding van de biobeschikbaarheidsfactor voor grond (F_{grond}) en voor voeding behorend bij de MTR-humaan ($F_{\text{MTRlood'91}}$).

2. De *relatieve* biobeschikbaarheidsfactor voor gewas ($F_{\text{gewas}}/F_{\text{MTRlood'91}}$) is verondersteld gewoon 1 te zijn.

De resultaten van de berekeningen van de HUMTOX EBVC voor 4 varianten en de 0-variant zijn samengevat in tabel 6.2. Uit tabel 6.2 blijkt dat de herziening voor alle varianten leidt tot een verhoging van de HUM-TOX EBVC ten opzichte van de huidige CSOIL-berekening.

In variant 1 is zichtbaar wat de consequentie is van het aanpassen van de orale biobeschikbaarheid van grond (relatieve F_{grond}) en in variant 2 is te zien dat ook de aanpassing van enkele andere blootstellingsparameters (m.n. grondingestie) tot een verhoging van de afgeleide HUM-TOX EBVC leidt. Beide aanpassingen hebben een vergelijkbaar effect op de berekende waarde. Variant 3a met alle voorgestelde aanpassingen leidt tot meer dan een verdubbeling van de HUM-TOX EBVC t.o.v. de huidige situatie. Bij variant 3b is de consequentie van het gebruik van een generieke achtergrondblootstelling weergegeven.

Tabel 6.2 Met CSOIL berekende HUM-TOX EBVC's met huidige data en de 4 varianten

	eenheid	huidige CSOIL (0-variant)	variant 1	variant 2	variant 3a	variant 3b
relatieve biobeschikbaarheid (relatieve F_{grond})			'realistic case'	'worst case'	'realistic case'	'realistic case'
achtergrond blootstelling		—	—	—	—	0.25* MTR
huidige HUM-TOX EBVC	mg/kg d.s.	301	452	448	670	503
blootstelling lood door ingestie	$\mu\text{g.kg}_{\text{kg}}^{-1}.\text{d}^{-1}$	3.01	2.71	2.99	2.68	2.01
blootstelling lood door gewasconsumptie	$\mu\text{g.kg}_{\text{kg}}^{-1}.\text{d}^{-1}$	0.59	0.88	0.61	0.91	0.68
bijdrage ingestie grond aan totale blootstelling	% van totale blootstelling	84%	75%	83 %	74 %	74 %
bijdrage gewasconsumptie aan totale blootstelling	% van totale blootstelling	16%	24%	17 %	25 %	25 %

6.2 Alternatief voor afleiden humane risicogrens

In een aantal landen wordt bij de afleiding van een HUM-TOX EBVC afgeweken van de standaardprocedure, waarbij de geschatte blootstelling vergeleken wordt met toelaatbare blootstelling (MTR-humaan).

USA

De US-EPA beschouwt de onderbouwing van de afgeleide MTR voor lood, waarbij lood in het ene geval als drempelstof en in het andere geval als carcinogeen beschouwd is, als onvoldoende [D. Cooper, 1998, mondelinge mededeling]. Daarom wordt een zogenaamd consensus getal (400 mg/kg) als screening gebruikt: bodemgehalten onder dit gehalte worden als acceptabel beschouwd. Boven dit gehalte moet op basis van een biokinetisch model het locatiespecifieke lood-bloedgehalte (PbB) worden bepaald (zie bv. [Renner, 1995]). Sanering kan plaatsvinden indien de berekening uitwijst dat dit PbB de 100ug/l overschrijdt (meestal liggen deze bodemgehalten in de range 400-1200 mg/kg). Deze procedure is vergelijkbaar met de bepaling van het actuele risico in geval van overschrijding van de interventiewaarde, in het kader van de Wet bodembescherming.

UK

In England vindt momenteel discussie plaats over de procedure om tot een HUM-TOX EBVC voor lood te komen. Ook hier wordt vergelijken van berekende en tolereerbare blootstelling ter discussie gesteld en overwogen om de afleiding eveneens op basis van het PbB-gehalte te baseren [Earl/ Furguson, 1998, mondelinge mededeling]. Hierbij zou gebruikt gemaakt kunnen worden van een relatie tussen bodemgehalte en PbB-gehalte [Wixon and Davies, 1994].

Het afleiden van een toelaatbaar gehalte in de bodem op basis van het PbB-gehalte en het gebruik van een biokinetisch model lijken een interessante benadering om verder uit te werken ten behoeve van de (actuele) risicobeoordeling van lood in bodem. Op basis van de Amerikaanse resultaten lijken de afgeleide bodemgehalten op hetzelfde niveau en hoger te liggen dan de in 6.1 afgeleide HUM-TOX EBVC.

7. Integratie tot voorstel voor interventiewaarde

7.1 Voorstel interventiewaarde bodem

Bij de integratie tot een voorstel voor een interventiewaarde wegen de HUMTOX EBVC en de ECOTOX EBVC even zwaar. Bij de bepaling van de voorstel weegt ook de onzekerheid van de gegevens mee. Hiervoor is de bestaande weging toegepast, zoals ook is gebruikt voor de 4e tranche interventiewaarden [Kreule en Swartjes, 1998]. In tabel 7.1 zijn de ecotoxicologische waarden en de humaan toxicologische waarden voor de verschillende varianten (E1 t/m E4 en H1 t/m H4) samengevat, inclusief de onzekerheidsscore.

De voorstellen voor interventiewaarden die hieruit voortvloeien liggen dus tussen 450 en 575 mg/kg_{d.s.}, afhankelijk van de gekozen varianten. Welke waarde het uiteindelijk wordt, is afhankelijk van de keuzes die gemaakt worden voor de bepaling van de ECOTOX EBVC en de HUM TOX EBVC in het algemeen. Het gaat dan om:

- welke normalisatie van de ecotoxicologische data wordt gebruikt (huidige of toevoegen van pH aan de factoren voor normalisatie);
- wel of niet toepassen van de 'toegevoegd risico' benadering;
- wel of niet rekening houden met de generieke achtergrondblootstelling van de mens.

Onafhankelijk van de keuzes die gemaakt worden ligt het voorstel in de buurt van de huidige interventiewaarde grond.

Tabel 7.1 ECOTOX EBVC en HUM-TOX EBVC met betrouwbaarheidsscores voor de verschillende varianten voor standaardbodem (10% humus, 25% lutum, pH=6).

Variant	ECOTOX EBVC	betrouw- baarheids score ⁴	HUMTOX EBVC	betrouw- baarheids score ⁴
E1: normalisatie ecotox-data op basis van lutum en humus	490	hoog		
E2: Als 1. met 'toegevoegd risico benadering'	575	hoog		
E3: normalisatie ecotox-data op basis van pH	450	hoog		
E4: als 3. met 'toegevoegd risico benadering'	535	hoog		
H1: huidige blootstelling, gemiddelde relatieve F _{grond}			452	gem.
H2: herziene blootstelling hoge relatieve F _{grond}			448	gem.
H3a: herziene blootstelling gemiddelde relatieve F _{grond}			670	gem.
H3b: als 3a met achtergrond-blootstelling			503	gem.

⁴ een hoge score geeft een lage onzekerheid aan

7.2 Voorstel interventiewaarde grondwater

Grondwaterconcentratie op basis van evenwichtspartitie

De huidige interventiewaarde grondwater is vastgesteld op 75 µg/l. Deze waarde is gebaseerd op 5 maal de huidige streefwaarde voor grondwater (van 15 µg/l). Deze waarde is beleidsmatig zo vastgesteld, omdat via de vastgestelde procedure de interventiewaarde grondwater te dicht in de buurt van de streefwaarde grondwater ligt.

Volgens de huidige procedure wordt de interventiewaarde grondwater eerst berekend op basis van (het voorstel voor) de interventiewaarde bodem via evenwichtspartitie. Voor lood zal deze procedure ook worden gevolgd. Bij de Evaluatie interventiewaarden bodem als geheel zal de procedure voor afleiding van de IW-grondwater nog worden geëvalueerd.

Op basis het gehalte in grond en de partitievoëfficiënt (zie hoofdstuk 2.1) kan een poriewaterconcentratie worden berekend. De concentratie is berekend voor zowel de voorkeurspartitievoëfficiënt (14125 l/kg; Janssen/Van de Hoop II), als de partitievoëfficiënt van Van de Berg/Roels (2400 l/kg). In tabel 7.2 is voor de 8 verschillende varianten de poriewaterconcentratie aangegeven. Deze waarden moeten volgens de huidige procedure door een factor 10 gedeeld worden om te corrigeren voor onzekerheden in de partitie en verdunningseffecten. De verkregen waarde wordt getoetst aan de in onderstaande paragrafen te noemen grondwaterconcentraties. De hier geschetste methode voor afleiding van de IW-grondwater (waaronder de factor) wordt nog uitgewerkt in het lopende project Evaluatie Interventiewaarden bodemsanering.

Directe consumptie drinkwater

De berekende waarde voor de interventiewaarde grondwater wordt vergeleken met de maximaal toelaatbare concentratie in het drinkwater op basis van directe blootstelling door consumptie van grondwater. Bij een MTR-humaan (gericht op kinderen) van 3.6 µg.kg_l⁻¹.dag⁻¹ en een consumptie van 1 l grondwater als drinkwater per kind per dag is de maximaal toelaatbare concentratie in het grondwater 54 µg/l. Op basis van volwassenen is de maximaal toelaatbare concentratie 126 µg/l.

Tabel 7.2 Berekende evenwichtsconcentratie in het poriewater, maximale concentratie in het grondwater op basis van directe blootstelling en voorstel voor interventiewaarde grondwater

Variant	evenwichts- concentratie poriewater (µg/l) Kp=14125 l/kg	evenwichts- concentratie poriewater (µg/l) Kp=2400 l/kg	max. concentratie directe blootstelling (µg/l)	voorstel IW- grondwater (µg/l)
E1	35	204	54	35
E2	41	239	54	41
E3	32	188	54	32
E4	38	223	54	38
H1	32	188	54	32
H2	32	187	54	32
H3a	47	279	54	47
H3b	36	210	54	36

Vergelijk met drinkwaternorm

Voor drinkwater adviseerde de Gezondheidsraad onlangs de huidige drinkwaternorm in Nederland van 50 µg/l te verlagen naar 10 µg/l. Deze verlaging is met name gericht op een aanvaardbare blootstelling van zuigelingen [Gezondheidsraad, 1997].

Vergelijk met achtergrondgehalten in grondwater

De achtergrondconcentratie van lood in het grondwater dieper dan 5 m -mv is 1.3 µg/l; in het grondwater ondieper dan 5m -mv is dit 6.2 µg/l [Fraters e.a., in voorbereiding]. De achtergrondconcentraties in niet-verontreinigde gebieden liggen dus een factor 5 tot 8 lager dan de voorgestelde IW-grondwater. Verlaging van de evenwichtsconcentratie in het poriewater met een factor 10 (met het oog op onzekerheden in de partitie en verdunningseffecten) is niet zinvol omdat de waarden daardoor beneden deze achtergrondconcentraties zouden komen te liggen.

De voorgestelde IW-grondwater ligt tussen 32 en 41 µg/l, afhankelijk van de in paragraaf 7.2 gekozen varianten. Aangezien bij de vaststelling van de IW-grondwater besloten is beleidsmatig 5* de streefwaarde (15µg/l) te nemen en deze hoger ligt dan de hier gegeven range, kan beleidsmatig besloten worden de huidige waarde van 75 µg/l te handhaven.

7.3 Betrouwbaarheid van voorgestelde interventiewaarde

De betrouwbaarheid van de voorgestelde interventiewaarden ligt in de onzekerheid van de ECOTOX EBVC en de onzekerheid van de HUM-TOX EBVC. Voor lood is de betrouwbaarheid van de ECOTOX EBVC hoog, aangezien deze gebaseerd is op experimenten met bodemorganismen.

De betrouwbaarheidsscore van de HUM-TOX EBVC wordt bepaald op basis van de betrouwbaarheid van de berekende blootstelling en op basis van de betrouwbaarheid van het MTR [Van den Berg en Roels, 1991]. De betrouwbaarheid van de berekende blootstelling is op gemiddeld gesteld (score 2), aangezien de ingestie route voor lood van groot belang is, maar anderzijds voor alle metalen geldt dat het bodemchemisch gedrag slechts beperkt kwantificeerbaar is. De betrouwbaarheid van het MTR daarentegen is hoog (score 3), aangezien lood een niet-carcinogene stof betreft en de PTWI direct gebaseerd is op humane gegevens. Als gevolg is de totale score voor de HUM-TOX EBVC van lood $2 \times 3 = 6$. Op grond van de kwalitatieve indeling (1-3 = laag; 4-6 = gemiddeld, 7-9 = hoog; Kreule et al., 1995⁵) is deze score is te schalen als gemiddeld.

7.4 Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat de evaluatie van de inputparameters voor de interventiewaarden afleiding in het algemeen (tot voor zover in deze rapportage is uitgevoerd) en van de inputparameters voor lood in het bijzonder, aanleiding geven tot het verhogen van de risicogrenzen voor zowel de ecotoxicologische waarde als de humane waarde (zie tabel 7.1). Het hieruit afgeleide voorstellen voor een interventiewaarde grond voor lood tussen 450

⁵ Naar aanleiding van TCB-advies (TCB, 1997) zal in verdere traject van herziening interventiewaarden aandacht worden besteed aan de methode voor bepaling en vergelijking van de onzekerheidscores voor de ECOTOX EBVC en de HUM-TOX EBVC.

en 575 mg/kg d.s. verschilt echter weinig van de huidige interventiewaarde lood van 530 mg/kg d.s.

De voorgestelde IW-grondwater ligt tussen 32 en 41 µg/l, afhankelijk van de in paragraaf 7.2 gekozen varianten. en licht lager dan de huidige interventiewaarde.

Voor conclusies over de afzonderlijke aan de interventiewaarde lood ten grondslag liggende parameters wordt verwezen naar de afzonderlijke hoofdstukken (en paragrafen) over de ECOTOX EBVC (zie H3), het MTR-humaan (zie H4), de humane blootstelling (zie H5) en de HUM-TOX EBVC (zie H6). Voor de ECOTOX EBVC voor metalen moet nog bepaald worden of de toegevoegd risico benadering gevolgd zal worden. Voor berekening van de humane blootstelling zal naast de evaluatie van de grondingestie door kinderen nog een aantal blootstellingsparameters worden geëvalueerd.

Het ontwikkelen van een alternatieve bodemtypecorrectie voor metalen (waaronder lood) die meer gebaseerd is op de biobeschikbare fractie lijkt mogelijk (zie H2). Hierover zal eind 1999 worden gerapporteerd.

Aangezien het project Evaluatie interventiewaarde bodem nog niet is afgerond, zullen in het verder verloop van het project in 1999 nog een aantal keuzes gemaakt moeten worden over de procedure voor interventiewaarden-afleiding in het algemeen. Deze keuzes en de evaluatie van andere (niet in deze rapportage opgenomen) aspecten van de interventiewaarden-afleiding, zullen tot de definitieve voorstellen voor interventiewaarden bodem leiden, waaronder die voor lood.

Literatuur

- Aungst BJ, Dolce JA, and Fung H. The effect of dose on the disposition of lead in rats after intravenous and oral administration. *Toxicology and Pharmacology*, 1981: 61: 48-57.
- Berg, R. van den, 1995. Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden RIVM-rapport 725201006.
- Berg, R. van den en J.M. Roels. 1991. Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. RIVM rapportnr. 725201007, Bilthoven.
- Binder, S.M.D. D.M.D. Sokal, D.M.A. Maughan, 1986.
Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. *Archives of Environmental health*, Vol 41, No 6, 341-345
- Bockting, G. en R. van den Berg (1992); De accumulatie van sporenmetalen in groenten geteeld op verontreinigde bodems. Een literatuurstudie. RIVM, Bilthoven, Rapportnr. 725201009
- Buchter, B., B. Davidoff, M.C. Amacher, C. Hinz, I.K. Iskandar, and H.M. Selim. 1989. Correlation of freundlich Kd and n retention parameters with soils and elements. *Soil Science* vol. 148; 370-379.
- Calabrese et al. 1989.
How much soil do young children ingest: An epidemiologic study. In: *Petroleum Contaminated Soils*, Lewis Publishers, Chelsea, MI. pp. 363-397
- Calabrese, E., R. Barnes, E.J. Stanek III, H. Pastides, C.E. Gilbert, P. Veneman, X. Wang, A. Lasztity, P. Kosteci, 1989. How much soil do young children ingest?; an epidemiologic study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, Vol 10, 123-137.
- CCRX, 1995. Risico's van lood voor kinderen. Rapport van de Coördinatie-Commissie voor Metingen in het Milieu CCRX. T. Willems en M.M. Verberk, AMC Amsterdam. Bilthoven januari 1995.
- Clausing, P, B. Brunekreef, J.H. van Wijnen, 1987.
A method for estimating soil ingestion by children. *Int. Arch. Occup. Environm. Health*, Vol 59, 73-82
- CLEA, 1998.
Draft in confidence. The Contaminated Land Exposure Assessment model. Technical Basis and Algorithms. Report prepared for the Department of Environment, Transport and the Regions and the Environment Agency.
- Cooper, D., 1998, US-EPA, mondelinge mededeling
- Crommentuijn, G.H. e.a.. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account (rap. nr. 601501001) RIVM, Bilthoven, 1997.
- Davis, S., P. Waller, R. Buschom, J. Ballou, and P. White, 1990.
Quantative estimates of soil ingestion in normal children between the ages 2 and 7: population based estimates using Al, Si and Ti as soil tracer elements. *Archives of environmental health* 45, 112-122.
- De Nijs, A.C.M. and T.G. Vermeire (1990); Soil-Plant and plant-mammal transfer factors. RIVM, Bilthoven, Reportnr. 670203001.
- Denneman, C.A.J. en C.A.M. van Gestel, 1990. Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM-rapport 725201001, Bilthoven, april 1990.
- Dieter MP, Matthew HB, Jeffcoat RA, and Moseman RF. Comparison of lead bioavailability of F344 rats fed lead acetate, lead oxide, lead sulfide, or lead ore concentrate from Skagway, Alaska. *J Toxicol Environ Health*. 1993; 39(1): 79-93.

- Dooren Flipsen, M.M.H. van, JD van Klaveren, I. Boeijen.
Berekening inname residuen en contaminanten. Voeding 1996; 5: 6-9.
- Earl/ Furguson, 1998, mondelinge mededeling.
- Eikmann, T., Heinrich, U. Heinzow, B. Konietzka, R. (Eds.). Gefährdungs abschätzung von Umweltschadstoffen, ergänzbares Handbuch toxicologischer Basisdaten und ihre Bewertung. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1998, im Druck.
- Elzinga, E.J., B. Van den Berg, J.J.M. van Grinsven en F.A. Swartjes. 1997. Freundlich-adsorptievergelijkingen voor cadmium, koper en zink in de bodem op basis van literatuurgegevens.. RIVM rapportnr. 711501001, Bilthoven.
- European Union, 1998. Council Directive 98/83 regarding the quality of water for human consumption. Council of the European Union, October 1998; Brussels.
- FAO/WHO, 1972. Evaluation of mercury, lead, cadmium and the food additives amaranth, diethylpyrocarbonate and octyl gallate. 16th Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organisation Food Additives Series no. 4; Geneva.
- FAO/WHO, 1987. Evaluation of certain food additives and contaminants. 30st Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organisation Food Additives Series no. 21; Geneva.
- FAO/WHO, 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants. 41st Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organisation Technical Report Series no. 837; Geneva.
- Flanagan P.R., Chamberlain M.J. and L.S. Valberg (1982) The relationship between iron and lead absorption in humans. American Journal of Clinical Nutrition 36, 823-829.
- Fraters, B., L.J.M. Boumans, H.P. Prins, in voorbereiding. Achtergrondconcentraties van 17 sporenmatalen in het grondwater van Nederland, Notitie ten behoeve van het afleiden van streefwaarden (concept 29/10 1998). RIVM, Bilthoven.
- Freeman GB, Johnson JD, Liao SC, Feder PI, Killinger JM, Chaney RL, and Bergstrom PD. Effect of soil dose on bioavailability of lead from mining waste soil in rats. Chemical Speciation and Bioavailability. 1991; 3: 121-128.
- Gezondheidsraad (1997): Lood in drinkwater / Lead in drinking water. Health Council of The Netherlands, Committee on lead in drinking water, Report no. 1997/07; The Hague.
- Hamel S.C., Buckley B. and P.J. Lioy (1998) Bioaccessibility of metals in soils for different liquid to solid ratios in synthetic gastric fluid. *Environmental Science and Technology* 32, 358-362.
- Heard M.J. and A.C. Chamberlain (1982) Effect of minerals and food on uptake of lead from the gastrointestinal tract in humans. *Human Toxicology* 1, 411-415.
- Heard M.J., Chamberlain A.C. and J.C. Sherlock (1983) Uptake of lead by humans and effect of minerals and food. *The Science of the Total Environment* 30, 245-253.
- Herm en Brummer, 1980. Einfluss der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium, und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfaellen. *Landwirtsch.Forschung* 33(4): 408-423.
- Hoop, M.A.G.T van den, 1995. Metal speciation in Dutch soils; field based partition coefficients for heavy metals at background levels. RIVM rapportnr. 719101013, Bilthoven.[1]
- IARC, 1987. Lead and lead compounds. In: Overall evaluations of carcinogenicity - an updating of IARC monographs volumes 1 - 42. IARC monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Supplement 7; Lyon.
- IPCS, 1995. Inorganic lead. International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 165. World Health Organisation; Geneva.

- Janssen, R.P.T., P.J. Pretorius, W.J.G.M. Peijnenburg and M.A.G.T. Van den Hoop, 1996a. Determination of field-based partition coefficients for heavy metals in Dutch soils and the relationships of these coefficients with soil characteristics, RIVM-report 719101023. Bilthoven.
- Janssen, R.P.T., F.A. Swartjes, M.A.G.T. Van den Hoop en W.J.G.M. Peijnenburg, 1996b. Evaluatie van het evenwichtspartitieconcept voor zware metalen in bodems en sedimenten. RIVM rapportnr. 719101027, Bilthoven.
- Janus, J.A., Annema, J.A., Aben, J.M.M. and Slooff, W. (1997) Evaluatiedocument lood. RIVM report no. 601014 003. (Draft, In Dutch).
- Koops, R, J.J.M. van Grinsven, T. Crommentuijn, M.A.G.T Van den Hoop, F.A. Swartjes, P.R.G. Kramer en W.J.G.M. Peijnenburg. 1998. Evaluatie van partitievoëfficiënten voor metalen in gebruik op het RIVM. RIVM-rapport 711401005, Bilthoven.
- Kreule, P. en F.A. Swartjes, 1998. Proposals for Intervention Values for soil and groundwater, including the calculation of the human-toxicological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds. RIVM-rapport 715701005, Bilthoven, March 1998.
- Kreule, P., R. van den Berg, M.F.W. Waitz and 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. RIVM-rapport 715810010, RIVM, Bilthoven.
- Lijzen, 1998. Plan van aanpak deelproject Grote evaluatie interventiewaarde 1998 (interne notitie). RIVM, Bilthoven.
- Mahaffey KR, Radder JI, Schaefer JM, and Kramer SN. Comparative toxicity to rats of lead acetate from food or water. Bull Environ Contam Toxicol. 1980; 25(4): 541-546.
- Minekus, M. Development and validation of a dynamic model of the gastrointestinal tract. Thesis: University of Utrecht, 1998.
- Otte, J. 1998. Mondelinge mededeling.
- Renner, R., 1995. When is lead a health risk? Environmental Science and Technology, Vol 29, No 6, pp 256-261.
- Reinds, G.J., J. Bril, W. de Vries, J.E. Groenenberg and A. Breeuwsma, 1995. Critical loads and excess loads of cadmium, copper and lead for European forests soils. DLO Winand Staring Centre, Wageningen and DLO Institute for Agrobiological and Soil Fertility Research, Haren (The Netherlands), Report 96.
- RIKILT-DLO, 1997.
Gegevensbestanden RIKILT (o.a. KAP-bestand 1990-1995).
- Ruby M.V. et al. (1992) Lead bioavailability: dissolution kinetics under simulated gastric conditions. Environmental Science and Technology 26, 1242-1248.
- Ruby M.V., et al (1996) Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. Environmental Science and Technology 30, 422-430
- Ruby MV, Davis A, Link TE, Schoof R, Chaney RL, Freeman GB, and Bergstrom P. Development of an in vitro screening test to evaluate the in vivo bioaccessibility of ingested mine-wated lead. Environ Sci Technol. 1993; 27: 2870-2877.
- Sauerbeck, D. en P. Styperek (1988); Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjährige Anwendung von Siedlungsabfällen, UBA-FB 87-033, Umweltbundesamt, Berlin.
- Sauerbeck, D. en S. Lübken (1991); Äuswirkungen von Siedlungsabfällen aus Böden, Bodenorganismen und Pflanzen, Forschungszentrum Jülich GmbH.

- Sheppard S.C. (1998) Geophagy: who eats soil and where do possible contaminants go? *Environmental Geology* 33, 109-114.
- Simmleit, N, P. Doetsch, R. Hempfling, S. Stubenrauch, T. Mathews, H.J. Koschmieder (1993). Weiterentwicklung und erprobung des Bewertungsmodells zur gefahrenbeurteilung bei Altlasten: UMS. F & E Vorhaben 10340107 (vertrouwelijk rapport).
- Simon, S.L., 1998. Soil ingestion by humans: a review of history, data and etiology with application to risk assessment of radioactively contaminated soil. *Health Physics*, Volume 74, No 6, pp 647-672.
- Spurgeon, D.J. and S.P Hopkin, 1996. *Pedobiologia* 40: 80.
- Stanek III, E.J. and E.J. Calabrese.
Daily estimates of soil ingestion in children. *Environmental health perspectives* 103, no 3, march 1995.
- Swartjes, F.A., P.J.C.M. Janssen, H.A. Vissenberg. Reactie op een drietal vragen m.b.t.: Advies blootstellingsniveau's in het kader van Actief Bodembeheer. RIVM-notitie 711701101. Bilthoven, 1997
- TAUW Milieu b.v., Biologische beschikbaarheid van lood uit grond van de gemeente Arnhem, Haarlem en Rotterdam, dr R.M.C. Theelen, rapportage behorend bij projectnummer 3397416, Deventer, 1997.
- TCB, 1997. Advies 2e en 3e tranche interventiewaarden. TCB A21(1997). Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- UMS, 1993. Umweltmedizinische Beurteilung der Exposition des Menschen durch altlastbedingte Schadstoffe. Abschlussbericht "Weiterentwicklung und Erprobung des Bewertungsmodells zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten" F&E-Vorhaben 10340107. Fresenius und Focon Ingenieurgesellschaft, Aachen; im auftrag Umweltbundesamtes, Berlin.
- UMS, 1997.
UMS-Systeem zur altlastenbeurteilung. "Wissenschaftliche Begleitung und forentwicklung eines Gefährdungsabschätzungsmodells für Altlasten", Abschlussbericht. F&E-Vorhaben 109 01 215. Arge Fresenius-Focon, Aachen, Mai 1997.
- US-EPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. EPA/540/1-89/002.
- US-EPA, 1991. Risk Assessment Guidance for Superfund. Human Health Evaluation Manual (Part B).
- US-EPA, 1996. Soil Screening Guidance: Technical Background Document EPA/540/R-95/128
- US-EPA, 1997. Exposure Factors Handbook Volume I – General Factors. EPA/600/P-95/002Fa. Update to Exposure Factors Handbook. EPA/600/8-89/043.
- US-EPA. Exposure Factors Handbook Volume I – General Factors. EPA/600/P-95/002Fa. Update to Exposure Factors Handbook. EPA/600/8-89/043. Washington, DC 20460, august 1997.
- Vermeire, TG, ME van Apeldoorn, JC de Fouw & PJCM Janssen (1991):
Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM rapport nr. 725201005, februari 1991; Bilthoven.
- Versluijs, C.W. et.al., 1997. De accumulatie van bodemverontreinigende stoffen in planten. Voortgangsrapportage 1997, RIVM, Bilthoven, Werkdocument project 711703
- Versluijs, C.W. et.al., 1998. The accumulation of soil contaminants in crops, location-specific calculation based on the CSOIL module. Part 1 Evaluation and suggestions for model development. RIVM, Bilthoven, Report nr. 711701008.
- Vissenberg, H.A., en F.A. Swartjes, 1996. Evaluatie van de met CSOIL berekende blootstelling, middels een op Monte Carlo-techniken gebaseerde gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse (rapportnr. 715810018). RIVM, Bilthoven, november 1996.

VoVo, 1993. Voorlichtingsbureau voor de Voeding. Zo eet Nederland, 1992. Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 1992. Den Haag. 1993.

VROM, 1997. Interdepartementale Werkgroep Integrale Normstelling Stoffen. Intergrale Normstelling Stoffen: Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht. Den Haag, december 1997.

WHO, 1980.

Recommended health-based limits in occupational exposure to heavy metals. World Health Organisation Technical Report Series no. 647; Geneva.

WHO, 1987.

Air quality guidelines for Europe. World Health Organisation European Series, No. 23; Copenhagen.

WHO, 1993.

Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed., volume 1: Recommendations. World Health Organisation; Geneva.

Wijnen, J.H. van, P. Clausen, B. Brunekreef, 1990. Estimated soil ingestion by children. *Environmental Research*, Vol 51, 147-162.

Wixson and Davies, 1994. guidelines for lead in soil: proposal of the Society for Environmental Geochemistry and Health. *Environ.Sci.Technol.* 28, 26-31

Bijlage 1: Verzendlijst

- 1- 6 DGM/Bodem-directeur, Mr. A.B. Holtkamp
- 7 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, VROM, Dr.ir. B.C.J. Zoeteman
- 8 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Afdeling Integraal Bodembeleid;
Dr. J.M. Roels
- 9 Hoofd Inspectie van de Volksgezondheid voor de Hygiëne van het Milieu,
Ir. P.J. Verkerk
- 10-14 Regionale Inspecties van de Volksgezondheid voor de Hygiëne van het Milieu
- 15 Mr. drs. A. Gravesteijn (DGM/Bo)
- 16 Drs. A. Deelen (DGM/Bo)
- 17 Drs. N.H.S.M. de Wit (DGM/Bo)
- 18 Mw. dr.ir. A.E. Boekhold (DGM/Bo)
- 19 Mw. drs. J.M. Wezenbeek (Grontmij; DGM/Bo)
- 20 Dr. C. Plug (DGM/SVS)
- 21 Dr. J.A. van Zorge (DGM/SVS)
- 22 Mw. dr. P.M.E.J. van der Weiden (DGM/SVS)
- 23 Drs. G.J.A. Al (DGM/DWL)
- 24 Dhr. C. v.d. Bogaard (DGM/IMH)
- 25-34 Leden Werkgroep UI, via mw. dr.ir. A.E. Boekhold (DGM/Bo)
- 35 Dhr. M. Cerutti (Min. van V&W, Hoofddir. vd Waterstaat)
- 36 Drs. D. Moet (VNG, Den Haag)
- 37 Dr. J.J. Vegter (TCB, Den Haag)
- 38 Drs. C. van der Guchte (RIZA, Lelystad)
- 39 Dhr. J. Dolfing (AB-DLO, Haren)
- 40 Mw. P.W. van Vliet (Gezondheidsraad, Den Haag)
- 41 Mw. ir. T. Fast (Utrecht)
- 42 Drs. G.J.M. Bockting (IWACO, Rotterdam)
- 43 Dhr. D.H.J. van de Weerd (GGD Regio IJssel-Vecht, Zwolle)
- 44 Dhr. R. van Doorn (GGD Rotterdam, Rotterdam)
- 45 Dr. J.H. van Wijnen (GG&GD, Amsterdam)
- 46 Dr. W. Veerkamp (Shell, Rotterdam)
- 47 Dr. W.F. ten Berge (DSM, Heerlen)
- 48 Ing. P.J. Smit (Van Hall Instituut, Groningen)
- 49 IPO/ABO, via Ir. P.J.M. Kuijper (Prov. Utrecht, Utrecht)
- 50 Drs. C.A.J. Denneman (Prov. Noord-Holland, Haarlem)
- 51 NARIP, via Dr. H. Leenaers (NITG-TNO, Delft)
- 52 ONRI-werkgroep bodem, via Drs. M.F.X. Veul (Witteveen en Bos, Deventer)
- 53 Drs. J.W. Gunster (VNO/NCW, Den Haag)
- 54 Ir. T. Edelman (Stichting Bodemsanering NS, Utrecht)
- 55 Ir T.M. Lexmond (LUW, Sectie bodemkunde en plantenvoeding)
- 56 Drs. M.A.W. Waitz (TAUW Milieu, Amsterdam)
- 57 Drs. Ing. P. Kreule (TAUW Milieu, Deventer)
- 58 Drs. A. van de Haar (A. van de Haar Milieuadviseur, Utrecht)
- 59 Dhr. Th. Nakken (Arcadis Heidemij, Deventer)
- 60 Dhr. A.B. Roeloffzen (Gemeente Rotterdam)
- 61 Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
- 62 Directie van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 63 Prof.ir. N.D.van Egmond (dir. Milieu)
- 64 Ir. F. Langeweg (dir. Sector Milieuonderzoek)
- 65 Dr.ir. G. de Mik (dir. Sector Stoffen en Risico's)
- 66 Dr. W.H. Könemann (hCSR)
- 67 Ir. J.J.G. Kliet (hIEM)
- 68 Mw Dr. J.A. Hoekstra (hLAE)

69	Dr. R.C.G.M. Smetsers (hLSO)
70	Dr.ir. D. van Lith (hLLO)
71	Prof.dr. H.J.P. Eijsackers (hECO)
72	Ir. H.A.M. Bresser (hLWD)
73	Dr. E. Lebret (hLBO)
74	Dr. A. Opperhuizen (hLEO)
75	Drs. D.T. Jager (ECO)
76	Drs. J.A. Janus (CSR)
77	Dr. T.D.H.M. Sijm (CSR)
78	Ing. P.J.C.M. Janssen (CSR)
79	Prof.dr. C.J. van Leeuwen (CSR)
80	Mw. M.E. van Apeldoorn (CSR)
81	Dr. P.C.J.I. Schielen (CSR)
82	Mw. M.F.A. Wouters (CSR)
83	Mw. R. Posthumus (CSR)
84	Drs. T.G. Vermeire (CSR)
85	Mw. C. Pronk (IEM)
86	Dr. M.P.M. Janssen (LSO)
87	Ir. R. van den Berg (hLBG)
88	Drs. A. van der Giessen (LBG)
89	Dr.ir. J.J.M. van Grinsven (LBG)
90	Ir. R.O.G. Franken (LBG)
91	Dr.ir. C.W. Versluijs (LBG)
92	Mw. ir. E.R. Soczó (LBG)
93	Dr.ir. J.J.B. Bronswijk (LBG)
94	Drs. W.J. Willems (LBG)
95-103	auteurs
104	SBD/Voorlichting & Public Relations
105	Bureau Rapportenregistratie
106	Bibliotheek RIVM
107	Bibliotheek RIVM, depot LBG
108	Bibliotheek CSR
109	Bibliotheek LBO
109-140	Bureau Rapportenbeheer
140-180	Reserve-exemplaren

Bijlage 2: BCF-waarden “Priority crops”

Gewas	consumptie in g droge stof p.p./p.d	BCF waarden Bockting en van den Berg (92)	BCF waarden Sauerbeck en Lübben	vochtgehalten (%) Bockting en van den Berg (92)
<i>Groenten</i>				
Sla	8,5	0,036	0,054	95,5
Spinazie	10,2	0,036	0,086	90,7
Andijvie	7,4			
Kool	16,2			92,4
Bloemkool	16,0			91,0
Komkommer	8,0			95,1
<i>Knolgewassen</i>				
Aardappelen	180	0,002		79,8
Wortelen	13,4		0,018	88,2
Rode biet	5,2			87,3
<i>Bollen</i>				
Uien	16,8			89,1
Prei	12,9		0,018	
<i>Bonen</i>				
Erwten	14,8		0,010	78,0
Sperziebonen	11,7			
Overige bonen	5,6			90,1
<i>Vruchtgewas</i>				
Tomaten	26,1			93,5
<i>overigen</i>				
radijs		0,003	0,109	94,5
selderie			0,034	94,1

Bijlage 3: Ecotoxicological data used for extrapolation

Table 1. Lead: terrestrial data on species used for extrapolation

taxonomic group	NOEC in mg/kg standard soil	taxonomic group	NOEC in mg/kg standard soil
mac	690 ^a (1813)	oli	1,400 ^c (-)
mac	1,500 (570)	oli	240 ^d (84)
mac	1,500 (570)	mol	1,000 (-)
mac	120 (195)	cru	40 (-)
mac	1,500 (570)	ins	1,100 (-)
mac	120 (-)	aca	400 (-)
oli	450 ^b (678)		

All data originate from Janus et al., 1997. (Janus, J.A., Annema, J.A., Aben, J.M.M. and Slooff, W. (1997) Evaluatiedocument lood. *RIVM report no.* 601014 003. (Draft, In Dutch)). Between brackets the pH-corrected value is given.

a: geometric mean of 1,100 (1518), 760 (1233), 700 (1333), 1,200 (2687), 1,100 (1784), 960 (2967) and 180 (-) mg/kg, parameter yield for *Avena sativa*

b: geometric mean of 740 (495), 740 (1107) and 170 (569) mg/kg, parameter reproduction for *Dendrobaena rubida*

c: most sensitive parameter(reproduction) for *Eisenia foetida*, geometric mean of 2,000 (-) and 1,000 (-) mg/kg

d: most sensitive parameter(reproduction) for *Lumbricus rubellus*

Table 2. Lead: terrestrial data on processes used for extrapolation

process	NOEC in mg/kg standard soil	process	NOEC in mg/kg standard soil
resp	240 (61)	nitr	1,500 (1003)
resp	200 (413)	glu	1,400 (3134)
resp	1,200 (388)	cell	330 ^a (-)
resp	2,300 (1207)	amy	1,000 (-)
resp	190 (748)	cellu	1,000 (-)
resp	15 (59)	deh	490 (2266)
resp	24 (12)	deh	6,200 (2769)
resp	5,200 (2958)	deh	7,700 (10629)
resp	1,500 (787)	phos	570 ^b (381)
resp	1,000 (-)	phos	470 ^c (19)
resp	500 (262)	ure	50 ^d (33)
N-min	180 (87)	ure	49 ^e (17)
N-min	570 (670)	ure	900 ^f (80)
N-min	440 (271)	ure	580 ^g (52)
N-min	340 (80)	ure	250 ^h (22)
N-min	950 (307)	ure	320 ⁱ (28)
am	1,500 (1003)	ure	890 ^j (79)
nitr	380 (447)	ure	94 ^k (8)
nitr	1,000 (234)	xyl	1,000 (-)
nitr	950 (307)		

All data originate from Janus et al., 1997. (Janus, J.A., Annema, J.A., Aben, J.M.M. and Slooff, W. (1997) Evaluatiedocument lood. *RIVM report no.* 601014 003. (Draft, In Dutch)). Between brackets the pH-corrected value is given.

a: geometric mean of 160 (-), 180 (-) and 1200(-) mg/kg g: geometric mean of 1,000 (89) and 340 (30) mg/kg

b: geometric mean of 570 (381) and 570 (381) mg/kg h: geometric mean of 570 (51) and 110 (10) mg/kg

c: geometric mean of 470 (19) and 470 (19) mg/kg i: geometric mean of 1,000 (89) and 100 (9) mg/kg

d: geometric mean of 50 (33) and 50 (33) mg/kg j: geometric mean of 890 (79) and 890 (79) mg/kg

e: geometric mean of 49 (17) and 49 (17) mg/kg k: geometric mean of 94 (8) and 94 (8) mg/kg

f: geometric mean of 630 (56) and 1,300 (116) mg/kg

Bijlage 3 (vervolg)**Table 3. Lead: freshwater data used for extrapolation**

taxonomic group	NOEC in mg/l	taxonomic group	NOEC in mg/l
bac	1,300	pro	70
bac	1,800	mol	12 ^b
cya	450	cru	26
alg	500	cru	40 ^c
alg	500	pis	120
alg	1,000	pis	120
alg	500	pis	250
alg	500	pis	75
alg	1,300 ^a	pis	70
alg	10	pis	120
alg	2,100	pis	41 ^d
alg	300	pis	20
pro	220	pis	39 ^e
pro	20	pis	48 ^f
pro	1,300	pis	240 ^g

All data originate from Janus et al., 1997. (Janus, J.A., Annema, J.A., Aben, J.M.M. and Slooff, W. (1997) Evaluatedocument lood. *RIVM report no.* 601014 003. (Draft, In Dutch)).

a: geometric mean of 1300, 1900, 3000, 500 and 1000 µg/l, parameter growth for *Scenedesmus quadricauda*

b: lowest parameter(survival) for *L. palustris*

c: lowest parameter(reproduction) for *D. magna*, geometric mean of 1.0, 15, 250 and 670 µg/l

d: lowest parameter(abnormalities) for *Salmo gairdneri*, geometric mean of 190, 7.0, 8.0, 28, 250 and 60 µg/l

e: lowest parameter(hatching/abnormalities/growth) for *Salvelinus fontinalis*

f: lowest parameter(survival) for *Salvelinus namaycush*

g: lowest parameter(survival/abnormalities) for *Stizostedion vitreum*

Table 4. Lead: marine data used for extrapolation

taxonomic group	NOEC in µg/l	taxonomic group	NOEC in µg/l
alg	60	mol	200
alg	9.0	mol	200
pro	150	cru	1,000
coe	300	cru	10
ann	500	cru	17
ann	1,000	cru	50

All data originate from Janus et al., 1997.

Bijlage 4: “*in vitro*” digestiemodel

In vitro digestie model (LBO model) zoals gebruikt voor het bepalen van bioaccessibility van monsters beschreven in paragraaf 5.3.3.

