

**Aanvulling bij
basisinformatie
voor risico-evaluaties.
Zware metalen en arseen:
stofdata**

**SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER**



Documentbeschrijving



1. *Titel publicatie*

Aanvulling bij basisinformatie voor risico-evaluaties – Zware metalen en arseen: Stofdata

2. *Verantwoordelijke uitgever*

Herman Gobel, OVAM, Stationsstraat 110, 2800 Mechelen

3. *Aantal blz.*

49

4. *Wettelijk depot nummer*

D/2009/5024/37

5. *Aantal tabellen en figuren*

6. *Publicatiereeks*

Achtergronddocumenten bodemsanering

7. *Datum publicatie*

Maart 2009

8. *Trefwoorden*

bodemverontreiniging, risico-evaluatie, software modellen, arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel, zink

9. *Samenvatting*

In dit document zijn de stoffeigenschappen en andere gegevens opgenomen die werden gebruikt voor het berekenen van de bodemsaneringsnormen voor arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel en zink. Voor deze stoffen vervangt dit document de waarden opgenomen in deel 4 van de Basisinformatie voor risico-evaluatie. Deze gegevens worden bij voorkeur gebruikt bij het uitvoeren van een locatiespecifieke risico-evaluatie van bodemverontreiniging.

10. *Begeleidingsgroep en/of auteur*

J. Bierkens, C. Cornelis, B. De Raeymaecker, G. Schoeters, R. Hooghe, S. Verbeiren, J. Nouwen, J. Provoost (VITO) N. Waegeneers, K. Oorts, E. Smolders (KU Leuven); A. Ruttens, J. Vangronsveld (UHasselt); K. Van Geert (VEB); I. Schoeters (Eurocopper); W. Ghyoot (ENIA); G. Van Gestel, D. Geysen, D. Dedecker (OVAM)

11. *Contactperso(o)n(en)*

Annelies Van Gucht, Griet van Gestel

12. *Andere titels over dit onderwerp*

Basisinformatie voor risico-evaluaties
Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen en arseen

Gegevens uit dit document mag u overnemen mits duidelijke bronvermelding.

De meeste OVAM-publicaties kan u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: <http://www.ovam.be>

Inhoudsopgave

1	Bodemsaneringsnormen en streefwaarden voor zware metalen en arseen	2
1.1	Streefwaarden	4
1.2	Bodemsaneringsnormen	5
2	Technische fiches	8
2.1	Arseen	8
2.2	Cadmium	12
2.3	Chroom	16
2.4	Koper	20
2.5	Kwik	24
2.6	Lood	29
2.7	Nikkel	34
2.8	Zink	37
3	Referenties	40

1 Bodemsaneringsnormen en streefwaarden voor zware metalen en arseen

De bodemsaneringsnormen en streefwaarden voor zware metalen en arseen werden herzien. De wijzigingen zijn opgenomen in het Vlarebo van 14 december 2007, en gelden vanaf 1 juni 2008.

Hier wordt een samenvatting gegeven van de normen en de onderbouwing, gebaseerd op volgende rapporten:

‘Herziening achtergrondwaarden zware metalen in bodem’ (2006) opgesteld door P. Seuntjens, J. Bierkens, J. Patyn, K. Tirez, D. Wilczek, R. Smolders, D. Lagrou.

‘Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor arseen’ (2006) opgesteld door J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, G. Schoeters, R. Hooghe, S. Verbeiren.

‘Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor cadmium’ (2006) opgesteld door J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, R. Hooghe, G. Schoeters, S. Verbeiren.

‘Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor chroom’ (2006) opgesteld door J. Bierkens J., B. De Raeymaecker, C. Cornelis, R. Hooghe, S. Verbeiren.

‘Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor koper’ (2006) opgesteld door J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, J. Nouwen, J. Provoost, R. Hooghe, S. Verbeiren.

‘Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor kwik’ (2006) opgesteld door J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, J. Nouwen, J. Provoost, R. Hooghe, S. Verbeiren.

‘Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor lood’ (2006) opgesteld door J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, R. Hooghe, S. Verbeiren.

‘Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor nikkel’ (2006) opgesteld door J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, J. Nouwen, J. Provoost, R. Hooghe, S. Verbeiren.

‘Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor zink’ (2006) opgesteld door J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, J. Nouwen, J. Provoost, R. Hooghe, S. Verbeiren.

‘Transfer van zware metalen naar vee’ (2005) opgesteld door B. De Raeymaecker, C. Cornelis, P. Seuntjens.

‘Bioconcentratiefactoren van metalen in gewassen en de invloed van bodemeigenschappen op deze factor’ (2005) opgesteld door A. Ruttens, J. Vangronsveld.

‘Uitwerking van een methodologie voor het verder omgaan met de beschikbare BCF informatie van metalen in gewassen’ (2006) opgesteld door A. Ruttens, J. Vangronsveld, J. Bierkens, P. Seuntjens, C. Cornelis.

‘Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen’ (2001) opgesteld door J. Bierkens.

'Herziening bodemsaneringsnormen voor zware metalen in de bodem: ecotoxicologische benadering' (2002) opgesteld door N. Waegeneers, E. Smolders.

'Berekening van de kritische bodemconcentraties voor fytotoxiciteit voor Cu en Zn in functie van de bodemeigenschappen, op basis van PAF curves' (2006) opgesteld door K. Oorts, E. Smolders.

1.1 Streefwaarden

De streefwaarden voor de bodemkwaliteit voor zware metalen en arseen zijn gebaseerd op de gegevens uit het rapport 'Herziening achtergrondwaarden zware metalen in bodem' (Seuntjens et al., 2006). De streefwaarden voor het vaste deel van de aarde komen overeen met de 90-percentielwaarden van de gehalten aanwezig in de toplaag (0-20cm) van bodems gelegen in onverdachte gebieden (Tabel 1). Voor cadmium en kwik komt deze waarde overeen met de aantoonbaarheidsgrens van de standaard analysetechnieken volgens de huidige stand van de techniek. De streefwaarden voor grondwater komen overeen met de gehalten die in normale omstandigheden in het grondwater worden aangetroffen (Tabel 1).

Behalve voor cadmium en kwik, dienen de streefwaarden voor het vaste deel van de aarde omgerekend te worden naar de gemeten gehalten aan klei en aan organisch materiaal in het te toetsen monster. Dat gebeurt voor de verschillende metalen op basis van de formules opgenomen in het Vlarebo van 14 december 2007 onder bijlage III.

Tabel 1: Streefwaarden voor zware metalen en arseen voor bodem en grondwater

	bodem (mg/kg ds)	Grondwater (µg/l)
Arseen	16	5
Cadmium	0,7	1
Chroom (III)	62	10
Koper	20	20
Kwik	0,1	0,05
Lood	31	5
Nikkel	16	10
Zink	77	60

1.2 Bodemsaneringsnormen

Voor de afleiding van de bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde worden kritische waarden berekend gebaseerd op een humaan toxicologische onderbouwing, en kritische waarden gebaseerd op ecotoxicologie. In principe wordt de strengste van deze twee waarden weerhouden, die dan wordt bijgesteld indien de norm onvoldoende ver van de streefwaarde is verwijderd. Analytisch moeten de twee waarden immers kunnen worden onderscheiden.

Voor de berekening van de humaan toxicologische onderbouwde waarden wordt de methodiek gevolgd die is beschreven in 'Basisinformatie voor risico-evaluaties' (OVAM, 2004).

Voor de ecotoxicologische onderbouwing worden uit de wetenschappelijke literatuur alle beschikbare gegevens verzameld over verbanden tussen de concentratie aan zware metalen in de bodem en nadelige effecten bij organismen. Deze gegevens worden gecontroleerd op kwaliteit en relevantie. Aan de hand van afgesproken rekenregels wordt dan een kritische concentratie afgeleid. De meest toegepaste rekenregel is het opstellen van een species gevoeligheidsdistributiecurve, waarbij de geselecteerde data cumulatief worden uitgezet ten opzichte van de bodemconcentratie. Uit deze curves kan dan de concentratie in de bodem worden afgelezen waarbij een (theoretisch) percentage van soorten een effect kunnen ondervinden. De 'potentieel aangetaste fractie' wordt bij consensus vastgesteld.

De afleiding van de ecotoxgebaseerde waarden is beschreven in volgende rapporten: Bierkens (2001), Waegeneers en Smolders (2002), Oorts en Smolders (2006a,b).

Bij afleiding van de bodemsaneringsnormen, werden soms voorgestelde ecotoxgebaseerde waarden niet weerhouden omdat:

- er te weinig wetenschappelijke data beschikbaar zijn, zodat grote onzekerheidsfactoren in rekening moeten worden gebracht, en de afgeleide norm onrealistisch laag wordt (i.e. in de buurt van of onder de achtergrondconcentratie);
- de soorten waarop de experimenten werden uitgevoerd, of de omstandigheden waarin de experimenten werden uitgevoerd, niet relevant zijn.

In deze gevallen werd dan de humaan toxgebaseerde waarde weerhouden.

In sommige gevallen was de voorgestelde norm niet haalbaar voor Vlaanderen, waar op zeer veel lokaties een historische bodemverontreiniging aanwezig is. De haalbaarheid werd nagegaan door een bevraging van de OVAM-databank. In die gevallen werd dan de potentieel aangetaste fractie verhoogd.

In Tabel 2 zijn de bodemsaneringsnormen weergegeven en hun onderbouwing. De vetgedrukte normen zijn afgeleid rekening houdend met effecten op het milieu. Indien voor een locatiespecifieke risico-evaluatie een oordeel moet worden gegeven over de ecotoxicologische risico's van een bodemverontreiniging, is het aangewezen in eerste instantie deze kritische waarden te hanteren als toetsingswaarde.

Tabel 2: Bodemsaneringsnormen voor zware metalen voor het vaste deel van de aarde, en de onderbouwing van deze norm (vetgedrukte waarden zijn onderbouwd gebaseerd op effecten op het ecosysteem)

		Bodemsaneringsnorm (vanaf 1 juni '08) (mg/kg droge stof)				
Bestemmingstype	I	II	III	IV	V	
Stof						
Arseen	58* Hum	58* Hum	103 Hum	267 Hum	267 Hum	
Cadmium	2* Hum (Gew)	2* Hum (Gew)	6 Hum	9,5 Eco	30 Exp	
Chroom	130 Hum (SW)	130 Hum (SW)	240 Hum	560 Eco	880 Eco	
Koper	120* Fyt 25%PAF Sch	120* Fyt 25%PAF Sch	197* Fyt 50%PAF	500 Exp (Fyt)	500 Exp (Fyt)	
Kwik	2,9 Hum	2,9 Hum	4,8 Eco	4,8 Eco	11 Eco	
Lood	200 Hum (Gew)	200 Hum (Gew)	560 Hum	735 Hum	1250 Exp	
Nikkel	93 Hum	93 Hum	95 Hum	530 Hum	530 Hum	
Zink	333* Fyt 50%PAF	333* Fyt 50%PAF	333* Fyt 50%PAF	1000 Exp (Fyt)	1250 Exp	

*: deze bodemsaneringsnorm geldt voor een standaardbodem, voor een specifieke bodem dient de norm te worden berekend aan de hand van de omrekeningsformules opgenomen in het Vlarebo van 14 december 2007 onder bijlage IV.

Legende:

Hum: gebaseerd op humane toxicologie

Fyt: gebaseerd op fytotoxicologie

Eco: gebaseerd op ecotoxicologie

X%PAF: waarde komt overeen met X% potentieel aangetaste fractie

SW: bijstelling rekening houdend met de streefwaarde

Sch: houdt ook rekening met toxiciteit voor schapen

Exp: norm op basis van expertenoordeel (ecotox en/of fytotox)

Gew: bijstelling voor overschrijding van de gewasnorm (niet voor alle gewassen)

De bodemsaneringsnormen voor zware metalen en arseen in het grondwater werden opnieuw geëvalueerd, maar werden niet gewijzigd (Tabel 3).

Tabel 3: Bodemsaneringsnormen voor grondwater voor zware metalen en arseen

Metaal	Bodemsaneringsnorm voor grondwater (µg/l)
Arseen	20
Cadmium	5
Chroom	50
Koper	100
Kwik	1
Lood	20
Nikkel	40
Zink	500

2 Technische fiches

Voor het uitvoeren van een locatiespecifieke risico-evaluatie worden bij voorkeur dezelfde gegevens gebruikt als voor de normberekening. Hieronder zijn de gegevens samengevat die werden gebruikt voor de afleiding van de humaan toxicologische waarden.

Bij de herziening van de normen werden naast de actualisering van alle parameterwaarden eveneens twee wijzigingen doorgevoerd aan de berekeningen. Enerzijds werd er gerekend met een beperkt groentenpakket voor het berekenen van een gewogen BCF voor wortel- en stengelgewassen, en anderzijds werden biotransferfactoren gebruikt voor het berekenen van de concentraties in melk en vlees van runderen. De huidige versie van Vlier-Humaan laat niet toe deze berekeningen uit te voeren. Er werd een aparte rekenmodule ontwikkeld waarvan de rekenresultaten kunnen worden ingevoerd in Vlier humaan. ('Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen')

Voor de ecotoxicologische risicobeoordeling kunnen als eerste toetsingswaarde de bodemsaneringsnormen worden gebruikt, waarvan de onderbouwing gebaseerd is op effecten op het ecosysteem (zie 1.2 Bodemsaneringsnormen).

2.1 Arseen

Voor de berekening van locatiespecifieke bodemsaneringsnormen dient As te worden beschouwd als oraal niet-carcinogeen maar inhalatoir carcinogeen met drempelwaarde. Omdat een belangrijk deel van de orale achtergrondblootstelling aan As bestaat uit zeer weinig toxische organische As verbindingen in vis en zeevruchten wordt deze bijdrage via vis en zeevruchten voor de berekeningen in mindering gebracht. Een schatting van de orale achtergrondblootstelling en de overige invoerparameters voor het uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-analyse staan hieronder vermeld.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Molmassa	[g/mol]	$7,49 \cdot 10^1$	Geometrisch gemiddelde
Oplosbaarheid (S)	[mg/l] [mol/m ³]	-	
Dampdruk (P)	[Pa]	nvt	
Henry-coëfficiënt (H)	[Pa.m ³ /mol]	nvt	
K _{ow}	[-]	nvt	
K _{oc}	[l/kg]	nvt	
K _d	[l/kg]	871 bij 10%klei ^(a)	Op basis van data Smolders et al., 2000
D _{pe}	[m ² /d]	nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	[m ² /d]	nvt	

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Diff. coëff. lucht	[m ² /h]	nvt	
Diff. coëff. water	[m ² /h]	nvt	
BCF _{wo}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
BCF _{st}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
f _{acing} (vee)	[-]	1.10 ⁻¹ ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} (vee)	[-]	3,0.10 ⁻¹	Hassauer et al., 1993
f _{excr} (vee)	[-]	1 ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005
BTF	[d/l]	BTF _{melk} : 1.10 ⁻⁴ ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005
DAR _{volw}	[l/h]	nvt	
DAR _{kind}	[l/h]	nvt	
Carc.		1 A 1	IARC, 1987 US-EPA, 2002b EC, 2001
GW _{oraal}	[mg/kg.d]	2,0.10 ⁻³	WHO, 1989
GW _{inhal.}	[mg/kg.d]	3,7.10 ⁻⁶ ^(d)	EC, 2001
GW _{lucht}	[g/m ³]	13,0.10 ⁻⁹ ^(e)	EC, 2001
GW _{drw}	[g/m ³]	1,0.10 ⁻² ^(f)	WHO, 1993; Raad van Europa, 1998; VI. Reg., 2003
GW _{plant}	[mg/kg vs]	0,45 ^(g)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees}	[mg/kg vs]	-	^(h)
AB _{oraal}	[mg/kg.d]	Type II: 2,55.10 ⁻⁴ Type III: 2,57.10 ⁻⁴	Deelstra et al., 1996

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
		Type IV-V: $2,58 \cdot 10^{-4}$ ⁽ⁱ⁾	
AB _{inhal}	[mg/kg.d]	$1,3710^{-6}$ ^(j)	VMM, 2004

GW_{oraal, inhal., lucht}: Grenswaarde oraal, inhalatoir en lucht; uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als (AD)_{or,1/10}⁵, (AD)_{inh,1/10}⁵ en (ACL)_{1/10}⁵ voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling.

- ^(a): Voor het berekenen van de verdelingscoëfficiënt K_d wordt gebruik gemaakt van volgende relatie:

$$\log K_d = 1,68 + (1,26 \times \log (\% \text{klei})) \quad R^2 = 0,49$$

Bij een standaardbodem (%klei: 10) wordt zo een K_d berekend van 871 l/kg.

- ^(b): De keuze van geschikte BCF's is gebaseerd op Ruttens en Vangronsveld (2005) (zie tabel en 'Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen').

Gebruikte BCF relaties (Bron: Ruttens en Vangronsveld, 2005).

Gewas	Regressievergl.
<i>Wortelgewassen</i>	
Aardappelen	0.003 (Versluys en Otte, 2001)
Wortel	$\log \text{BCF} = 0,57 - (0,66 \times \log \text{As}_{\text{tot}}) - (0,49 \times \log \text{Fe})$
<i>Blad- /stengelgewas</i>	
Spinazie	$\log \text{BCF} = -3,36 - (1,1 \times \log \text{As}_{\text{tot}}) + (0,99 \times \log \text{P}_{\text{tot}})$
Selder	$\log \text{BCF} = 1,08 - (0,54 \times \log \text{As}_{\text{tot}}) - (0,56 \times \log \text{Fe})$
Sla	$\log \text{BCF} = -0,31 - (0,73 \times \log \text{As}_{\text{tot}})$
prei	$\log \text{BCF} = -3,05 - (0,54 \times \log \text{As}_{\text{tot}}) + (0,73 \times \log \text{Al})$

- ^(c): Voor de transfer van As naar vlees wordt gebruik gemaakt van een f_{acing} van 0,1 en een f_{excr} van 1. Voor de overdracht naar melk wordt gerekend met een biotransferfactor van $1,0 \cdot 10^{-4}$ d/l.
- ^(d): Het door het EC (2001) opgegeven interval $4,0 - 13,0 \cdot 10^{-9}$ g/m³ beschermt zowel tegen carcinogene als niet-carcinogene effecten. Indien de bovengrens wordt genomen als (ACL)_{1/10}⁵ wordt een inhalatoire (AD)_{1/10}⁵ berekend van $3,7 \cdot 10^{-6}$ mg/k.d.
- ^(e) De ondergrens van het opgegeven interval nl $4,0 \cdot 10^{-9}$ g/m³ kan niet worden gebruikt in de berekeningen omdat het beneden de Vlaamse streefwaarde valt.

- ^(f): De kritische drinkwaterconcentratie van $1,0 \cdot 10^{-2} \text{ g/m}^3$ is afkomstig van de WHO (1996) en is gelijk aan deze vermeld in de Europese Richtlijn 98/83/EG (Raad van Europa, 1998). Ter vergelijking: de (Vlaamse) technische reglementering inzake drinkwater (VI. Reg., 1989, 2003) vermeldt een grenswaarde van $5,0 \cdot 10^{-2} \text{ g/m}^3$, geldig t.e.m. 24/12/2003; vanaf 25/12/2003 geldt de parameterwaarde van $1,0 \cdot 10^{-2} \text{ g/m}^3$.
- ^(g): Algemene fytotoxische grenzen zijn door Kabata-Pendias en Pendias (1992) vastgelegd op 5-20 mg/kg ds. Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 0,45-1,8 mg/kg vg.
- ^(h): De wetgeving inzake voedingsmiddelen vermeldt geen specifieke normen voor vlees of vleesproducten.
- ⁽ⁱ⁾: Voor een schatting van de niet-gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling werd gebruik gemaakt van een studie van Deelstra et al. (1996). Voor het aandeel van verschillende voedingsgroepen in het dagelijks voedingspatroon werd gebruik gemaakt van gegevens van Ysart et al. (1999).

Om rekening te houden met de consumptie van zelfgeteelde groenten, en melk en vlees uit eigen productie werd voor de bestemmingstypes II en III een correctie van de orale achtergrondblootstelling uitgevoerd. Voor As werd bovendien een supplementaire correctie van de achtergrondblootstelling doorgevoerd waarbij het aandeel van (weinig toxische) organische As-verbindingen via vis- en zeevruchtenconsumptie in mindering worden gebracht. Voor België werd een schatting gemaakt dat 50% van de orale achtergrondblootstelling uit organische As-verbindingen bestaat.

- ^(j): De inhalatoire achtergrondblootstelling is geschat a.h.v. gegevens van VMM (2004). Aangezien de industriële verontreiniging voornamelijk gelegen is in de buurt van non-ferro bedrijven zijn bij de berekening van een representatieve achtergrondconcentratie de resultaten van de meetstations nabij deze industrie weggelaten. Op deze manier is een gemiddelde Vlaamse achtergrondconcentratie van As in de buitenlucht bepaald van $4,8 \cdot 10^{-6} \text{ mg/m}^3$. Na omrekening (20 m³/d, 70 kg) wordt een representatieve inhalatoire achtergrondblootstelling voor Vlaanderen bepaald van $1,37 \cdot 10^{-6} \text{ mg/kg.d}$.

2.2 Cadmium

Hoewel Cd carcinogeen is bij inhalatoire blootstelling dient voor de berekening van locatiespecifieke bodemsaneringsnormen Cd te worden beschouwd als (zowel inhalatoir als oraal) niet-carcinogeen omdat de toxicologische grenswaarden voor niet-carcinogene effecten (nierschade) als voldoende beschermend worden beschouwd voor carcinogene effecten. De invoerparameters voor het uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-analyse staan hieronder vermeld.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Molmassa	[g/mol]	$1,124 \cdot 10^2$	Geometrisch gemiddelde
Oplosbaarheid (S)	[mg/l] [mol/m ³]	-	
Dampdruk (P)	[Pa]	nvt	
Henry-coëfficiënt (H)	[Pa.m ³ /mol]	nvt	
K _{ow}	[-]	nvt	
K _{oc}	[l/kg]	nvt	
K _d	[l/kg]	372 ^(a) bij pH = 6	Smolders et al., 2000
D _{pe}	[m ² /d]	nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	[m ² /d]	nvt	
Diff. coëff. lucht	[m ² /h]	nvt	
Diff. coëff. water	[m ² /h]	nvt	
BCF _{wo}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
BCF _{st}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
f _{acing} (vee)	[-]	$1,0 \cdot 10^{-2}$ ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} (vee)	[-]	$2,5 \cdot 10^{-1}$	Hassauer et al., 1993
f _{excr} (vee)	[-]	1 ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005

BTF	[d/kg vg] [d/l]	BTF _{vlees} : 1,30.10 ⁻⁴ (c) BTF _{melk} : 1,9.10 ⁻⁶	De Raeymaecker et al., 2005
DAR _{volw}	[l/h]	nvt	
DAR _{kind}	[l/h]	nvt	
Carc.		1 B1 2 3	IARC, 1993a,b US-EPA, 1998 EC, 2001 (cadmiumchloride, - oxide en -sulfaat) EC, 2001 (cadmiumsulfide)
GW _{oraal}	[mg/kg.d]	1,1.10 ⁻³ (d)	JECFA, 1989a, b; JECFA, 2001, 2004
GW _{inhal.}	[mg/kg.d]	1,43.10 ⁻⁶	WHO, 2000; EC, 2001
GW _{lucht}	[g/m ³]	5,0.10 ⁻⁹	EC, 2001
GW _{drw}	[g/m ³]	3,0.10 ⁻³	WHO, 1993, 1996a
GW _{plant}	[mg/kg vs]	0,45 ^(e)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees}	[mg/kg vs]	^(f)	K.B. van 02/12/1991
AB _{oraal}	[mg/kg.d]	1,51.10 ⁻⁴ (g) type II of 2,05.10 ⁻⁴ type III (2,33.10 ⁻⁴ in type IV en V)	DG Health and Consumer Protection, 2004
AB _{inhal.}	[mg/kg.d]	4,6.10 ⁻⁷ (h)	VMM, 2004

GW_{oraal, inhal., lucht}: Grenswaarde oraal, inhalatoir en lucht; uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als (AD)_{or,1/10⁵}, (AD)_{inh,1/10⁵} en (ACL)_{1/10⁵} voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling.

(a): Voor Cd wordt voor de omrekening van de K_d in functie van de pH(CaCl₂, 0,01 M) volgende formule gehanteerd (R² = 0,73): log K_d = -0,19 + (0,46 x pH). Bij pH = 6 wordt zo een K_d van 372 l/kg berekend. Er is ook een een

omrekeningsformule afgeleid, gebaseerd op de pH(CaCl₂, 0,01 M) en de CEC (R² = 0,79):

$$\log K_d = -0,13 + (0,43 \times \text{pH}) + (0,26 \times \log \text{CEC}).$$

^(b): De keuze van geschikte BCF's is gebaseerd op Jansson et al. (2006). De beschikbare BCF regressiemodellen uit deze studie worden hieronder opgesomd. (zie ook 'Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen')

aardappel:	Log BCF = -0,5 – 0,05 pH-KCl – 0,73 log Cdbodem
andijvie:	Log BCF = 1,99 – 0,32 pH-KCl – 0,42 log Cdbodem
komkommer:	Log BCF = -0,86 – 0,26 log Cdbodem
prei:	Log BCF = 1,18 – 0,25 pH-KCl – 0,42 log Cdbodem
prinsessenbonen:	Log BCF = 0,43 – 0,34 pH-KCl + 0,24 log Cdbodem
schorseneer:	Log BCF = 1,4 – 0,32 pH-KCl – 0,58 log Cdbodem
selder:	Log BCF = 1,07 – 0,13 pH-KCl – 0,43 log Cdbodem
sla:	Log BCF = 1,06 – 0,14 pH-KCl – 0,4 log Cdbodem
spinazie:	Log BCF = 0,53 – 0,06 pH-KCl – 0,37 log Cdbodem
tomaat:	Log BCF = -0,16 – 0,06 pH-KCl – 0,66 log Cdbodem
wortelen:	Log BCF = 0,43 – 0,12 pH-KCl – 0,51 log Cdbodem
Voedergewassen:	
gras:	Log BCF = -0,33 – 0,08 pH-KCl – 0,78 log Cdbodem

^(c): Voor de berekening van de transfer van Cd naar vee worden de volgende aanbevelingen overgenomen uit De Raeymaecker (2005). Voor vlees wordt in de berekeningen een transferfactor gebruikt van $1,30 \cdot 10^{-4}$ d/kg vs. Voor de berekeningen van de transfer naar melk wordt een BTF_{melk} gehanteerd van $1,90 \cdot 10^{-6}$ d/l.

^(d): Voor een argumentatie bij de keuze van de toxicologische grenswaarden wordt verwezen naar bijlage 10 in 'Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor cadmium.' December 2006 opgesteld door J. Bierkens, B. De Raeymaecker, C. Cornelis, R. Hooghe, G. Schoeters, S. Verbeiren.

^(e): Fytotoxiciteit treedt op bij 5-30 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 0,45-2,7 mg/kg vg. (cfr. tabel 5C). Kabata-Pendias en Pendias vermelden op basis van een studie van Macnicol en Beckett (1985) ook dat cadmiumgehalten tot 3 mg/kg ds tolereerbaar zijn voor landbouwgewassen. Een oogstverlies van 10% is te relateren aan 5-200 mg Cd/kg ds in de plant (Macnicol en Beckett, 1985). Op basis van een studie van

Kloke et al. (1984) wordt door Kabata-Pendias en Pendias (1992) 5-10 mg/kg ds (plant) als grens gesteld voor effecten op de plantengroei bij gevoelige soorten.

^(f): Het Koninklijk Besluit van 02/12/1991 tot vaststelling van de maximale gehalten van een aantal zware metalen in voedingsmiddelen (B.S., 21/02/1992) vermeldt de voor Cd geldende grenswaarden (zie tabel).

Product	Grenswaarde [mg/kg vg]
<i>Gewassen</i>	
Wortelgewassen: aardappel, wortelen	0,1
Stengelgroente: selder	0,1
Bladgroenten: spinazie en sla	0,2
<i>Dierlijke producten</i>	
Vlees	0,01
Melk	0,005

^(g): Om rekening te houden met de consumptie van zelfgeteelde groenten, en melk en vlees uit eigen productie werd voor de bestemmingstypes II en III een correctie van de orale achtergrondblootstelling uitgevoerd.

Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling van $16,3 \cdot 10^{-3}$ mg/d (corresponderend met een dagelijkse opname van $2,33 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d) en rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II teruggebracht op $1,51 \times 10^{-4}$ mg/kg.d. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $2,05 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten. Voor types IV en V wordt geen correctie doorgevoerd en blijft een orale achtergrondblootstelling van $2,33 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d behouden.

^(h): Voor de berekening van de representatieve jaargemiddelde Cd-concentratie in de buitenlucht van Vlaanderen (i.e. $1,6 \cdot 10^{-7}$ mg/m³) zijn de data m.b.t. de non-ferro industrie niet meegenomen. Uit dit gemiddelde is een inhalatoire achtergrondblootstelling afgeleid (20 m³, 70 kg) van $4,6 \cdot 10^{-7}$ mg/kg.d.

2.3 Chroom

De bodemsaneringsnormen voor chroom zijn opgesteld voor de driewaardige speciatievorm (Cr III), omdat chroom meestel in deze vorm in de bodem voorkomt. Chroom kan ook voorkomen als Cr VI, dat meer toxisch is dan Cr III. Meestal wordt totaal chroom gemeten. Voor een locatiespecifieke humane risico-analyse dienen dan de gegevens voor Cr III te worden gebruikt.

Indien er aanwijzingen zijn dat chroom voornamelijk in de speciatievorm Cr VI voorkomt, is het aangewezen de speciatievormen te meten. Volgende toetsingswaarden dienen dan worden gebruikt voor Cr VI.

Type (mg/kg ds)	I	II	III	IV	V
Chroom VI	4	4	4	4	4

Voor een locatiespecifieke humane risico-analyse, kunnen dan de gegevens voor de gepaste speciatievorm worden gebruikt.

Cr III dient te worden beschouwd als niet-carcinogeen. Cr VI wordt beschouwd als niet-carcinogeen via orale weg en als carcinogeen via inhalatoire weg. Dit heeft tot gevolg dat, omwille van verschillende eindpunten per blootstellingsroute, de orale en inhalatoire dosis niet mogen gecombineerd worden in de risicotoetsing. Voor de niet-carcinogene toetsing wordt alleen de orale weg in rekening gebracht; voor de carcinogene toetsing wordt alleen de inhalatoire weg in rekening gebracht (achtergrondblootstelling werd hier niet meegeteld). De criteria die moeten worden getoetst bij het bepalen van locatiespecifieke risico's zijn de $RI^{kind}_{oraal} \leq 1$ en de $RI^{kind}_{inhalatoir} \leq 1$ (voor type II, III en IV) en $RI^{volw}_{oraal} \leq 1$ en de $RI^{volw}_{inhalatoir} \leq 1$ (voor type V). De invoerparameters voor het bepalen van een locatiespecifieke humane risico-analyse staan hieronder vermeld.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Molmassa	[g/mol]	52	Geometrisch gemiddelde
Oplosbaarheid (S)	[mg/l] [mol/m ³]	-	
Dampdruk (P)	[Pa]	nvt	
Henry-coëfficiënt (H)	[Pa.m ³ /mol]	nvt	
K _{ow}	[-]	nvt	
K _{oc}	[l/kg]	nvt	
K _d	[l/kg]	8511 ^(a) bij pH=6 Cr(III)	Smolders et al., 2000;

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
		5 Cr(VI)	de Groot et al., 1998
D _{pe}	[m ² /d]	nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	[m ² /d]	nvt	
Diff. coëff. lucht	[m ² /h]	nvt	
Diff. coëff. water	[m ² /h]	nvt	
BCF _{wo}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
BCF _{st}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
f _{acing} (vee)	[-]	3.10 ⁻² Cr(III) ^(c) 5.10 ⁻² Cr(VI) ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} (vee)	[-]	1 Cr(III) 1 Cr(VI)	Standaard
f _{excr} (vee)	[-]	9.10 ⁻² Cr(III) ^(c) 9.10 ⁻² Cr(VI) ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005
BTF	[d/l]	BTF _{melk} : 2.10 ⁻⁴ Cr III en Cr VI ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005
DAR _{volw}	[l/h]	nvt	
DAR _{kind}	[l/h]	nvt	
Carc.		1 Cr(VI) 3 Cr(III), Cr(0) A Cr(VI) _{inh} D Cr(III), Cr(VI) _{or}	IARC, 1990 IARC, 1990 US-EPA, 1998 US-EPA, 1998
GW _{oraal}	[mg/kg.d]	3.10 ⁻³ Cr(III)	ATSDR, 2000 (afgerond)

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
		$3 \cdot 10^{-3}$ Cr(VI)	US-EPA, 1998
GW _{inhal.}	[mg/kg.d]	$3 \cdot 10^{-3}$ Cr(III) $7,14 \cdot 10^{-8}$ Cr(VI)	idem TDI _{oraal} WHO, 2000
GW _{lucht}	[g/m ³]	$1,05 \cdot 10^{-5}$ Cr(III) $2,5 \cdot 10^{-10}$ Cr(VI)	Berekend uit TDI _{inh} WHO, 2000
GW _{drw}	[g/m ³]	$5 \cdot 10^{-2}$	WHO, 1996; Raad van Europa, 1998
GW _{plant}	[mg/kg vs]	0,45 ^(d)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees}	[mg/kg vs]	-	
AB _{oraal}	[mg/kg.d]	Cr(III) Type II $4,1 \cdot 10^{-4}$ ^(e) Type III $5,0 \cdot 10^{-4}$ Type IV en V $5,1 \cdot 10^{-4}$ Cr(VI) Type II $4,1 \cdot 10^{-5}$ ^(e) Type III $5,0 \cdot 10^{-5}$ Type IV en V $5,1 \cdot 10^{-5}$	Deelstra et al., 1996; (Cr(VI) 10% van Cr totaal)
AB _{inhal.}	[mg/kg.d]	$1,11 \cdot 10^{-6}$ Cr(III) ^(f) $0,37 \cdot 10^{-6}$ Cr(VI)	VMM, 2004 (Cr(III): 75% van Cr totaal)

GW_{oraal, inhal., lucht}: Grenswaarde oraal, inhalatoir en lucht; uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als (AD)_{or,1/10⁵}, (AD)_{inh,1/10⁵} en (ACL)_{1/10⁵} voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling.

^(a): Voor Cr(III) wordt voor de omrekening van de K_d in functie van de pH (CaCl₂, 0,01 M) volgende formule gehanteerd (R² = 0,79): $\log K_d = 2,25 + (0,28 \times \text{pH})$. Hexavalent Cr is zeer mobiel. Enkel bij lage pH is er adsorptie van Cr(VI) op de bodem (K_d ca. 10-50 l/kg). Bij hoge pH adsorbeert Cr(VI) nauwelijks (K_d ca. 1 l/kg; Smolders et al., 2000). Voor Cr(VI) wordt de K_d vastgelegd op 5 l/kg welke als voldoende conservatief wordt geacht in het pH-interval 3-8.

- (b): Voor de keuze van een geschikte BCF wordt verwezen naar Ruttens en Vangronsveld (2005). Deze BCF's zijn uitgedrukt voor Cr-totaal maar worden gebruikt voor zowel Cr(III) als Cr(VI). Voor landbouwgebied (type II) en woonzons (type III) zijn er berekeningen uitgevoerd aan de hand van een uitgebreid voedselpakket en het relatief aandeel van de verschillende gewassen binnen dit voedselpakket. (zie 'Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen')
- (c): Voor de overdracht van Cr(III) naar vlees is gerekend met een f_{acing} van $3 \cdot 10^{-2}$ en een f_{exc} $9 \cdot 10^{-2}$. De berekeningen voor Cr(VI) worden uitgevoerd met een f_{acing} van $5 \cdot 10^{-2}$ en een f_{exc} van $9 \cdot 10^{-2}$. De overdracht naar melk is zowel voor Cr(III) als Cr(VI) geschat a.h.v. een BTF_{melk} ($2 \cdot 10^{-4}$ d/l).
- (d): Fytotoxiciteit treedt op bij 5-30 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 0,45-2,7 mg/kg vg. .
- (e): Om rekening te houden met de consumptie van zelfgeteelde groenten, en melk en vlees uit eigen productie werd voor de bestemmingstypes II en III een correctie van de orale achtergrondblootstelling uitgevoerd.

Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling van $35,9 \mu\text{g/d}$ (corresponderend meteen dagelijkse opname van $5,1 \cdot 10^1 \mu\text{g/kg.d}$) en rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor Cr(III) in bestemmingstype II teruggebracht op $4,1 \times 10^{-4} \text{ mg/kg.d}$. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $5,0 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg.d}$ gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten.

Indien we ons baseren op het DEFRA-EA (2002) gegeven dat niet meer dan 10% van het totale Cr-gehalte in voeding en water onder de hexavalente vorm voorkomt bedraagt de orale achtergrondblootstelling voor Cr (VI) na correctie voor consumptie van lokaal geteelde gewassen/producten voor type II en III respectievelijk $4,1 \times 10^{-5} \text{ mg/kg.d}$ en $5,0 \times 10^{-5} \text{ mg/kg.d}$.

- (f): Inhalatoire achtergrondblootstelling: Gebaseerd op VMM data (VMM, 2004) en in de veronderstelling dat 25 % van totaal Cr voorkomt onder de vorm Cr (VI) kunnen schattingen van de inhalatoire achtergrondblootstelling aan Cr(III) en Cr(VI) in de Vlaamse buitenlucht worden gemaakt. (25% is een conservatieve schatting uit de waarden opgegeven door Sloof et al. (1990) (maximum waarde uit opgegeven bereik) en Falerios et al. (1992).) In de berekeningen van de BSN voor Cr (III) en Cr(VI) werd gebruik gemaakt van respectievelijk $1,11 \cdot 10^{-6} \text{ mg/kg.d}$ en $0,37 \cdot 10^{-6} \text{ mg/kg.d}$.

2.4 Koper

Koper is in de eerste plaats toxisch voor planten. Pas bij hoge dosissen kunnen schadelijke effecten bij mensen optreden. Sommige schapenrassen zijn zeer gevoelig aan koper.

Voor koper is het dus belangrijk om bij een locatiespecifieke risicobeoordeling de ecotoxicologische risico's na te gaan. De bodemsaneringsnormen met bijhorende omrekeningsformules kunnen hier als (eerste) toetstingswaarde worden gebruikt (zie paragraaf 1.2 Bodemsaneringsnormen en Oorts en Smolders, 2006a,b).

Voor het uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-analyse kunnen de gegevens uit onderstaande tabel worden gebruikt. Koper wordt beschouwd als niet-carcinogeen.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Molmassa	[g/mol]	63,5	Geometrisch gemiddelde
Oplosbaarheid (S)	[mg/l] [mol/m ³]	-	
Dampdruk (P)	[Pa]	nvt	
Henry-coëfficiënt (H)	[Pa.m ³ /mol]	nvt	
K _{ow}	[-]	nvt	
K _{oc}	[l/kg]	nvt	
K _d	[l/kg]	684 bij pH = 6 ^(a)	Smolders et al., 2000
D _{pe}	[m ² /d]	nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	[m ² /d]	nvt	
Diff. coëff. lucht	[m ² /h]	nvt	
Diff. coëff. water	[m ² /h]	nvt	
BCF _{wo}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
BCF _{st}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005

f_{acing} (vee)	[-]	0,03 ^(c)	Zie onder
f_{acinh} (vee)	[-]	^(c)	zie onder
f_{excr} (vee)	[-]	1 ^(c)	Zie onder
DAR _{volw}	[l/h]	nvt	
DAR _{kind}	[l/h]	nvt	
Carc.		3 ^(d)	IARC, 1977, 1987
GW _{oraal}	[mg/kg.d]	$1,6 \cdot 10^{-1}$ ^(e)	WHO, 1993, 1998
GW _{inhal.}	[mg/kg.d]	$1,6 \cdot 10^{-1}$ ^(e)	Idem GW _{oraal}
GW _{lucht}	[g/m ³]	$5,6 \cdot 10^{-4}$ ^(e)	Afgeleid uit GW _{inhalatoir}
GW _{drw}	[g/m ³]	2 ^(f)	WHO, 1993
GW _{plant}	[mg/kg vs]	2,7 (Type II) 1,8 ^(g)	Zie onder
GW _{vlees}	[mg/kg vs]	-	
AB _{oraal}	[mg/kg.d]	Type II: $15,5 \cdot 10^{-3}$; Type III: $18,8 \cdot 10^{-3}$; Type IV en V: $20,0 \cdot 10^{-3}$ ^(h)	Van Cauwenbergh et al., 1995 en Deelstra et al., 1996
AB _{inhal.}	[mg/kg.d]	$4,6 \cdot 10^{-6}$ ⁽ⁱ⁾	VMM, 2004

GW_{oraal, inhal., lucht}: Grenswaarde oraal, inhalatoir en lucht; uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als (AD)_{or,1/10⁵}, (AD)_{inh,1/10⁵} en (ACL)_{1/10⁵} voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling.

(a): Voor Cu wordt voor de omrekening van de K_d in functie van de pH(CaCl₂, 0,01 M) en het koolstofgehalte (%OC) volgende formule gehanteerd ($R^2 = 0,81$; Smolders et al., 2000): $\log K_d = 1,34 + [0,85 \times \log(\%OC)] + [0,24 \times \text{pH}]$. Indien %OC wordt uitgedrukt als functie van %OM verkrijgt men volgende relatie:

$\log K_d = 1,34 + [0,85 \times \log(0,58 \times \%OM)] + [0,24 \times \text{pH}]$. Bij een standaardbodem (pH = 6, %OM = 2 en %OC = 1,16) wordt zo een K_d van 684 l/kg berekend.

(b): Voor de keuze van een geschikte BCF wordt verwezen naar de rapportage van Ruttens en Vangronsveld (2005).

Voor selder waren er in de studie van Ruttens en Vangronsveld (2005) voldoende gegevens beschikbaar om een BCF-model op te stellen (opgesteld voor een pH-range van 3,7 tot 7,1 en Cu-concentraties in de bodem van 2 tot 155 mg/kg ds):

$$\log \text{BCF}_{\text{selder}} = 0,794 - (0,88 \times \log \text{Cu}) - (0,04 \times \text{pH-KCl})$$

Voor de overige gewassen werden de data uit de internationale literatuur gebruikt aangevuld met BCF voor gewassen uit de Vlaamse dataset. (zie ook 'Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen')

- (c): Voor de berekening van de transfer van Cu naar vee wordt de overdracht naar vlees (spierweefsel) en melk berekend aan de hand van de empirisch bepaalde formules uit De Raeymaecker et al. (2005):

$$C_{\text{vlees}} = 2,4 \times [\text{TIc} / (f_{\text{acing}} \times 11)]^{0,0767} \text{ (mg/kg vg), en}$$

$$C_{\text{melk}} = 0,12 \times [\text{TIc} / (f_{\text{acing}} \times 11)]^{0,0767} \text{ (mg/l)}$$

Met: TIc : totale inname door vee (mg/kg vg)

f_{acing} geabsorbeerde fractie tijdens ingestie (in de berekeningen $f_{\text{acing}} = 0.03$)

- (d): De IARC (1977, 1987) heeft Cu ondergebracht in groep 3 en kan dus niet niet geklasseerd worden met betrekking tot carcinogene risico's voor de mens. Het wordt door de US-EPA geklasseerd als type D (niet klasseerbaar) op basis van onvoldoende humane data en inadequate dierdata (US-EPA, 1991). Voor de berekeningen wordt het ook als niet-carcinogeen beschouwd.
- (e): Voor de orale TDI kan de waarde van IOM (2001) gehanteerd worden zodat men bijgevolg een TDI van $10/70 \times 1000 = 140 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ (als toegevoegde dosis) of $160 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg.d}$ (als totale dosis, onder veronderstelling van 1,2 mg/d als achtergrondosis) bekommt.

Rekening houdend met de beperkte verschillen in absorptie (hoewel de deeltjesdiameter van partikels in omgevingslucht anders kan zijn dan voor arbeidsplaatsen), wordt voorgesteld om de orale TDI ook te gebruiken voor de inhalatoire route.

- (f): De WHO stelt als provisoire drinkwaterrichtlijn 2 g/m^3 (1998). In Vlaanderen mag drinkwater (leidingwater) maximaal 1 g/m^3 bevatten. Bij de ingang van het distributienet is dit $0,1 \text{ g/m}^3$ (VI. Ex., 1989). De Europese Richtlijn 98/83/EG (Raad van Europa, 1998) stelt als eis 2 g/m^3 l ter hoogte van de kraan. Ook voor drinkwater uit flessen of recipiënten (inclusief bronwater) of voor water dat gebruikt wordt voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen geldt de voorwaarde van 2 g/m^3 (Min. Sociale Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu, 2002).
- (g): De bodemsaneringsnorm van bestemmingstype II wordt bijgesteld op basis van een voedernorm van Richtlijn 70/524/EG voor schapen. Deze bedraagt $2,7 \text{ mg/kg vg}$. Er worden geen bijstellingen gemaakt op basis van de fytotoxische grenswaarde van 20 mg/kg ds of $1,8 \text{ mg/kg vg}$ (Kabata-Pendias en Pendias, 1992).

^(h): De orale achtergrondblootstelling is bepaald a.h.v. resultaten van een 'duplicaat maaltijd'-studie, uitgevoerd in 1992 (Van Cauwenbergh et al., 1995; Deelstra et al., 1996). Er werd een geometrisch gemiddelde achtergrondblootstelling bepaald van 1,4 mg/d of, rekening houdend met een lichaamsgewicht van 70 kg, $20 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d. Deze waarde wordt gehanteerd voor bestemmingstype IV en V.

Om rekening te houden met de consumptie van zelfgeteelde groenten, en melk en vlees uit eigen productie werd voor de bestemmingstypes II en III een correctie van de orale achtergrondblootstelling uitgevoerd. Door deze correctie wordt de achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II teruggebracht op $15,5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $18,8 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d gebracht.

⁽ⁱ⁾: De inhalatoire achtergrondblootstelling is geschat a.h.v. gegevens van VMM (2004). Aangezien de industriële verontreiniging voornamelijk gelegen is in de buurt van non-ferro bedrijven zijn bij de berekening van een representatieve achtergrondconcentratie de resultaten van de meetstations nabij deze industrie weggelaten. Op deze manier is een gemiddelde Vlaamse achtergrondconcentratie van Cu in de buitenlucht bepaald van $16 \cdot 10^{-6}$ mg/m³. Na omrekening (20 m³/d, 70 kg) wordt een representatieve inhalatoire achtergrondblootstelling voor Vlaanderen bepaald van $4,6 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d.

2.5 Kwik

Kwik kan onder verschillende vormen voorkomen in de bodem (anorganisch, organisch en elementair of metallisch kwik). De humaan toxicologische effecten van de verschillende speciatievormen zijn verschillend. De meest voorkomende speciatievorm in de bodem is anorganisch kwik. Organisch en elementair kwik zijn meer toxisch dan anorganisch kwik. De bodemsaneringsnormen zijn berekend voor anorganisch kwik.

Omdat er momenteel geen standaardmethoden beschikbaar zijn voor het onderscheiden van organisch, anorganisch en metallisch kwik wordt meestal totaal kwik gemeten. In bepaalde omstandigheden kan het aangewezen zijn de verschillende speciatievormen van kwik te bepalen (indien verdachte stof).

Hieronder zijn de invoergegevens voor blootstellingsberekeningen samengevat voor de drie meest voorkomende species, nl. anorganisch, organisch en elementair kwik (waarden voor respectievelijk HgCl_2 , CH_3HgCl en Hg^0 werden gebruikt). Kwik wordt beschouwd als niet-carcinogeen.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Molmassa	[g/mol]	$2,715 \cdot 10^2$ HgCl_2 $2,511 \cdot 10^2$ CH_3HgCl $2,006 \cdot 10^2$ Hg	-
Oplosbaarheid (S)	[g/l] [mol/m ³]	$66 \text{ g/l}; 243$ mol/m^3 (20°C) HgCl_2 $5,5 \text{ g/l}; 21,9$ mol/m^3 (25°C) CH_3HgCl $49,4 \cdot 10^{-6} \text{ g/l};$ $2,46 \cdot 10^{-4}$ mol/m^3 $(20^\circ\text{C}) \text{ Hg}$	EC, 2001
Dampdruk (P)	[Pa]	$0 (20^\circ\text{C})$ HgCl_2 $1,76 (25^\circ\text{C})$ CH_3HgCl $1,8 \cdot 10^{-1}$	EC, 2001 ^(a)

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
		(20°C) Hg	
Henry-coëfficiënt (H)	[Pa.m ³ /mol]	0 (20°C) HgCl ₂ 8,03.10 ⁻² (25°C) CH ₃ HgCl 729 (20°C) Hg	EC, 2001 ^(a)
K _{ow}	[-]	0 HgCl ₂ 2,5 CH ₃ HgCl 4,2 Hg	EC, 2001 ^(a)
K _{oc}	[l/kg]	Via Kow (CH ₃ HgCl, Hg)	-
K _d	[l/kg]	5.706 ^(b)	Smolders et al., 2000
D _{pe}	[m ² /d]	0	
D _{pvc} [m ² /d]	[m ² /d]	0	
Diff. coëff. lucht	[m ² /h]	0,019 HgCl ₂ 0,0198 CH ₃ HgCl 0,0222 Hg	VI.-H.
Diff. coëff. water	[m ² /h]	nvt	-
BCF _{wo}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(c)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
BCF _{st}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(c)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
f _{acing} (vee)	[-]	0,15 ^(d)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} (vee)	[-]	1	Standaard
f _{excr} (vee)	[-]	1 ^(d)	De Raeymaecker et al., 2005
BTF	[d/kg vg]	BTF _{vlees} :	De Raeymaecker et al.,

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
	[d/l]	$1,3 \cdot 10^{-4}$ ^(d) BTF _{melk} : $1,9 \cdot 10^{-5}$	2005
DAR _{volw}	[l/h]	nvt	
DAR _{kind}	[l/h]	nvt	
Carc.		3 (metallisch en anorg. Hg) 2B (methylkwik) D (metall. Hg) C (kwikchlor. en methylkwik)	IARC, 1993 US-EPA, 1997a,b,c
GW _{oraal}	[mg/kg.d]	$3 \cdot 10^{-4}$ HgCl ₂ $1 \cdot 10^{-4}$ ^(e) CH ₃ HgCl $1,0 \cdot 10^{-1}$ ^(f) Hg	US-EPA, 1997b EC, 2001; US-EPA, 1997a,b,c afgeleid van TDI _{inh} (Hg)
GW _{inhal.}	[mg/kg.d]	$3 \cdot 10^{-4}$ HgCl ₂ $1 \cdot 10^{-4}$ CH ₃ HgCl $1,4 \cdot 10^{-5}$ Hg	Idem TDlor (HgCl ₂) Idem TDlor (CH ₃ HgCl) EC, 2001
GW _{lucht}	[g/m ³]	$1,05 \cdot 10^{-6}$ HgCl ₂ $3,5 \cdot 10^{-3}$ CH ₃ HgCl $5 \cdot 10^{-8}$ ^(f) Hg	Uit TDI _{inh} (HgCl ₂) Uit TDI _{inh} (CH ₃ HgCl) EC, 2001
GW _{drw}	[g/m ³]	$1 \cdot 10^{-3}$ ^(g)	Raad van Europa, 1998; VI. Reg., 2003; WHO, 1993
GW _{plant}	[mg/kg vs]	0,09-0,27 ^(h)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees}	[mg/kg vs]	0,05 ⁽ⁱ⁾	K.B. 02/12/1991

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
AB _{oraal}	[mg/kg.d]	Type II: 3,55.10 ⁻⁵ (i) Type III: 4,19.10 ⁻⁵ (i) Type IV en V: 4,3.10 ⁻⁵	CCRX, 1993; Council of Europe, 1994; MAFF, 1999
AB _{inhal.}	[mg/kg.d]	6,4.10 ⁻⁷	VMM, 2001

GW_{oraal, inhal., lucht}: Grenswaarde oraal, inhalatoir en lucht; uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als (AD)_{or,1/10}⁵, (AD)_{inh,1/10}⁵ en (ACL)_{1/10}⁵ voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling. VI.-H.: Berekend volgens formularium Vlier-Humaan.

- (a): Voor anorganisch Hg (HgCl₂) werd P, H, K_{ow} en K_{oc} op 0 gezet. EC (2001) vermeldt de volgende waarden: P: 8,99.10⁻¹ Pa (20°C); H: 3,69.10⁻⁵ Pa.m³/mol (20°C); K_{ow}: 0,5.
- (b): Als K_d werd 5.706 l/kg gekozen. Dit is de mediaan van 4 observaties (Smolders et al., 2000). Er kon geen relatie worden afgeleid voor de Vlaamse bodem wegens de beperkte dataset.
- (c): De BCF die worden gebruikt in de berekeningen werden bepaald door Ruttens en Vangronsveld (2005b). (zie ook 'Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen')
- (d): Voor de berekening van de transfer van kwik naar vee worden volgende aanbevelingen gegeven in De Raeymaecker et al. (2005). Voor de berekening van de overdracht naar vlees (spierweefsel) wordt een BTF gehanteerd van 1,3.10⁻⁴ d/kg vg (Crout et al., 2004). Voor de transfer naar melk wordt aanbevolen om de overdracht te berekenen m.b.v. een biotransferfactor van 1,9.10⁻⁵ d/l (Crout et al., 2004).
- (e): De EU treedt de orale RfD van US-EPA voor methylkwik (RfD: 1,0.10⁻⁴ mg/kg dag) voorlopig bij als zijnde geschikt voor de Europese bevolking aangezien (i) het ontwikkelend brein als het meest gevoelige doelorgaan wordt beschouwd, (ii) de RfD van US-EPA een dosis betreft waarbij geen nadelige effecten zouden optreden, (iii) deze waarde door de US National Research Council recent (2000) opnieuw geëvalueerd werd en als voldoende onderbouwd werd beschouwd. Toch vraagt EFSA (2004) verder specifiek onderzoek naar blootstelling van vrouwen in de leeftijdperiode waarin de meeste kinderen worden geboren. De belangrijkste reden hiervoor zijn de resultaten van de recente studie SCOOP 3.2.11 "Assessment of the dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States" (DG Health and Consumer Protection, 2004). Uit deze resultaten blijkt dat hoewel de inname van Hg sterk kan verschillen van lidstaat tot lidstaat de gemiddelde gemiddelde inname in een aantal lidstaten 1,0.10⁻⁴ mg/kg dag overschrijdt. Een probabiliteitsanalyse op franse consumptiedata toont bovendien aan dat kinderen meer kans hebben de PTWI te overschrijden dan volwassenen (Tressou et al., 2004).

- (f) De orale TDI voor elementair Hg werd afgeleid uit de inhalatoire TDI rekening houdende met een veel lagere orale absorptie van Hg⁰ (0,01%) in vergelijking met de inhalatoire absorptie (69%). .

$$TDI_{inh}^{abs} = TDI_{inh} \cdot ABS_{inh} = 1,4 \cdot 10^{-5} \times 0,69 = 9,7 \cdot 10^{-6} \text{ mg / kg.d}$$

$$TDI_{oraal}^{extrapol} = \frac{TDI_{inh}^{abs}}{ABS_{oraal}} = \frac{9,7 \cdot 10^{-6}}{1,0 \cdot 10^{-4}} = 0,1 \text{ mg / kg.d}$$

- (g): De kritische drinkwaterconcentratie van $1,0 \cdot 10^{-3}$ mg/l is zowel terug te vinden in wettelijke bepalingen (VI. Reg., 2003; Richtlijn 98/83/EG (Raad van Europa (1998)) als in de WHO-drinkwaterrichtlijnen (1993).
- (h): Fytotoxiciteit treedt op bij 1-3 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 0,09-0,27 mg/kg vg.
- (i): Voor de wettelijke bepalingen omtrent het maximaal toegelaten gehalte aan Hg in voedingsmiddelen wordt verwezen naar het K.B van 02/12/1991. Voor de meeste groenten (uitgezonderd champignons) geldt de eis van 0,02-0,03 mg/kg vg. Voor vlees en orgaanvlees geldt een maximumgehalte van 0,05 mg/kg vg; voor zuivel is dit 0,01 mg/l. Voor diervoeder (vee) kan een maximumgehalte van 0,1 mg/kg voedermiddel herleid tot een vochtgehalte van 12% worden afgeleid (Europese Richtlijnen 1999/29/EEG, 2002/32/EG; M.B. van 12/02/1999). Dit komt overeen met een concentratie van 0,11 mg/kg ds of (afgerond) 0,02 mg/kg vg.
- (j): Om rekening te houden met de consumptie van zelfgeteelde groenten, en melk en vlees uit eigen productie werd voor de bestemmingstypes II en III een correctie van de orale achtergrondblootstelling uitgevoerd.

Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling voor totaal kwik van $3,0 \cdot 10^{-3}$ mg/d (corresponderend met een dagelijkse opname van $4,3 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d) en rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II teruggebracht op $3,55 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $4,19 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten.

Om rekening te houden met blootstelling aan methylkwik, de meest toxische vorm, werd bij de berekening van de normen een verschillend scenario gehanteerd voor methylkwik waarbij de orale achtergrondblootstelling werd gelijkgesteld aan de inname van Hg door consumptie van vis en zeevruchten ($3,79 \cdot 10^{-5}$ mg/kg.d). De inhalatoire achtergrondblootstelling voor methylkwik werd in dit scenario verwaarloosbaar (=0) verondersteld.

De orale achtergrondblootstelling voor elementair Hg wordt op 0 gesteld.

2.6 Lood

Het meest kritische effect van blootstelling aan lood is de geremde cognitieve ontwikkeling en verminderde intellectuele prestaties bij kinderen. De grenswaarden opgesteld voor niet-carcinogene effecten bieden eveneens bescherming voor de mogelijk carcinogene effecten. Bij de blootstellingsberekeningen wordt lood als niet-carcinogeen beschouwd. Omdat kinderen als de meest gevoelige groep worden beschouwd moeten er, indien er voldoende gegevens beschikbaar zijn, afzonderlijke berekeningen worden uitgevoerd voor kinderen op basis van hun specifieke orale en inhalatoire achtergrondblootstelling.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Molmassa	[g/mol]	$2,072 \cdot 10^2$	Geometrisch gemiddelde
Oplosbaarheid (S)	[mg/l] [mol/m ³]	-	
Dampdruk (P)	[Pa]	nvt	
Henry-coëfficiënt (H)	[Pa.m ³ /mol]	nvt	
K _{ow}	[-]	nvt	
K _{oc}	[l/kg]	nvt	
K _d	[l/kg]	^(a)	Smolders et al., 2000
D _{pe}	[m ² /d]	nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	[m ² /d]	nvt	
Diff. coëff. lucht	[m ² /h]	nvt	
Diff. coëff. water	[m ² /h]	nvt	
BCF _{wo}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
BCF _{st}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
f _{acing} (vee)	[-]	0,065 ^(c)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} (vee)	[-]	^(c)	De Raeymaecker et al., 2005

f_{excr} (vee)	[-]	1	Standaard
BTF	[d/kg vg] [d/l]	BTF _{vlees} : $6,7 \cdot 10^{-5}$ ^(c) BTF _{melk} : $4,9 \cdot 10^{-5}$	De Raeymaecker et al., 2005
DAR _{volw}	[l/h]	nvt	
DAR _{kind}	[l/h]	nvt	
Carc.		2A Pb en anorg. Pb- verb. 3 Org. Pb- verb. B2	IARC, 2004 US-EPA, 1997
GW _{oraal}	[mg/kg.d]	$3,6 \cdot 10^{-3}$ ^(d)	JECFA, 1993, 2000; WHO, 1993, 1996
GW _{inhal.}	[mg/kg.d]	$3,6 \cdot 10^{-3}$	idem TDI _{oraal}
GW _{lucht}	[g/m ³]	$5,0 \cdot 10^{-7}$ ^(e)	WHO, 2000
GW _{drw}	[g/m ³]	$1,0 \cdot 10^{-2}$ ^(f)	WHO, 1993, 1996
GW _{plant}	[mg/kg vs]	2,7 ^(g)	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees}	[mg/kg vs]	^(h)	Zie onder
AB _{oraal}	[mg/kg.d]	Type II: $0,9 \cdot 10^{-3}$ (kind.) of $3,2 \cdot 10^{-4}$ (volw.) ⁽ⁱ⁾ Type III: $1,1 \cdot 10^{-3}$ (kind.) of $3,5 \cdot 10^{-4}$ (volw.) ⁽ⁱ⁾ Type IV en V: $3,7 \cdot 10^{-4}$ (volw) en	Deelstra et al., 1996a

		1,13 (kind)	
AB _{inhal}	[mg/kg.d]	13.10 ⁻⁶ (i) 22.10 ⁻⁶ (j)	VMM, 2004

GW_{oraal, inhal., lucht}: Grenswaarde oraal, inhalatoir en lucht; uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als (AD)_{or,1/10}⁵, (AD)_{inh,1/10}⁵ en (ACL)_{1/10}⁵ voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling.

(a): Voor de keuze van de verdelingscoëfficiënt K_d wordt verwezen naar het rapport van Smolders et al. (2000). Voor de omrekening van de K_d in functie van de bodemkenmerken zijn volgende formules gedefinieerd:

$$- \text{pH} \leq 5,5: \quad \log K_d = 1,76 + (0,4 \times \text{pH}) \quad R^2 = 0,92$$

- pH > 5,5:

$$\log(\text{Pb}_{\text{tot}}) < 3,4 - (0,08 \times \text{pH}):$$

$$\log K_d = 1,76 + (0,4 \times \text{pH}) \quad R^2 = 0,92$$

$$\log(\text{Pb}_{\text{tot}}) > 3,4 - (0,08 \times \text{pH}):$$

$$\log K_d = -1,64 + (0,48 \times \text{pH}) + \log(\text{Pb}_{\text{tot}}) \quad \text{theoretisch}$$

waarbij de pH bepaald is m.b.v. CaCl₂ (0,01 M).

(b): Voor de keuze van een bioconcentratiefactor wordt verwezen naar de rapportage van Ruttens en Vangronsveld (2005). Voor een aantal gewassen zijn modellen beschikbaar in deze studie. Voor gewassen voor humane consumptie zijn dit:

$$\text{aardappelen:} \quad \text{Log BCF} = -1,09 - 0,84 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$$

$$\text{wortelen:} \quad \text{Log BCF} = 0,36 - 0,23 \text{pH} - 0,61 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$$

$$\text{sla:} \quad \text{Log Pb}_{\text{plant}} = -0,9 + 0,68 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$$

$$\text{selder:} \quad \text{Log Pb}_{\text{plant}} = -1,23 + 0,84 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$$

Voor voedergewassen:

$$\text{Maïs:} \quad \log \text{Pb}_{\text{plant}} = -1,63 + 1,16 \log \text{Pb}_{\text{bodem}}$$

(zie ook 'Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen')

(c): Voor een uitgebreide bespreking van de overdracht van Pb naar vee wordt verwezen naar het rapport 'Transfer van zware metalen naar vee' (De Raeymaecker et al., 2005). Er kan een orale absorptiefactor (f_{acing}) van 0,065 worden afgeleid uit de beschikbare data. Voor de berekening van de transfer naar vlees en melk kan gebruik gemaakt worden van biotransferfactoren (BTF's): BTF_{vlees}: 6,7.10⁻⁵ d/kg en BTF_{melk}: 4,9.10⁻⁵ d/l. Aangezien echter ook loodaccumulatie optreedt ter hoogte van de beenderen, kan overwogen worden om de transfer naar vlees en melk te verwaarlozen.

- (d): De JECFA (1993) heeft een provisorisch toelaatbare wekelijkse inname (PTWI) van 25 µg/kg (overeenstemmend met $3,6 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d), afgeleid. Deze werd opgesteld op basis van de vaststelling dat een dosis van $3,0 - 4,0 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d bij zuigelingen en kinderen geen aanleiding geeft tot verhoogde loodbloedgehalten of lichaamsbeslating, terwijl een dosis van $5,0 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d of meer resulteert in loodretentie (WHO, 1996). De PTWI werd oorspronkelijk afgeleid voor kinderen, maar is in 1993 uitgebreid naar alle leeftijdsgroepen. Een evaluatie in 1999 (JECFA, 1999) bevestigt deze PTWI.
- (e): Er wordt aanbevolen dat minstens 98 % van een blootgestelde populatie (met inbegrip van peuters) een loodbloedniveau zou hebben lager dan 10 µg/dl. Hierbij zou de mediaan niet groter zijn dan 5,4 µg/dl. Dit betekent dat de concentratie van lood in lucht niet hoger mag zijn dan $5,0 \cdot 10^{-7}$ g/m³, wat als advieswaarde wordt weerhouden. Er wordt verondersteld dat deze richtwaarde ook voldoende bescherming geeft voor volwassenen. De WHO wijst er wel op dat om verdere blootstelling te vermijden de concentraties in de lucht zo laag mogelijk moeten gehouden worden en dat voornamelijk voor jonge kinderen nog bijkomende maatregelen noodzakelijk zijn (WHO, 2000).
- (f): Indien men 50% van de PTDI toewijst aan de consumptie van drinkwater wordt voor een kind van 5 kg dat met de fles wordt grootgebracht en 0,75 l/d drinkt, een richtwaarde van $1,0 \cdot 10^{-2}$ g/m³ berekend. Aangezien deze richtwaarde is afgeleid voor kinderen welke als meest gevoelige groep wordt beschouwd, is de waarde ook geldig voor andere leeftijdsklassen (WHO, 1996).
- (g) Fytotoxiciteit treedt op bij 30-300 mg/kg ds (Kabata-Pendias en Pendias, 1992). Op basis van een gemiddeld droge stofgehalte van 0,09 voor de verschillende consumptiegewassen in het voedselpakket bekomt men grenswaarden voor fytotoxiciteit op vers gewicht van 2,7-27 mg/kg vg.
- (h): Het Koninklijk Besluit van 02/12/1991 tot vaststelling van de maximale gehalten van een aantal zware metalen in voedingsmiddelen (B.S., 21/02/1992) vermeldt voor Pb een aantal grenswaarden. De grenswaarden voor bijstellingen gebruikt in Vlier-Excel zijn terug te vinden in onderstaande tabel.

Grenswaarden bijstellingen Vlier-Excel

Product	Grenswaarde [mg/kg vg]
<i>Gewassen</i>	
Wortelgewassen: aardappel, wortelen	0,1
Stengelgroente: selder	0,1
Bladgroenten: spinazie en sla	0,3
Maïs bestemd voor menselijke consumptie	0,1
Maïs bestemd voor veevoeder	7,3

Fytotoxiciteit	2,7-27
<i>Dierlijke producten</i>	
Vlees	0,1
Melk	0,02

⁽ⁱ⁾: De resultaten van de 'duplicaat maaltijd'-studie van Deelstra et al. (1996a) worden gebruikt bij de berekening van de orale achtergrondblootstelling in Vlaanderen (België). Uitgaande van een orale achtergrondblootstelling van 25,6 µg/d (corresponderend meteen dagelijkse opname van $3,7 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d) en rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II teruggebracht op $3,2 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op $3,5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg.d gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten. Voor het aandeel van de verschillende voedingsproducten in de dagelijks voedselbesteding werd gebruik gemaakt van de gegevens van Ysart et al. (1999).

Voor kinderen bedraagt de orale achtergrondblootstelling na correctie voor consumptie van lokaal geteelde gewassen/producten voor type II en III respectievelijk $0,9 \cdot 10^{-3}$ en $1,1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg.d.

^(j): Voor de berekening van de inhalatoire achtergrondblootstelling van Pb in Vlaanderen worden de data die betrekking hebben op de meetstations nabij non-ferro bedrijven niet meegerekend. Aan de hand van een jaargemiddelde Pb-concentratie in de omgevingslucht van $44 \cdot 10^{-6}$ mg/m³ (VMM, 2004) wordt een representatieve inhalatoire achtergrondblootstelling berekend van $13 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d. Omgerekend voor kinderen (7,6 m³/d; 15 kg) correspondeert dit met $22 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d.

2.7 Nikkel

Nikkel is carcinogeen bij inhalatoire blootstelling. Over de carcinogeniteit van Ni via orale weg is er onvoldoende informatie. Voor de berekeningen werd Ni beschouwd als niet-carcinogeen (zowel inhalatoir als oraal), omdat de gebruikte kritische grenswaarde (afgeleid voor niet-carcinogene effecten) eveneens voldoende bescherming biedt voor de carcinogene effecten.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Molmassa	[g/mol]	58,7	Geometrisch gemiddelde
Oplosbaarheid (S)	[mg/l] [mol/m ³]	-	
Dampdruk (P)	[Pa]	nvt	
Henry-coëfficiënt (H)	[Pa.m ³ /mol]	nvt	
K _{ow}	[-]	nvt	
K _{oc}	[l/kg]	nvt	
K _d	[l/kg]	646 ^(a) bij pH = 6	de Groot et al., 1998 en Janssen et al., 1996
D _{pe}	[m ² /d]	nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	[m ² /d]	nvt	
Diff. coëff. lucht	[m ² /h]	nvt	
Diff. coëff. water	[m ² /h]	nvt	
BCF _{wo}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(c)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
BCF _{st}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(c)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
f _{acing} (vee)	[-]	5,0.10 ⁻² ^(b)	De Raeymaecker et al., 2005
f _{acinh} (vee)	[-]	1	Standaard
f _{excr} (vee)	[-]	1 ^(b)	De Raeymaecker et al.,

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
			2005
BTF	[d/l]	BTF _{melk} : 2,7.10 ⁻⁵ (b)	De Raeymaecker et al., 2005
DAR _{volw}	[l/h]	nvt	
DAR _{kind}	[l/h]	nvt	
Carc.		1 Ni-verb. 2B Ni(0) A Ni- raffinagestof en Ni- subsulfide B2 Ni- carbonyl	IARC, 1990, 1999 US-EPA, 1997a,c US-EPA, 1997b
GW _{oraal}	[mg/kg.d]	2.10 ⁻² (d)	US-EPA, 1998
GW _{inhal.}	[mg/kg.d]	5,71.10 ⁻⁶	EC, 2004
GW _{lucht}	[g/m ³]	2,0.10 ⁻⁸	EC, 2004
GW _{drw}	[g/m ³]	2.10 ⁻² (e)	WHO, 1998
GW _{plant}	[mg/kg vs]	0,9	Kabata-Pendias en Pendias, 1992
GW _{vlees}	[mg/kg vs]	-	
AB _{oraal}	[mg/kg.d]	Type II: 1,6.10 ⁻³ (f) Type III: 1,8.10 ⁻³ (f) Type IV en V: 1,9.10 ⁻³	MAFF, 1999
AB _{inhal.}	[mg/kg.d]	1,77.10 ⁻⁶ (g)	VMM, 2004

GW_{oraal, inhal., lucht}: Grenswaarde oraal, inhalatoir en lucht; uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als (AD)_{or,1/10}⁵, (AD)_{inh,1/10}⁵ en (ACL)_{1/10}⁵ voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling.

- (a): Voor Ni wordt voor de omrekening van de K_d in functie van de pH(CaCl₂, 0,01 M) volgende omrekeningsformule gebruikt ($R^2 = 0,71$): $\log K_d = 1,31 + (0,25 \times \text{pH})$. Bij een standaardbodem wordt een K_d van 646 l/kg berekend.
- (b): Voor de transfer van Ni naar vlees wordt gebruik gemaakt van f_{acing} : $5,0 \cdot 10^{-2}$ en f_{excr} : 1. Voor de overdracht naar melk wordt gerekend met een biotransferfactor ($2,7 \cdot 10^{-5}$ d/l).
- (c): Voor de keuze van een geschikte BCF wordt verwezen naar Ruttens en Vangronsveld (2005). (zie ook 'Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen')
- (d): Er werd gekozen voor de RfD van US-EPA en niet voor de orale TDI van WHO omdat deze laatste is afgeleid a.h.v. proeven met drinkwater (analoge redenering als vorige evaluatie).
- (e): De aanvankelijke WHO-drinkwaterrichtlijn ($2 \cdot 10^{-2}$ g/m³) voor Ni (WHO, 1998) werd gehandhaafd hoewel de waarde recentelijk werd opgetrokken tot $7 \cdot 10^{-2}$ g/m³ (WHO, 2005). Gelet op de beschikbare data wordt verondersteld dat ze voldoende bescherming biedt voor de volksgezondheid. Aangezien er nog onzekerheden bestaan inzake de perinatale mortaliteit wordt de richtlijn wel als provisorisch beschouwd. De maximaal toegelaten concentratie aan Ni in drinkwater in Vlaanderen bedraagt volgens het Besluit van de Vl. Ex. (1989) 50 µg/l. De Europese Richtlijn 98/83/EG (Raad van Europa, 1998) legt echter een strengere waarde op, nl. $2 \cdot 10^{-2}$ g/m³ (idem WHO-drinkwaterrichtlijn 1998).
- (f): MAFF (1999) vermeldt in een 'totaal dieet'-studie dat de blootstelling van de populatie via de voeding geschat wordt op 130.103 mg Ni/d. Hieruit is een (basis) achtergrondblootstelling van $1,9 \cdot 10^{-3}$ mg/kg d bepaald (70 kg). Zonder het standaardformularium te veranderen kan een mogelijke correctie uitgevoerd worden door een aangepaste (i.e. gereduceerde) achtergrondblootstelling in te voeren. Voor bestemmingstype II en III wordt de gecorrigeerde orale achtergrondblootstelling als volgt berekend: type II: [totale dagelijkse Ni-inname - 50%(groenten en fruit) - 50%(vlees en vleesproducten) - 100%(zuivel)]/70 en type III: [totale dagelijkse Ni-inname - 25%(groenten en fruit)]/70. Voor het aandeel van de verschillende voedingsproducten in de dagelijks voedselbesteding werd gebruik gemaakt van de gegevens van Ysart et al. (1999).
- (g): Voor de berekening van de representatieve jaargemiddelde Ni-concentratie in de buitenlucht van Vlaanderen (i.e. $6,2 \cdot 10^{-6}$ mg/m³; VMM, 2004) zijn de data m.b.t. de ferro- en de non-ferro industrie niet meegenomen. Uit dit gemiddelde is een inhalatoire achtergrondblootstelling afgeleid (20 m³, 70 kg) van $1,77 \cdot 10^{-6}$ mg/kg.d.

2.8 Zink

Zink is in de eerste plaats toxisch voor planten. Pas bij hoge dosissen kunnen schadelijke effecten bij mensen optreden.

Voor zink is het dus belangrijk om bij een locatiespecifieke risico-beoordeling de ecotoxicologische risico's na te gaan. De bodemsaneringsnormen met bijhorende omrekeningsformules kunnen hier als (eerste) toetstingswaarde worden gebruikt (zie paragraaf 1.2 Bodemsaneringsnormen en Oorts en Smolders, 2006a,b).

Voor het uitvoeren van een locatiespecifieke humane risico-analyse kunnen de gegevens uit onderstaande tabel worden gebruikt. Zink wordt beschouwd als niet-carcinogeen.

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
Molmassa	[g/mol]	65,4	Geometrisch gemiddelde
Oplosbaarheid (S)	[mg/l] [mol/m ³]	-	
Dampdruk (P)	[Pa]	nvt	
Henry-coëfficiënt (H)	[Pa.m ³ /mol]	nvt	
K _{ow}	[-]	nvt	
K _{oc}	[l/kg]	nvt	
K _d	[l/kg]	372 bij pH = 6 ^(a)	Smolders et al., 2000
D _{pe}	[m ² /d]	nvt	
D _{pvc} [m ² /d]	[m ² /d]	nvt	
Diff. coëff. lucht	[m ² /h]	nvt	
Diff. coëff. water	[m ² /h]	nvt	
BCF _{wo}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
BCF _{st}	[(mg/kg vs)/(mg/kg ds)]	^(b)	Ruttens en Vangronsveld, 2005
f _{acing} (vee)	[-]	2,0.10 ⁻¹ ^(c)	De Raeymaecker et al.,

Parameter	Eenheid	Waarde	Bron
			2005
f _{acinh} (vee)	[-]	1 ^(c)	Hassauer et al., 1993
f _{excr} (vee)	[-]	1 ^(c)	Standaard
DAR _{volw}	[l/h]	nvt	
DAR _{kind}	[l/h]	nvt	
Carc.		D ^(d)	US-EPA, 1998
GW _{oraal}	[mg/kg.d]	0,5 ^(e)	Baars et al., 2001; EC, 1993
GW _{inhal.}	[mg/kg.d]	0,5 ^(e)	Idem TDloraal
GW _{lucht}	[g/m ³]	1,75.10 ⁻³	Afgeleid uit TDI _{inh}
GW _{drw}	[g/m ³]	5 ^(f)	
GW _{plant}	[mg/kg vs]	16 ^(g)	Oorts en Smolders, 2006
GW _{vlees}	[mg/kg vs]	-	
AB _{oraal}	[mg/kg.d]	Type II: 9,1.10 ^{-2(h)} Type III: 15,4.10 ⁻² Type IV en V: 15,7.10 ⁻²	Deelstra et al., 1996 en Hendrix et al., 1998
AB _{inhal.}	[mg/kg.d]	13,9.10 ⁻⁶⁽ⁱ⁾	VMM, 2004

GW_{oraal, inhal., lucht}: Grenswaarde oraal, inhalatoir en lucht; uitgedrukt als TDI_{oraal}, TDI_{inhal.} en TCL voor niet-carcinogene effecten of als (AD)_{or,1/10⁵}, (AD)_{inh,1/10⁵} en (ACL)_{1/10⁵} voor carcinogene effecten; AB: achtergrondblootstelling.

- (a): Voor Zn wordt voor de omrekening van de K_d in functie van de pH(CaCl₂, 0,01 M) volgende formule gehanteerd (R² = 0,75): log K_d = -1,09 + (0,61 x pH). Bij pH = 6 wordt zo een K_d van 372 l/kg berekend.
- (b): Voor de keuze van een geschikte bioconcentratiefactor (BCF) wordt verwezen naar de rapportage terzake van Ruttens en Vangronsveld (2005). (zie ook 'Rekenmodule voor de opname van zware metalen in planten en transfer in de voedselketen')
- (c): Voor de berekening van de transfer van zink naar vee wordt voorgesteld de overdracht naar vlees (spierweefsel) en melk te berekenen aan de hand van in de studie van De Raeymaecker et al. (2005) empirisch bepaalde formules :

$$C_{\text{melk}} = 21,28 \times [\text{Tlc} / (\text{facing} \times 11)]^{0.1621} \text{ (mg/kg vg), en}$$

$$C_{\text{melk}} = 2,66 \times [\text{Tlc} / (\text{facing} \times 11)]^{0.1621} \text{ (mg/l)}$$

Met:

Tlc: totale inname door vee (mg/kg vg)

f_{acing} : geabsorbeerde fractie tijdens ingestie

- (d): De IARC heeft voor zover bekend zink nog niet geëvalueerd. De US-EPA heeft zink en zijn verbindingen ondergebracht in groep D (niet indeelbaar m.b.t. humane carcinogeniteit). Voor de herziening van de humaan toxicologische BSN werd de stof als niet-carcinogeen beschouwd.
- (e): Er zijn berekeningen uitgevoerd met 2 verschillende orale TDI's. Voor de finale berekeningen werd in overleg met de stuurgroep geopteerd een TDI_{oraal} en een TDI_{inhalatoir} van 0,5 mg/kg.d te hanteren.
- (f): De maximaal toelaatbare concentratie aan zink in het drinkwater bedraagt 5,0 g/m³ en 0,2 g/m³ bij de ingang van het net (VI. Ex., 1989). Gezien de geringe toxiciteit van zink geeft de WHO geen drinkwaterrichtlijn op basis van toxicologische gronden (WHO, 1993). De bodemsaneringsnorm voor Zn in het grondwater bedraagt momenteel 0,5 g/m³ l.
- (g): Op basis van fytotoxiciteit kan naargelang het gekozen beschermingsniveau en de bodemeigenschappen BSN's worden berekend op basis van de regressievergelijkingen opgesteld door Oorts en Smolders (2006 b).
- (h): De Vlaamse orale achtergrondblootstelling is bepaald als het gemiddelde van de resultaten van de 'dupicaat maaltijd'-studies van Deelstra et al. (1996) en Hendrix et al. (1998) en bedraagt 11 mg/d of 15,7.10⁻² mg/kg.d (voor een persoon van 70 kg).

Rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgekweekte groenten, vlees en melk wordt de achtergrondblootstelling voor bestemmingstype II teruggebracht op 9,10.10⁻² mg/kg.d. Voor bestemmingstype III wordt de achtergrondblootstelling op 15,4.10⁻² mg/kg.d gebracht, rekening houdend met de data m.b.t. het verbruik van zelfgeteelde groenten. Voor het aandeel van de verschillende voedingsproducten in de dagelijks voedselbesteding werd gebruik gemaakt van de gegevens van Ysart et al. (1999).

- (i): Voor Vlaanderen is op basis van gegevens van VMM (2004) een representatieve achtergrondconcentratie van Zn in de omgevingslucht bepaald van 48,7 ng/m³. Bij de afleiding werden de meetgegevens van gebieden met ferro- en non-ferro industrie niet meegenomen. Er is een gemiddelde Vlaamse inhalatoire achtergrondblootstelling berekend van 13,9.10⁻⁶ mg/kg.d.

3 Referenties

Algemeen

Bierkens J. (2001). Methodiek voor het afleiden van ecologische bodemnormen in Vlaanderen. VITO, Mol, België.

Bierkens J., De Raeymaecker B., Cornelis C., Schoeters G., Hooghe R., Verbeiren S. (2006) Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor arseen. VITO, Mol, België.

Bierkens J., De Raeymaecker B., Cornelis C., Schoeters G., Hooghe R., Verbeiren S. (2006) Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor cadmium. VITO, Mol, België.

Bierkens J., De Raeymaecker B., Cornelis C., Hooghe R., Verbeiren S. (2006) Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor chroom. VITO, Mol, België.

Bierkens J., De Raeymaecker B., Cornelis C., Nouwen J., Provoost J., Hooghe R., Verbeiren S. (2006) Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor koper. VITO, Mol, België.

Bierkens J., De Raeymaecker B., Cornelis C., Nouwen J., Provoost J., Hooghe R., Verbeiren S. (2006) Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor kwik. VITO, Mol, België.

Bierkens J., De Raeymaecker B., Cornelis C., Hooghe R., Verbeiren S. (2006) Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor lood. VITO, Mol, België.

Bierkens J., De Raeymaecker B., Cornelis C., Nouwen J., Provoost J., Hooghe R., Verbeiren S. (2006) Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor nikkel. VITO, Mol, België.

Bierkens J., De Raeymaecker B., Cornelis C., Nouwen J., Provoost J., Hooghe R., Verbeiren S. (2006) Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen voor zink. VITO, Mol, België.

De Raeymaecker, B., Cornelis, C., Seuntjens, P. (2005). Transfer van zware metalen naar vee. VITO, Mol, België.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). Trace elements in soils and plants, 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, VS.

Ruttens, A., J. Vangronsveld (2006). Bioconcentratiefactoren van metalen in gewassen en de invloed van bodemeigenschappen op deze factor. Limburgs Universitair Centrum, Diepenbeek, België.

Ruttens A., J. Vangronsveld, J. Bierkens, P. Seuntjens, C. Cornelis (2006) Uitwerking van een methodologie voor het verder omgaan met de beschikbare BCF informatie van metalen in gewassen. Limburgs Universitair Centrum, Diepenbeek, België.

Smolders, E., Degryse, F., De Brouwere, K., Van Den Brande, K., Cornelis, C., Seuntjens, P. (2000). Bepaling van veldgemeten verdelingsfactoren van zware metalen bij bodemverontreiniging in Vlaanderen. VITO, Mol, België.

<http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/off/pid/176?actionReq=actionPubDetail&fileItem=222>

Seuntjens P., Bierkens J., Patyn J., Tirez K., Wilczek D., Smolders R., Lagrou D. (2006). Herziening achtergrondwaarden zware metalen in bodem. VITO, Mol, België.

Waegeneers N., Smolders E. (2002). Herziening bodemsaneringsnormen zware metalen in de bodem. Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, België.

As

Deelstra, H., Massart, D.L., Van Peteghem, C. (1996). Een actiegericht food monitoring programma. Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, Impuls Programma: Gezondheidsrisico i.v.m. voeding (1990-1995).

EC (2001). European Commission. Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds. Position Paper.

http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp_as_cd_ni.pdf

IARC (1987). International Agency for Research on Cancer. IARC Summary and evaluation, Supplement 7.

Hassauer, M., Kalberlach, F., Oltmanns, J., Schneider, K. (1993). Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Umweltbundesamt, Berichte 4/93. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Duitsland.

Raad van Europa (1998). Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 03/11/1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. PB L 330, 05/12/1998.

US-EPA (2002). IRIS-summary on arsenic, inorganic (CASNR 7440-38-2). Internet-site, laatste aanpassing: 12/03/2002. Laatste herziening 'Carcinogenicity assessment': 04/10/1998. <http://www.epa.gov/iris/>

VI. Reg. (1989). Besluit van de Vlaamse Regering van 15/03/1989 houdende vaststelling van een technische reglementering inzake drinkwater. B.S., 30/05/1989.

VI. Reg. (2003). Besluit van de Vlaamse Regering van 13/12/2002 van de Vlaamse Regering houdende reglementering inzake de kwaliteit en levering van water, bestemd voor menselijke consumptie. B.S., 28/01/2003.

VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.

WHO (1989). Evaluation of certain food additives and contaminants. Thirty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Technical Report Series, No. 776. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 1, Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (1996). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 2, Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

Ysart G., Miller, P., Crews, H., Robb P., Baxter M., De L'Argy, C., Lofthouse S., Sargent C., Harrison N. (1999) Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK total diet study. Food additives and Contaminants, 16, 9, 391-403.

Cd

DG Health and Consumer Protection (2004) Assessment of dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States. Reports on tasks for scientific cooperation Task 3.2.11.

EC (2001). European Commission. Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds. Position Paper, Final version, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.

http://europa.eu.int/comm/environment/air/pp_as_cd_ni.pdf

Hassauer, M., Kalberlach, F., Oltmanns, J., Schneider, K. (1993). Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Umweltbundesamt, Berichte 4/93. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Duitsland.

IARC (1993a). Beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufacturing industry International Agency for Research on Cancer, Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Volume 58, Lyon, France.

IARC (1993b). Cadmium and cadmium compounds. IARC summary and evaluation, Vol. 58.

<http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc/iarc741.htm>

Jansson G., Smolders E., Ruttens A., Vangronsveld J., Römkens P., De Temmerman L. (2006) Teeltadvies voor de landbouw in het kader van het Interreg BENEKEMPEN. OVAM, Mechelen, België.

JECFA (1989a). Evaluation of certain food additives and contaminants. Thirty-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Technical Report Series, No. 776. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

JECFA (1989b). Joint WHO/FAO Expert Committee on Food Additives. Toxicological evaluation of certain food additives and food contaminants. Food Additives Series 24. WHO, Genève, Zwitserland.

<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je09.htm>

JECFA (2001). Joint WHO/FAO Expert Committee on Food Additives. Safety evaluation of certain food additives and contaminants: fifty-fifth meeting of the Joint WHO/FAO Expert Committee on Food Additives, Toxicological Monographs, Food Additives Series, No. 46.

http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v46je11.htm#_46115000

JECFA (2004) Cadmium. WHO food additives series 52.

<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v52je22.htm>

Macnicol, R.D., Beckett, P.H. (1985). Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil*, 85: 107-129.

US-EPA (1998). Integrated Risk Information System. Cadmium, inorganic (CASNR 7440-43-9). Laatste update: 01/01/1998.

<http://www.epa.gov/iris/>

VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.

WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 1, Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (1996). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 2, Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd Ed. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. World Health Organization, Kopenhagen, Denemarken.

Cr

ATSDR (2000). Agency for Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Toxicological profile for chromium. In: ATSDR's Toxicological Profile on CD-ROM, version 4:1, 2001. Chapman and Hall/CRC, Londen, VK.

Deelstra, H., Massart, D.L., Van Peteghem, C. (1996b). Een actiegericht food monitoring programma. Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, Impuls Programma: Gezondheidsrisico i.v.m. voeding (1990-1995).

DEFRA-EA (2002). Department for Environment, Food and Rural Affairs and the Environment Agency (UK). Contamination in soil: Collation of toxicological data and intake values for humans: Chromium. Environment Agency, Bristol, VK.

de Groot, A.C., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., Ritsema, R., van Veen, R.P.M. (1998). Heavy metals in Dutch soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning. RIVM, rapportnr. 607220001. Bilthoven, Nederland. In: Smolders et al., 2000.

Falerios, M., K. Schild, P. Sheehan, D.J. Paustenbach (1992) Airborne concentrations of trivalent and hexavalent chromium from contaminated soils at unpaved and partially paved commercial/industrial sites. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 42: 40-48.

IARC (1990). Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: Chromium, Nickel and Welding, Lyon, France: IARC, World Health Organization.

Raad van Europa (1998). Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 03/11/1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. PB L 330, 05/12/1998.

Slooff, W., Cleven, R.F.M.J., Janus, J.A., van der Poel, P. (1990). Integrated criteria document chromium. RIVM, rapportnr. 710401002, Bilthoven, Nederland.

US-EPA (1998). Chromium(VI). IRIS-databank (laatste up-date: 1998; accessed: 2002). <http://www.epa.gov/iris/subst/0144.htm>

VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.

WHO (1996). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 2, Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd Ed. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Regional Office for Europe, Kopenhagen, Denemarken.

Cu

Deelstra, H., Massart, D.L., Van Peteghem, C. (1996). Een actiegericht food monitoring programma. Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, Impuls Programma: Gezondheidsrisico i.v.m. voeding (1990-1995).

IARC (1977). Copper 8-hydroxyquinoline. IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Vol. 15. <http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc/iarc249.htm>

IARC (1987). IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, Supplement 7. <http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc/iarc249.htm>

IOM (2001). Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium and zinc, A report of the panel on micronutrients, Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, National Academy Press, Washington D.C., VS.

Min. Soc. Zaken, Volksgezondheid en Leefmilieu (2002). Koninklijk Besluit van 14/01/2002 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water dat in voedingsmiddeleninrichtingen verpakt wordt of dat voor de fabricage en/of het in de handel brengen van voedingsmiddelen wordt gebruikt. B.S., 19/03/2002.

Oorts K., Smolders E. (2006a). Uitwerken van PAF (potentieel aangetaste fractie) curves voor ecotoxicologische risicoevaluatie voor terrestrische producenten (planten) terrestrische lagere consumenten (invertebraten) en terrestrische hogere consumenten (vertebraten), Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, 50p.

Oorts K., Smolders E. (2006b). Berekening van de kritische bodemconcentraties voor fytotoxiciteit voor Cu en Zn in functie van de bodemeigenschappen, op basis van PAF curves. Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, 11p.

Raad van Europa (1998). Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 03/11/1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. PB L 330, 05/12/1998.

US-EPA (1991). Integrated Risk Information System. Copper (CASNR 7440-50-8). Laatste update: 08/01/1991. <http://www.epa.gov/iris/subst/0368.htm>

Van Cauwenbergh, R., Hendrix, P., Robberecht, H., Deelstra, H.A. (1995). Daily dietary copper in Belgium, using duplicate portion sampling. Z. Lebensm. Unters. Forsch., 200: 301-304.

VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.

VI. Ex. (1989). Besluit van de Vlaamse Executieve van 15 maart 1989 houdende vaststelling van een Technische reglementering inzake Drinkwater. B.S., 30/05/1989.

VI. Reg. (2007) Ontwerp van besluit van de Vlaamse Regering houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (Vlarebo). Goedgekeurd op 14/12/2007.

WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 1. Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (1998). Environmental Health Criteria, No. 200: Copper. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

Hg

CCRX (1993). Kwik in milieu en voeding in Nederland 1993. Coördinatie-Commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische stoffen, Bilthoven, Nederland.

Council of Europe (1994). Lead, cadmium and mercury in food: assessment of dietary intakes and summary of heavy metal limits of foodstuffs. Council of Europe Press, Strasbourg, Frankrijk. In: Baars et al., 2001.

Crout, N.M.J., N.A. Beresford, J.M. Dawson, J. Soar, R.W. Mayes (2004) The transfer of ⁷³As, ¹⁰⁹Cd and ²⁰³Hg to the milk and tissue of dairy cattle. J. Agric. Sci. 142: 203-212.

DG Health and Consumer Protection (2004) Assessment of dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States. Reports on tasks for scientific cooperation Task 3.2.11.

EC (2001). Ambient air pollution by mercury (Hg) – Position paper. Prepared by the working group on mercury, European Commission. <http://europa.eu.int/comm/environment/air/ambient.htm#1>

EFSA (2004) Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on request from the commission related to mercury and methylmercury in food. The EFSA Journal 34:1-14.

IARC (1993) International Agency for Research on Cancer. Mercury and Mercury compounds. IARC Summaries and Evaluations.. Available from: URL: <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol58/mono58-3.html>

MAFF (1999). Joint Food safety and standards group, Food Standards Agency, Food surveillance information sheet, Maff UK – 1997 Total diet study – aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, selenium, tin and zinc, No. 191, November 1999.

US National Resesearch Council - NRC (2000) Mercury in the Environment.Fact Sheet 146-00 (October 2000). <http://www.usgs.gov/themes/factsheet/146-00/>

Raad van Europa (1998). Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 03/11/1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. PB L 330, 05/12/1998.

Tressou, J., A. Crépet, P. Bertail, M.H. Feinberg, J.Ch. Leblanc (2004) Probabilistic exposure assessment to food chemicals base don extreme value theory. Application to heavy metals from fish and sea products. Food and Chemical Toxicology 42: 1349-1358.

US-EPA (1997a). Integrated Risk Information System (IRIS-databank). Mercury, elemental (laatste update). <http://www.epa.gov/iris/subst/0370.htm>

US-EPA (1997b). Integrated Risk Information System (IRIS-databank). Mercuric chloride (laatste update). <http://www.epa.gov/iris/subst/0692.htm>

US-EPA (1997c). Integrated Risk Information System (IRIS-databank). Phenylmercuric acetate (laatste update). <http://www.epa.gov/iris/subst/0089.htm>

VMM (2001) Milieu- en natuurrapport Vlaanderen: thema's, MIRA-T 2001, Garant, Leuven, België.

WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 1, Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

Pb

Deelstra, H., Massart, D.L., Van Peteghem, C. (1996). Een actiegericht food monitoring programma. Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, Impuls Programma: Gezondheidsrisico i.v.m. voeding (1990-1995).

IARC (2004) Inorganic and organic lead compounds. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 87, 10-17 February 2004. <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/announcements/vol87.htm>

JECFA (1993). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive. Evaluation of certain foof additives and contaminants - Forty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO, Technical Report Series, No. 837. WHO, Genève, Zwitserland.

JECFA (2000). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive. Safety evaluation of certain food additives and contaminants, 53rd meeting. WHO Food

Additives Series: 44. Genève, Zwitserland.

<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm>

US-EPA (1997). IRIS-summary on lead and compounds (inorganic); CASNR 7439-92-1). Internet-site, laatste aanpassing: 04/01/1997. <http://www.epa.gov/iris/>

VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.

WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 1, Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (1996). Guidelines for drinking-water quality. Vol. 2. Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (2000). Air quality guidelines for Europe, 2nd Ed. WHO Regional Publications, European Series, No. 91. Regional Office for Europe, Kopenhagen, Denemarken.

Ysart G., Miller, P., Crews, H., Robb P., Baxter M., De L'Argy, C., Lofthouse S., Sargent C., Harrison N. (1999) Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK total diet study. Food additives and Contaminants, 16, 9, 391-403.

Ni

Deelstra, H., Massart, D.L., Van Peteghem, C. (1996). Een actiegericht food monitoring programma. Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, Impuls Programma: Gezondheidsrisico i.v.m. voeding (1990-1995).

de Groot, A.C., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., Ritsema, R., van Veen, R.P.M. (1998). Heavy metals in Dutch soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning. RIVM, rapportnr. 607220001, Bilthoven, Nederland. In: Smolders et al., 2000.

EC (2004) Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 december 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. Official Journal of the European Union L23/3.

IARC (1990). IARC, Summary and evaluation, Vol. 49. Nickel and nickel compounds. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrijk. <http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc/iarc654.htm>

IARC (1999). IARC, Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to human, Vol. 74. Surgical implants and other foreign bodies. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrijk.

Janssen, R.P.T., Pretorius, P.J., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T. (1996). Determination of field-based partition coefficients for heavy metals in Dutch soils and the relationship of these coefficients with soil characteristics. RIVM, rapportnr. 71910123, Bilthoven, Nederland.

MAFF (1999). Joint Food safety and standards group, Food Standards Agency, Food surveillance information sheet, Maff UK – 1997 Total diet study – aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, selenium, tin and zinc, No. 191, November 1999.

Raad van Europa (1998). Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 03/11/1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. PB L 330, 05/12/1998.

US-EPA (1997a). Integrated Risk Information System. Nickel refinery dust. Laatste update: 1997. <http://www.epa.gov/iris/subst/0272.htm>

US-EPA (1997b). Integrated Risk Information System. Nickel carbonyl. Laatste update: 1997. <http://www.epa.gov/iris/subst/0274.htm>

US-EPA (1997c). Integrated Risk Information System. Nickel subsulfide. Laatste update: 1997. <http://www.epa.gov/iris/subst/0273.htm>

US-EPA (1998). Integrated Risk Information System. Nickel soluble salts. Laatste update: 1998. <http://www.epa.gov/iris/subst/0271.htm>

VI. Ex. (1989). Besluit van de Vlaamse Executieve van 15 maart 1989 houdende vaststelling van een Technische reglementering inzake Drinkwater. B.S., 30/05/1989.

VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.

WHO (1998). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Addendum to Vol. 2, Health criteria and other supporting information. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

WHO (2005) Nickel in drinking-water. World Health Organisation, WHO/SDE/05.08/55, Genève, Zwitserland.

Ysart G., Miller, P., Crews, H., Robb P., Baxter M., De L'Argy, C., Lofthouse S., Sargent C., Harrison N. (1999) Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK total diet study. Food additives and Contaminants, 16, 9, 391-403.

Zn

Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L. en Zeilmaker, M.J. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM, rapportnr. 711701025, Bilthoven, Nederland.

Deelstra, H., Massart, D.L., Van Peteghem, C. (1996). Een actiegericht food monitoring programma. Federale Diensten voor Wetenschappelijke, Technische en Culturele aangelegenheden, Impuls Programma: Gezondheidsrisico i.v.m. voeding (1990-1995).

EC (1993). Zinc. European Commission, Scientific Committee on Food. In: Food and energy intakes for the European Union, Report No. 31, Advice 12.12.1992, Dir. General Industry, Brussel, België.

Hassauer, M., Kalberlach, F., Oltmanns, J., Schneider, K. (1993). Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Umweltbundesamt, Berichte 4/93. Erich Schmidt Verlag, Berlijn, Duitsland.

Hendrix, P., Van Cauwenbergh, R., Robberecht, H., Deelstra, H. (1998). Daily dietary zinc intake in Belgium measured using duplicate portion sampling. Z. Lebensm. Unters. Forsch. A., 206: 222-227.

Oorts K., Smolders E. (2006a). Uitwerken van PAF (potentieel aangetaste fractie) curves voor ecotoxicologische risicoevaluatie voor terrestrische producenten (planten) terrestrische lagere consumenten (invertebraten) en terrestrische hogere consumenten (vertebraten), Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, 50p.

Oorts K., Smolders E. (2006b). Berekening van de kritische bodemconcentraties voor fytotoxiciteit voor Cu en Zn in functie van de bodemeigenschappen, op basis van PAF curves. Katholieke Universiteit Leuven, Leuven, 11p.

US-EPA (1998). Integrated Risk Information System. Zinc and compounds (CASNR 7440-66-6). Laatste update: 12/10/1998.
<http://www.epa.gov/iris/subst/0426.htm>

VI. Ex. (1989). Besluit van de Vlaamse Executieve van 15 maart 1989 houdende vaststelling van een Technische reglementering inzake Drinkwater. B.S., 30/05/1989.

VMM (2004). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest, Jaarverslag immissiemeetnetten, kalenderjaar 2003 en Meteorologisch jaar 2003-2004, VMM, Erembodegem, België.

WHO (1993). Guidelines for drinking-water quality, 2nd Ed. Vol. 1, Recommendations. World Health Organization, Genève, Zwitserland.

Ysart G., Miller, P., Crews, H., Robb P., Baxter M., De L'Argy, C., Lofthouse S., Sargent C., Harrison N. (1999) Dietary exposure estimates of 30 elements from the UK total diet study. Food additives and Contaminants, 16, 9, 391-403.