



# **ONTWIKKELING VAN EEN GEHARMONISEERDE METHODIEK VOOR BEOORDELING VAN GEZONDHEIDSRISICO'S DOOR BODEMVERONTREINIGING IN DE KEMPENREGIO**

## **Eindrapport**

**Christa Cornelis (VITO), Frank Swartjes (RIVM)**

**Studie uitgevoerd binnen het BeNeKempfen-project**





## INHOUDSTABEL

<b>1</b>	<b>Samenvatting – Summary</b>	<b>12</b>
1.1	Nederlandstalige samenvatting	12
1.1.1	Een geharmoniseerde methodiek	12
1.1.2	Uitwerking	13
1.1.3	Blootstellingsroutes	16
1.1.4	Intercompartimentele relaties	20
1.1.5	Vergelijk met risicogrenzen en bodemnormen in Vlaanderen en Nederland	22
1.1.6	Informatie nodig voor het uitvoeren van een locatiespecifieke risicoanalyse of het berekenen van locatiespecifieke risicogrenswaarden	26
1.1.7	Nader onderzoek	27
1.2	English summary	28
1.2.1	A harmonised procedure	28
1.2.2	Development	29
1.2.3	Exposure pathways	32
1.2.4	Intercompartmental relations	36
1.2.5	Comparison with risk limits and soil quality standards in Flanders and The Netherlands	38
1.2.6	Information needed for site specific risk assessment or for the calculation of site specific risk limits	42
1.2.7	Further research	44
<b>2</b>	<b>Situering</b>	<b>45</b>
2.1	Achtergrond en doelstelling	45
2.2	Uitwerking	45
2.3	Wijze van rapportage	48
<b>3</b>	<b>De blootstellingsmodellen Vlier-Humaan en CSOIL</b>	<b>50</b>
3.1	Conceptueel model	50
3.2	Selectie van de blootstellingsroutes	50
3.3	Blootstellingsscenario's	52
3.4	Relevante intercompartimentele relaties	52
<b>4</b>	<b>Beleidsbeslissingen</b>	<b>54</b>
4.1	Te beschermen doelgroep	54
4.2	Groenteconsumptie uit eigen tuin	55
4.3	Toxicologische data	55
4.4	Wel of niet beschouwen van achtergrondblootstelling	56
4.5	Wel of niet beschouwen blootstelling via grondwater	56
<b>5</b>	<b>Intercompartimentele relaties</b>	<b>58</b>
5.1	Algemene aspecten	58
5.2	Relatie tussen bodem en zwevend stof buitenshuis	59
5.2.1	Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL	59
5.2.2	Parameterwaarden	59
5.2.3	Analyse	60
5.2.4	Geharmoniseerde methodiek	61
5.2.5	Impact op de risicobeoordeling	64
5.2.6	Nader onderzoek	64
5.3	Relatie tussen bodem en (zwevend en afgezet) stof binnenshuis	64

5.3.1	Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL	64
5.3.2	Parameterwaarden	65
5.3.3	Analyse	66
5.3.4	Geharmoniseerde methodiek	66
5.3.5	Impact op de risicobeoordeling	72
5.3.6	Nader onderzoek	73
5.4	Relatie tussen bodem en groente	73
5.4.1	Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL	73
5.4.2	Analyse	75
5.4.3	Geharmoniseerde methodiek	87
5.4.4	Impact op de risicobeoordeling	95
5.4.5	Nader onderzoek	96
<b>6</b>	<b>Bepaling van de blootstelling</b>	<b>97</b>
6.1	Algemene aspecten	97
6.2	Bodemgebruiksvormen en blootstellingsscenario's	98
6.2.1	Bodemgebruiksvormen	98
6.3	Persoonsgebonden parameterwaarden	99
6.3.1	Leeftijdscategorieën en lichaamsgewicht	99
6.3.2	Tijdsbesteding	101
6.4	Ingestie van bodem- en stofdeeltjes	110
6.4.1	Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL	110
6.4.2	Analyse	110
6.4.3	Geharmoniseerde methodiek	111
6.4.4	Impact op de risicobeoordeling	117
6.4.5	Nader onderzoek	119
6.5	Inademing van bodem- en stofdeeltjes	119
6.5.1	Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL	119
6.5.2	Analyse	120
6.5.3	Geharmoniseerde methodiek	120
6.5.4	Impact op de risicobeoordeling	125
6.6	Consumptie van groenten	125
6.6.1	Modelconcept Vlier-humaan en CSOIL	125
6.6.2	Analyse	126
6.6.3	Geharmoniseerde methodiek	127
6.6.4	Impact op de risicobeoordeling	142
6.6.5	Nader onderzoek	143
6.7	Consumptie van water	144
6.7.1	Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL	144
6.7.2	Analyse	144
6.7.3	Geharmoniseerde methodiek	145
6.7.4	Impact op de risicobeoordeling	146
<b>7</b>	<b>Toetsing humane risico's</b>	<b>147</b>
7.1	Risicotoetsing	147
7.2	Achtergrond	147
7.3	Humaantoxicologische grenswaarden	148
7.3.1	Algemeen	148
7.3.2	Verschillen tussen Vlier-Humaan en CSOIL	148
7.3.3	Analyse	151
7.3.4	Geharmoniseerde methodiek	153
7.4	Achtergrondblootstelling	156
7.5	Relatieve orale biobeschikbaarheid van metalen uit bodem en stof	157
7.5.1	Achtergrond	157

7.5.2	Studies in de Kempen	158
7.5.3	Orale biobeschikbaarheid van arseen	161
7.5.4	Orale biobeschikbaarheid van lood	162
7.5.5	Orale biobeschikbaarheid van cadmium	164
7.6	Risicokarakterisering	164
7.6.2	Risicokarakterisering	165
<b>8</b>	<b>Illustratieve berekening en evaluatie van risicogrenswaarden</b>	<b>173</b>
8.1	Cadmium	175
8.1.1	Moestuin	175
8.1.2	Wonen met tuin	178
8.1.3	Wonen zonder tuin	181
8.2	Lood	183
8.2.1	Moestuin	183
8.2.2	Wonen met tuin	186
8.2.3	Wonen zonder tuin	189
8.3	Arseen	190
8.3.1	Moestuin	190
8.3.2	Wonen met tuin	194
8.3.3	Wonen zonder tuin	197
<b>9</b>	<b>Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>200</b>
9.1	Conclusies	200
9.2	Aanbevelingen	200
<b>10</b>	<b>Referenties</b>	<b>202</b>
<b>11</b>	<b>Lijst van afkortingen</b>	<b>208</b>
	<b>Bijlage 1: Samenstelling werkgroep risico-evaluatie BeNekempen</b>	<b>210</b>
	<b>Bijlage 2: een summier overzicht van de beschikbare studies voor herkomstbepaling van PM<sub>10</sub>, in het kader van het convenant OVAM/Umicore</b>	<b>211</b>
	<b>Bijlage 3: Uitgewerkte bioconcentratiefactoren</b>	<b>217</b>
	<b>Bijlage 4: Separate waarden voor arseenconcentraties in gewassen als basis voor de vaste arseenconcentratie in gewassen</b>	<b>221</b>
	<b>Bijlage 5: Nadere informatie over nader onderzoek “groningestie”</b>	<b>224</b>

## LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: Relevante blootstellingsroutes voor de geselecteerde bodemgebruiksvormen	52
Tabel 2: Parameterwaarden voor het berekenen van de concentratie in zwevend stof buiten	60
Tabel 3: Standaardparameterwaarden voor het berekenen van de concentratie in zwevend stof buiten	63
Tabel 4: Huidige parameterwaarden voor het berekenen van concentraties stof binnenshuis	65
Tabel 5: Overzicht van het aandeel van bodem in huisstof uit diverse studies	67
Tabel 6: Geharmoniseerde parameterwaarden voor het berekenen van de concentratie in huisstof	69
Tabel 7: Variatiecoëfficiënten dataset Alterra voor arseen (%)	80
Tabel 8: Variatiecoëfficiënten in groenten en bodem voor de dataset van Alterra voor lood (%)	84
Tabel 9: BCF-relaties, of vaste BCF-waarden (mg/kg ds)/(mg/kg ds), voor cadmium voor gebruik in de geharmoniseerde methodiek	88
Tabel 10: Concentraties van arseen in bodem (bereik) en in groenten (mediane waarden) van vier onderzoeken (mg/kg ds)	89
Tabel 11: Percentielwaarden voor arseenconcentraties in groenten (mg/kg ds)	90
Tabel 12: Gerapporteerde gehalten in de voedselconsumptiestudie van het UK FSA (2004)	90
Tabel 13: BCF-relaties, of vaste BCF-waarden voor lood voor gebruik in de geharmoniseerde methodiek ((mg/kg ds)/(mg/kg ds))	92
Tabel 14: Overzicht toepassingsbereik (5 - 95 percentielen) van de parameters in de plant – bodem relaties (Versluis en Otte, 2001)	93
Tabel 15: Gemiddeld drogestofgehalte en opbrengst per groente	95
Tabel 16: Bodemgebruiksvormen en relevante blootstellingsroutes	98
Tabel 17: Leeftijdscategorieën voorgesteld voor de geharmoniseerde methodiek en vergelijking met indelingen voor kinderen uit de literatuur	100
Tabel 18: Leeftijdscategorieën en lichaamsgewicht, mediane waarden voor kinderen, gemiddelde voor volwassenen (gemiddeld voor mannen en vrouwen)	101
Tabel 19: Tijdsbesteding voor landbouw Vlier-Humaan	102
Tabel 20: Tijdsbesteding voor wonen Vlier-Humaan	102
Tabel 21: Tijdsbesteding voor dagrecreatie Vlier-Humaan	102
Tabel 22: Tijdsbesteding voor verblijfsrecreatie Vlier-Humaan	103
Tabel 23: Jaargemiddelde tijdsbesteding (uur/dag) voor CSOIL	103
Tabel 24: Tijdsbesteding voor schoolgaan	104
Tabel 25: Tijdsbesteding voor het blootstellingsscenario voor Moestuin	106
Tabel 26: Tijdsbesteding voor het blootstellingsscenario voor Wonen met tuin	106
Tabel 27: Tijdsbesteding voor het blootstellingsscenario voor Wonen zonder tuin	106
Tabel 28: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen in het blootstellingsscenario voor binnensport	107
Tabel 29: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen in het blootstellingsscenario voor buitensport	108
Tabel 30: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen bij dagrecreatie	108
Tabel 31: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen bij verblijfsrecreatie hoofdzakelijk binnen	109

Tabel 32: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen bij verblijfsrecreatie hoofdzakelijk buiten	109
Tabel 33: Dagelijkse bodem- en stofingestiewaarden ( $IR_{soil/dust\_daily}$ ; mg/dag) en fractie bodem ( $F_{soil}$ ; -) in ingestie, voor verschillende bodemgebruiksvormen	116
Tabel 34: Uurlijkse bodem- en stofingestiewaarden (mg/uur) voor dagrecreatie en sporten	116
Tabel 35: Waarden voor grondingestie per blootstellingsscenario in de geharmoniseerde methodiek in vergelijking met Vlier-Humaan en CSOIL (mg/dag)	118
Tabel 36: Ademvolumes in Vlier-Humaan en CSOIL ( $m^3/dag$ )	120
Tabel 37: Activiteiten en activiteitsniveaus (uit: Layton (1993))	123
Tabel 38: Ademvolumes als functie van activiteit, voor de verschillende leeftijdscategorieën ( $m^3/dag$ )	124
Tabel 39: Gemiddelde ademvolumes ( $m^3/h$ ) per blootstellingsscenario en leeftijdscategorie	125
Tabel 40: Consumptiehoeveelheden voor aardappelen en groenten in Vlier-Humaan en CSOIL (g vers gewicht/dag)	126
Tabel 41: Cijfers voor groenteconsumptie in g vg/dag, gebaseerd op de databank in XtraFood (Seuntjens et al., 2006)	130
Tabel 42: Verhouding tussen consumptie van groenten door bezitters van volkstuinen in vergelijking met de algemene bevolking in Nederland (Swartjes et al., 2007)	135
Tabel 43: Cijfers voor groenteconsumptie in g vg/dag voorgesteld voor de harmonisatie	137
Tabel 44: Percentage lokaal gebruik uit de Ciblex-databank (ADEME, 2003) voor enkele bevolkingsgroepen	141
Tabel 45: Fractie uit eigen moestuin als basis voor de CLEA-berekeningen (uit: DEFRA, 2002)	141
Tabel 46: Fractie groenten uit eigen tuin ten opzichte van de totale groenteconsumptie	142
Tabel 47: Gemiddelde consumptiehoeveelheden voorgesteld voor harmonisatie, vergeleken met Vlier-Humaan en CSOIL, geaggregeerd weergegeven (g vers gewicht/dag)	143
Tabel 48: Parameterwaarden voor het berekenen van de voor de blootstelling via consumptie van grondwater	146
Tabel 49: Humaantoxicologische grenswaarden voor Vlaanderen en Nederland	150
Tabel 50: Geharmoniseerde toxicologische criteria	154
Tabel 51: Achtergrondblootstelling via voeding ( $\mu g/dag$ )	157
Tabel 52: Verdeling van de achtergrondblootstelling over de verschillende groentecategorieën (fractie van totale achtergrondblootstelling via voeding)	157
Tabel 53: Resultaten van de biotoegankelijkheidsmetingen voor lood op bodem en zinkassen (gebaseerd op Oomen en Hagens, 2006 en 2007)	159
Tabel 54: Resultaten van de biotoegankelijkheidsmetingen voor arseen op bodem en zinkassen (gebaseerd op Oomen en Hagens, 2006 en 2007)	160
Tabel 55: Rangschikking van relatieve biobeschikbaarheid van lood in de bodem naar mineralogische fasen (uit: ATSDR (2005b))	163
Tabel 56: Leeftijdsgroepen en jaren	165
Tabel 57: Overzicht van vergelijkingen van de geharmoniseerde risicogrenzen met Nederlandse risicogrenzen	174
Tabel 58: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Moestuin (mg/kg ds)	175

Tabel 59: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen met tuin - cadmium (mg/kg ds)	178
Tabel 60: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen zonder tuin – cadmium (mg/kg ds)	181
Tabel 61: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Moestuin - lood (mg/kg ds)	183
Tabel 62: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen met tuin - lood (mg/kg ds)	187
Tabel 63: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen zonder tuin - lood (mg/kg ds)	189
Tabel 64: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Moestuin - arseen (mg/kg ds)	191
Tabel 65: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen met tuin - arseen (mg/kg ds)	194
Tabel 66: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen zonder tuin - arseen (mg/kg ds)	197
Tabel 67: Jaargemiddeld PM <sub>10</sub> -gehalte en aandeel minerale bestanddelen voor verschillende Europese regio's (uit Querol et al. 2004)	212
Tabel 68: Lood-concentraties in bodem en afgeleid PM <sub>10</sub> -stof en aanrijksfactoren (uit Young et al. 2002)	213



## LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Conceptueel model voor de berekening van blootstelling aan metalen in bodem en assen (blauwe lijnen: abiotische transfer, groene lijnen: biotische transfer, rode lijnen: humane blootstelling; stippellijnen: transfers en/of compartimenten niet meegenomen bij harmonisatie in het kader van project BeNeKempen)	50
Figuur 2: Aanrijdingsfactor (concentratie in PM <sub>10</sub> /concentratie in bodem) voor lood (data uit Young, Heeraman et al., (2002))	62
Figuur 3: Cumulatieve korrelgrootteverdeling in huisstof (data uit: Lewis et al. (1999) , Moelhave et al. (2000), Que Hee et al. (1985)	69
Figuur 4: Resuspensiesnelheden als functie van deeltjesgrootte (uit: Thatcher (1995)	71
Figuur 5: Cadmium in aardappelen en spinazie als functie van het gehalte in bodem (beide mg/kg ds), berekend met Vlier-Humaan versus CSOIL (dataset Alterra).77	77
Figuur 6: Arseenconcentraties in aardappel, spinazie, tomaat en komkommer als functie van het gehalte in bodem (beide mg/kg ds) (dataset Alterra)	79
Figuur 7: Loodgehalte in aardappel, spinazie, tomaat en komkommer als functie van het gehalte in bodem (beide mg/kg ds) (dataset Alterra)	82
Figuur 8: Loodgehalte in tomaat als functie van het gehalte in bodem (beide mg/kg ds), zonder de hoge uitschieter in het tomaatgehalte bij een loodbodemgehalte van 140 mg/kg ds (dataset Alterra)	83
Figuur 9. Loodconcentraties in aardappel (beide mg/kg ds), berekend met de RIVM plant-bodemrelaties op basis van de gemeten bodemgehalten en bodemeigenschappen, versus gemeten loodconcentraties in aardappel (dataset Alterra).	84
Figuur 10: Loodconcentraties in spinazie (beide mg/kg ds), berekend met de RIVM plant-bodem relaties op basis van de gemeten bodemgehalten en bodemeigenschappen, versus gemeten loodconcentraties in spinazie (dataset Alterra).	85
Figuur 11: Loodgehalte in aardappel (beide mg/kg ds), berekend met de Vlaamse plant-bodem relaties op basis van de gemeten bodemgehalten en bodemeigenschappen, versus gemeten lood-concentraties in aardappel (dataset Alterra)	86
Figuur 12: Vergelijking tussen de berekende BCF's (mg/kg ds)/(mg/kg ds) met Vlier-Humaan en CSOIL, op basis van de data uit de Alterra dataset	87
Figuur 13: Verhouding van de huidige dagelijkse ingestiegetallen in Vlier-Humaan en CSOIL tot de dagelijkse ingestiegetallen voorgesteld in de geharmoniseerde methodiek	118
Figuur 14: Vergelijking van daggemiddelde ademvolumes als functie van leeftijd (gemiddelde waarden, uitgezonderd Brochu: gemiddelde en P90), via verschillende methoden	122
Figuur 15: Gemiddelde, 50-percentiel en 75-percentiel van de consumptiehoeveelheden voorgesteld voor de herziening van Vlier-Humaan, leeftijdscategorie 21 - < 31 jaar	129
Figuur 16: Vergelijking van de voorgestelde gemiddelde groenteconsumptiedata en de BVCP (Devriese et al., 2006)	134
Figuur 17: Verhouding van groenteconsumptie bij mensen met moestuin in vergelijking met mensen zonder moestuin (data uit Humane Biomonitoring Vlaanderen)	135

Figuur 18: Percentage van de bevolking dat groenten uit eigen moestuin verbruikt (volwassenen heeft betrekking op volwassen vrouwen)	140
Figuur 19: Percentage van de deelnemers dat grondwater als drinkwater gebruikt (data uit de humane biomonitoring Vlaanderen)	144
Figuur 20: In vitro biotoegankelijkheid versus relatieve in vivo biobeschikbaarheid voor arseen (uit Oomen et al. (2006))	160
Figuur 21: In vitro biotoegankelijkheid versus relatieve in vivo biobeschikbaarheid voor lood (uit Oomen et al. (2006))	161
Figuur 22: Invloed van chemische vorm en deeltjesgrootte op de biobeschikbaarheid van lood in bodem (uit: Ruby (2004))	162
Figuur 23: Relatieve biobeschikbaarheid van lood in bodem en bodemachtig materiaal getest in jonge zwijnen (uit: ATSDR (2005b))	163
Figuur 24: Risico-index voor cadmium – Moestuin bij een bodemconcentratie van 5,9 mg/kg ds	176
Figuur 25: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor cadmium – Moestuin bij een bodemconcentratie van 5,9 mg/kg ds	177
Figuur 26: Bijdrage van de groentecategorieën in de blootstelling via groenten uit de moestuin bij 5,9 mg/kg ds – bodemgebruik Moestuin – cadmium	178
Figuur 27: Risico-index voor cadmium – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 42 mg/kg ds	179
Figuur 28: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor cadmium – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 42 mg/kg ds	180
Figuur 29: Bijdrage van de groentecategorieën in de blootstelling via groenten uit de tuin bij 42 mg/kg ds – Wonen met tuin - cadmium	181
Figuur 30: Risico-index voor cadmium – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 720 mg/kg ds	182
Figuur 31: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor cadmium – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 616 mg/kg ds	182
Figuur 32: Risico-index voor lood – Moestuin bij een bodemconcentratie van 305 mg/kg ds	184
Figuur 33: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor lood – Moestuin bij een bodemconcentratie van 288 mg/kg ds	184
Figuur 34: Vergelijking tussen concentratie in plant met BCF-relaties in het model (RIVM) en BCF-relaties VITO (mg/kg vg) bij 305 mg/kg ds	185
Figuur 35: Bijdrage van de groentecategorieën in de blootstelling via groenten uit de tuin bij 305 mg/kg ds – Moestuin - lood	186
Figuur 36: Risico-index voor lood – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 538 mg/kg ds	187
Figuur 37: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor lood – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 538 mg/kg ds	188
Figuur 38: Risico-index voor lood – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 1244 mg/kg ds	189
Figuur 39: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor lood – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 1244 mg/kg ds	190
Figuur 40: Risico-index voor arseen – Moestuin bij een bodemconcentratie van 222 mg/kg ds – $TDI_{\text{oraal}} = 1 \mu\text{g/kg.dag}$	192
Figuur 41: Risico-index voor arseen – Moestuin bij een bodemconcentratie van 83 mg/kg ds – $TDI_{\text{oraal}} = 2 \mu\text{g/kg.dag}$	192
Figuur 42: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij kinderen – Moestuin bij een bodemconcentratie van 83 mg/kg ds	193
Figuur 43: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij levenslange blootstelling – Moestuin bij een bodemconcentratie van 222 mg/kg ds	193

Figuur 44: Risico-index voor arseen – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 271 mg/kg ds – TDI = 1 µg/kg.dag	195
Figuur 45: Risico-index voor arseen – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 99 mg/kg ds – TDI = 2 µg/kg.dag	195
Figuur 46: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij kinderen – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 99 mg/kg ds	196
Figuur 47: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij levenslange blootstelling – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 271 mg/kg ds	196
Figuur 48: Risico-index voor arseen – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 967 mg/kg ds – TDI = 1 µg/kg.dag	198
Figuur 49: Risico-index voor arseen – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 305 mg/kg ds – TDI = 2 µg/kg.dag	198
Figuur 50: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij kinderen – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 305 mg/kg ds	199
Figuur 51: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij levenslange blootstelling – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 967 mg/kg ds	199
Figuur 52: Aandeel van de verschillende bodemfracties in het lood-gehalte van PM <sub>10</sub> -stof (uit Young et al. 2004)	213
Figuur 53: Jaargemiddelde PM <sub>10</sub> -concentratie in Vlaanderen in 2004 (uit VMM 2005)	214
Figuur 54: Evolutie van het jaargemiddelde PM <sub>10</sub> -gehalte in Vlaanderen per gebied (uit VMM 2005)	215

# 1 Samenvatting – Summary

## 1.1 Nederlandstalige samenvatting

### 1.1.1 Een geharmoniseerde methodiek

#### 1.1.1.1 Inleiding en doel

Het project BeNeKempen is een samenwerkingsverband tussen OVAM in Vlaanderen en Actief Bodembeheer de Kempen (ABdK) in Nederland. Binnen dit project werd een geharmoniseerde methodiek ontwikkeld voor de bepaling van gezondheidsrisico's ten gevolge van bodemverontreiniging. Hierbij werd de aandacht gericht op de zware metalen cadmium en lood en het metalloïde arseen (anorganisch arseen). Deze contaminanten worden als het meest relevant beschouwd, omdat bij de concentraties die in de Kempen voorkomen sprake kan zijn van onacceptabele gezondheidsrisico's. Omdat cadmium goed opgenomen wordt in planten is de blootstelling via consumptie van zelfgekweekte groenten de belangrijkste blootstellingsroute. Voor lood en arseen kan ingestie van bodemdeeltjes en binnenhuisstof tot gezondheidseffecten leiden. Blootstelling via consumptie van zelfgekweekte groenten speelt echter ook een rol van betekenis. De geharmoniseerde methodiek maakt het mogelijk de gezondheidsrisico's voor deze drie contaminanten in het Vlaamse en Nederlandse deel van de Kempen op identieke wijze te beoordelen.

#### 1.1.1.2 Toepassing

De geharmoniseerde methodiek maakt locatiespecifieke beoordeling van de gezondheidsrisico's mogelijk in geval van bestaande bodemverontreiniging (curatieve beoordeling). De geharmoniseerde methodiek is uitgewerkt voor de volgende bodemgebruiksvormen:

- Moestuin (oftewel volkstuint): een locatie waarbij het telen van groenten centraal staat.
- Wonen met tuin: een locatie waarbij de woonfunctie centraal staat en tevens een tuin aanwezig is, die de mogelijkheid biedt tot het in beperkte mate telen van groenten.
- Wonen zonder tuin: een locatie waarbij de woonfunctie centraal staat en geen onverharde tuin aanwezig is.
- Recreatie: een locatie waarop een relatief kortdurend verblijf plaatsvindt, met recreatieve doeleinden.

Met de geharmoniseerde methodiek zijn twee verschillende opties te beoordelen:

- de blootstelling op basis van de *bodemkwaliteit* (optie "beoordeling *bodemkwaliteit*"), met als uitgangspunt de huidige concentratie in de bodem; de concentraties in de overige milieucapartimenten worden berekend uitgaande van de concentratie in bodem;
- de blootstelling op basis van de *milieukwaliteit* (optie beoordeling "*milieukwaliteit*"), met als uitgangspunt niet alleen de bodemkwaliteit, maar ook de gemeten concentraties in de verschillende milieucapartimenten; in het laatste geval weerspiegelen de gemeten concentraties potentieel meerdere bronnen.

Het is aan het beleid hoe omgegaan wordt met de geharmoniseerde methodiek voor de Kempenregio in relatie tot de bestaande landelijke methodieken (Vlier-

Humaan, CSOIL, SUS<sup>1</sup>, Sanscrit<sup>2</sup>). Dit is met name relevant als een gedeelte van een gemeente binnen de Kempen ligt en een gedeelte daarbuiten. Hierbij dient te worden gerealiseerd dat de geharmoniseerde methodiek weinig geografisch- (Kempen-) specifieke elementen bevat, maar gebaseerd is op een meer inhoudelijke harmonisatie.

Bovendien is het mogelijk op basis van de geharmoniseerde methodiek generieke risicogrenswaarden voor de bodemkwaliteit voor de Vlaamse en Nederlandse Kempen af te leiden. Het beleid dient te beslissen of dit gebeurt, wat dan de status van deze risicogrenzen is en hoe deze risicogrenzen dan worden gehanteerd naast bestaande normen en risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

## 1.1.2 Uitwerking

### 1.1.2.1 Uitgangspunten

In de geharmoniseerde methodiek zijn twee verschillende elementen te onderscheiden, namelijk de bepaling van de humane blootstelling en, op basis van deze blootstelling, de risicotoetsing (beoordeling van deze humane blootstelling). De basis voor de geharmoniseerde methodiek waren de bestaande Vlaamse en Nederlandse methodieken voor beoordeling van bodemverontreiniging. Bovendien werd aangehaakt bij lopende activiteiten in het kader van revisie van de wettelijke kaders in Vlaanderen en Nederland en werd recent uitgevoerd onderzoek geïmplementeerd. Tevens werden inhoudelijke standpunten en beleidsmatige beslissingen van de werkgroep Risicoanalyse van BeNeKempen in de geharmoniseerde methodiek verwerkt. Deze werkgroep fungeerde als klankbordgroep tijdens de ontwikkeling van de geharmoniseerde methodiek.

#### 1.1.2.2 Impact van wetenschappelijke uitgangspunten en beleidsmatige keuzes

Om inzicht te verschaffen in het belang van gemaakte wetenschappelijke uitgangspunten en beleidsmatige keuzes die ten grondslag liggen aan de geharmoniseerde methodiek is in de rapportage de impact hiervan aangegeven. Met impact wordt bedoeld op de invloed die een wetenschappelijk uitgangspunt of beleidsmatige keuze heeft op de risicotoetsing. In de tekst is vaak beschreven wat de invloed is van een gewijzigde keuze ten opzichte van de huidige methodieken in Vlaanderen en Nederland op de risicotoetsing.

De impact van gemaakte wetenschappelijke uitgangspunten en beleidsmatige keuzes op de risicogrenswaarde is echter sterk afhankelijk van de betreffende bodemgebruiksvorm, het bijbehorende blootstellingsscenario en van de contaminant waarop de risicobeoordeling gericht is. Daarom is de impact moeilijk in kwantitatieve termen te geven en is in de rapportage voor de impact van ieder wetenschappelijk uitgangspunt en iedere beleidsmatige keuze een *kwantitatieve* analyse gegeven. Op het einde van het rapport wordt een *kwantitatieve*

<sup>1</sup> SaneringsUrgentieSystematiek: bevat onder andere de locatie-specifieke huumaantoxicologische toetsing op basis van CSOIL

<sup>2</sup> Saneringscriterium. Zal in het nieuwe Nederlandse bodembeleid SUS vervangen, met als doel de spoedeisendheid te bepalen, onder andere op basis van de locatie-specifieke huumaantoxicologische toetsing op basis van CSOIL

beoordeling van de totale impact van alle wetenschappelijke uitgangspunten en beleidsmatige keuzes gegeven door voor de verschillende bodemgebruiksvormen risicogrenswaarden voor bodemkwaliteit (kritische bodemconcentraties) voor arseen, cadmium en lood te berekenen. Alhoewel het doel van de geharmoniseerde methodiek niet is om risicogrenswaarden (kritische bodemconcentraties) af te leiden, wordt het op deze wijze mogelijk een meer *kwantitatieve* beoordeling van de impact te geven. Bovendien maken deze risicogrenswaarden een vergelijking mogelijk met de huidige en toekomstige Vlaamse en Nederlandse risicogrenzen en bodemnormen. De resultaten uit deze exercitie zijn verderop in deze samenvatting geresumeerd.

### **1.1.2.3 De risicotoetsing**

Bij de risicotoetsing wordt de berekende blootstelling beoordeeld door deze te vergelijken met een kritische blootstelling, de TDI (Toelaatbare Dagelijkse Blootstelling). Dit is de kritische blootstelling waaraan een mens dagelijks blootgesteld mag worden zonder dat er belangrijke gezondheidsrisico's te verwachten zijn. Hierbij is het van belang over welke periode de blootstelling wordt getoetst. Voor cadmium wordt de levenslang gemiddelde blootstelling (tot 50 jaar) getoetst, omdat de opstapeling van cadmium in de nieren kritisch is, en de effecten op de nieren zich daarom pas na een aantal decennia openbaren. Om deze reden is de gebruikte TDI voor cadmium afgeleid voor langdurige blootstelling. Voor lood wordt getoetst op basis van de blootstelling tijdens de kindertijd, omdat de effecten zich met name in deze levensfase voordoen. De TDI voor lood is van toepassing op kinderen en op volwassenen. Voor arseen werd geen consensus bereikt omtrent de periode voor toetsing. De literatuurdata met betrekking tot effecten op kinderen zijn onvoldoende om een eenduidige uitspraak te doen omtrent het risico van arseenblootstelling voor kinderen. Vanuit Nederlandse kant werd geopteerd voor een levenslange uitmiddeling, omdat de in Nederland gehanteerde TDI afgeleid is voor langdurige effecten bij volwassenen; vanuit Vlaamse kant werd geopteerd voor de standaardaanpak, waarbij de blootstelling van kinderen getoetst wordt aan de TDI (voor volwassenen).

Voor cadmium en lood worden orale en inhalatoire blootstelling gecombineerd en vergeleken met de orale TDI. Er wordt rekening gehouden met verschillen in absorptie langs orale en inhalatoire weg. Voor arseen is de aandacht alleen gericht op anorganisch arseen, omdat dit beduidend toxischer is dan organisch arseen. Bovendien is anorganisch arseen de meest voorkomende vorm in de bodem. Voor de toetsing van arseen wordt de orale blootstelling getoetst aan de orale TDI en wordt de inhalatoire blootstelling getoetst aan de inhalatoire TDI. Vervolgens worden beide toetsingen gecombineerd door optelling van de risico-indexen (blootstelling gedeeld door TDI). Tevens worden de berekende concentraties in lucht voor alle drie de contaminanten getoetst aan de TCL (Toelaatbare Concentratie in Lucht).

De gehanteerde humaan toxicologische grenswaarden voor Vlaanderen (VITO), Nederland (RIVM) en de geharmoniseerde methodiek (BeNeK) zijn samengevat in Tabel S.1.

	orale TDI ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )			TCL ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )			inhalatoire TDI ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )			Periode
	VITO	RIVM	BeNeK	VITO	RIVM	BeNeK	VITO	RIVM	BeNeK	
As*	2,0	1,0	2,0 (VI) 1,0 (NI)	13	1000	6	$3,7 \cdot 10^{-3}$	-	$1,7 \cdot 10^{-3}$	Kinderfase (VI) Levenslang (NI)
Cd	1,0	0,5	0,7	5,0	5,0	5	$1,43 \cdot 10^{-3}$	-	0,7*	50 jaar
Pb	3,6	3,6	3,6	500	500	500	3,6	-	3,6*	Kinderfase

\*: anorganisch arseen

**Table S. 1: Humaantoxicologische grenswaarden zoals gehanteerd in de geharmoniseerde methodiek (BeNeK), Vlaanderen (VITO) en Nederland (RIVM)**

Omdat de TDI lineair doorwerkt in de risicotoetsing en in afgeleide risicogrenzen is de keuze van de TDI van grote invloed. Vooral de wijzigingen in de orale TDI hebben een beduidende impact op de risicotoetsing. De wijzigingen met betrekking tot inhalatoire humaan toxicologische grenswaarden hebben een beperkte impact voor cadmium en lood. Deze wijziging heeft echter een grote impact voor arseen, aangezien de inhalatoire blootstelling apart aan een inhalatoire TDI wordt getoetst.

De keuze voor de te toetsen periode van blootstelling is eveneens van grote invloed. Door voor arseen kinderen te beschouwen in plaats van levenslang gemiddelde blootstelling pakt de risicotoetsing in Vlaanderen een factor strenger uit in vergelijking met de Nederlandse methodiek; dit wordt evenwel deels afgevlakt door de hogere TDI, die in Vlaanderen gehanteerd wordt. Door voor cadmium blootstelling uit te middelen tot de leeftijd van 50 jaar, wordt de risicotoetsing een stuk minder streng in vergelijking met de huidige werkwijze in Vlaanderen, waarbij risicotoetsing tijdens de kindertijd plaatsvindt.

Het meenemen van achtergrondblootstelling<sup>3</sup> in de risicotoetsing zorgt voor een vermindering van de TDI met de lokale achtergrondblootstelling. Hoe hoger de achtergrondblootstelling, hoe strenger de beoordeling van de lokale milieukwaliteit en bodemkwaliteit wordt. In Vlaanderen en Nederland wordt verschillend omgegaan met het al dan niet meenemen van de achtergrondblootstelling via voeding en lucht in de risicotoetsing. In Vlaanderen wordt deze achtergrondblootstelling beschouwd voor stoffen met een drempel voor effecten. In Nederland wordt deze alleen beschouwd voor de BodemGebruiksWaarden (in de toekomst te vervangen door Referentiewaarden). Omdat dit voornamelijk een beleidsbeslissing betreft is hier niet naar consensus gestreefd. Er is gekozen voor een gecombineerde benadering, waarbij de beoordeling gebeurt met en zonder achtergrondblootstelling. Op deze manier kan de impact van totale milieublootstelling (toetsing inclusief achtergrondblootstelling), respectievelijk lokale bodemkwaliteit of lokale milieukwaliteit (toetsing zonder achtergrondblootstelling op het gezondheidsrisico separaat geëvalueerd worden.

<sup>3</sup> achtergrondblootstelling: blootstelling, die niet te wijten is aan de lokale verontreinigingssituatie; in de praktijk wordt alleen rekening gehouden met achtergrondblootstelling via voeding en omgevingslucht

#### 1.1.2.4 Humane blootstelling

Een belangrijk uitgangspunt voor de ontwikkeling van de geharmoniseerde methodiek waren de bestaande blootstellingsmodellen Vlier-Humaan (Vlaanderen) en CSOIL (Nederland) en de lopende activiteiten voor revisie van met name Vlier-Humaan. Voor de beschouwde contaminanten werden de volgende vier blootstellingsroutes van belang geacht en geharmoniseerd:

- ingestie van bodem en binnenhuisstof;
- inademen van bodem- en stofdeeltjes;
- consumptie van groenten;
- consumptie van drinkwater (met name van belang voor Vlaanderen).

Aangezien de blootstelling afhankelijk is van het bodemgebruik is per bodemgebruiksvorm een blootstellingsscenario opgesteld. Voor ieder blootstellingsscenario is aangegeven welke blootstellingsroutes een rol spelen en zijn de voor het specifieke bodemgebruik relevante blootstellingsparameters geselecteerd.

Voor de genoemde blootstellingsroutes zijn volgende zogenaamde *intercompartimentele relaties* (relatie tussen hoeveelheden in “contactmedia” en tussen de contaminantconcentraties in deze contactmedia) van belang en zijn daarom eveneens geharmoniseerd:

- relatie tussen bodem en zwevend stof buitenshuis (voor wat zowel de hoeveelheid bodemdeeltjes betreft als de concentratie in de bodemdeeltjes);
- relatie tussen bodem en (zwevend en afgezet) stof binnenshuis (voor wat zowel de hoeveelheid bodemdeeltjes betreft als de concentratie in de bodemdeeltjes);
- relatie tussen zwevend stof buitenshuis en zwevend stof binnenshuis;
- relatie tussen de concentratie in de bodem en die in groenten.

De relatie tussen de concentratie in de bodem en die in grondwater wordt in deze rapportage niet besproken. Er wordt verondersteld dat voor de berekening van de blootstelling via grondwater gebruik gemaakt kan worden van de beschikbare gegevens over de grondwaterkwaliteit in de Kempen.

De verschillende blootstellingsroutes en intercompartimentele relaties worden in de navolgende paragrafen besproken. In de geharmoniseerde methodiek wordt afgestapt van de tweedeling tussen kinderen (< 6 jaar) en volwassenen (tot 70 jaar), maar wordt een meer gedetailleerde opdeling in leeftijdsklassen gehanteerd. Met het oog op overzichtelijkheid worden in de hiernavolgende tekst evenwel steeds de geïntegreerde waarden over de kinderjaren en volwassene jaren gegeven, zodat vergelijking met de actueel in Vlaanderen en Nederland gebruikte data mogelijk is.

### 1.1.3 Blootstellingsroutes

#### 1.1.3.1 Blootstelling via ingestie van bodem en stof

De blootstelling via ingestie van bodem en stof wordt in de geharmoniseerde methodiek berekend op basis van de hoeveelheden ingenomen bodem en stof, de concentratie in de bodem, de (afgeleide) concentratie in huisstof, het



lichaamsgewicht en correctiefactoren voor orale biobeschikbaarheid en voor beperkte contactmogelijkheid met bodem.

Voor bodemgebruiksvormen met een min of meer continue blootstelling, zoals wonen en verblijfsrecreatie, wordt de hoeveelheid grondingestie (bodem en stof gecombineerd) uitgedrukt op dagbasis, met een vaste factor voor de verdeling van de ingestie over buiten en binnen. Voor bodemgebruiksvormen met een herhaalde kortdurende blootstelling, zoals sporten en dagrecreatie, wordt de hoeveelheid ingestie uitgedrukt op uurbasis. Voor blootstelling binnen heeft het getal betrekking op huisstof, inclusief bodemdeeltjes. Voor de totale hoeveelheid grondingestie zijn, afhankelijk van het bodemgebruik, in de geharmoniseerde methodiek waarden tussen 45 en 130 mg/dag gehanteerd voor kinderen en tussen 20 en 50 mg/dag voor volwassenen.

De concentratie in huisstof wordt berekend uitgaande van de concentratie in bodem (optie beoordeling "bodemkwaliteit"). Hierbij zijn van belang het aandeel bodem in huisstof en de aanrijksfactor van de concentratie aan contaminanten in bodem naar die in bodem in huisstof. Het aandeel bodem in huisstof varieert in de geharmoniseerde methodiek tussen 0,25 en 0,5, afhankelijk van het bodemgebruik. Voor de aanrijksfactor van de concentratie in bodem naar de concentratie in bodem in huisstof is een waarde van 1,5 gehanteerd. Voor de hoeveelheid grondingestie wordt in de geharmoniseerde methodiek in het blootstellingsscenario voor Moestuin en Wonen met tuin voor kinderen een gemiddelde waarde van 100 mg/dag en voor volwassenen een waarde van 50 mg/dag gehanteerd, voor bodem (buiten) en stof (binnen) gecombineerd. De verdeling over buiten en binnen is 45% versus 55% verondersteld. Voor het blootstellingsscenario voor Wonen zonder tuin wordt aangenomen dat de inname van stof binnenshuis gelijk is aan deze voor Wonen met tuin. Het veronderstelde aandeel bodem in huisstof werd echter lager gesteld. De ingestie buitenshuis, die eigenlijk bodem en straatstof omvat, wordt voor Wonen zonder tuin lager verondersteld, omdat de contactmogelijkheden minder zijn. Bij dit bodemgebruik is immers een geringere oppervlakte onbedekt en bestaat geen mogelijkheid tot tuinieren.

Voor arseen en lood wordt een correctiefactor voor relatieve orale biobeschikbaarheid<sup>4</sup> in het menselijk lichaam na blootstelling via ingestie van bodem en stof toegepast van 0,6, respectievelijk 0,8. De reden voor deze correctie is dat de orale beschikbaarheid van arseen en lood in bodem lager is dan de beschikbaarheid in het medium waarop de kritische blootstelling (de TDI) gebaseerd is (drinkwater voor arseen, voeding voor lood). Momenteel wordt in Vlaanderen geen correctie voor orale biobeschikbaarheid toegepast. In Nederland wordt voor lood een gereduceerde relatieve biobeschikbaarheidsfactor voor lood van 0,74 gehanteerd. Voor cadmium wordt een dergelijke correctiefactor niet toegepast, omdat cadmium via voeding reeds een zeer lage orale beschikbaarheid heeft. De zeer beperkte impact op de risico-inschatting en de onnauwkeurigheid bij bepaling van de relatieve biobeschikbaarheid bij dergelijke lage niveaus zijn argumenten om geen rekening te houden met een relatieve orale biobeschikbaarheidscorrectie voor cadmium.

---

<sup>4</sup> relatieve orale biobeschikbaarheid: orale beschikbaarheid in bodem en stof gedeeld door de orale biobeschikbaarheid in het medium waarop de TDI is bepaald (meestal water, voeding of oplosbaar zout)

Voor de optie “beoordeling milieukwaliteit” kan de actuele hoeveelheid huisstof en de contaminant-concentratie in huisstof worden gemeten. Het actuele aandeel bodem in huisstof is echter moeilijk meetbaar. De concentratie in huisstof is doorgaans hoger, omdat ten gevolge van een kleinere korrelgrootte in vergelijking met bodem aanrijking van metalen mogelijk is. In huisstof zijn metalen afkomstig van verschillende bronnen geïntegreerd, waaronder bodemmateriaal, afgezette deeltjes van elders, “oud” stof en binnenhuisbronnen.

Picagedrag, dit is het doelbewust opeten van bodemdeeltjes door kinderen, blijft in de geharmoniseerde methodiek buiten beschouwing.

De impact van de gewijzigde keuzes voor de parameters die de blootstelling via ingestie van bodem en stof bepalen, kan kwantitatief weergegeven worden. Dit is geïllustreerd in Tabel S. 2, waarin de relatieve wijziging van de hoeveelheden ingestie voor bodem en stof is weergegeven. Deze relatieve wijziging is uitgedrukt als de verhouding van de in de geharmoniseerde methodiek gehanteerde waarde en de waarden zoals gebruikt in Vlier-Humaan en CSOIL. Voor Nederland werd de vergelijking gemaakt op basis van totale ingestie, omdat in de huidige CSOIL-benadering geen onderscheid gemaakt wordt tussen bodem en stof.

	Vlaanderen*				Nederland	
	kind		volwassene		kind	volwassene
	bodem	stof	bodem	stof	bodem/ stof	bodem/ stof
Moestuin	1,8	1,1	1,1	1,8	1,0	1,0
Wonen met tuin	2,7	1,7	4,5	1,8	1,0	1,0
Wonen zonder tuin	-	-	-	-	4,0	3,4
Verblijfsrecreatie	1,2	1,4	0,16	0,64	2,3	2,5
Dagrecreatie	0,45	-	1,0	-	2,3	2,5

\*: voor Vlaanderen wordt Moestuin vergeleken met type II (landbouw)

**Tabel S. 2: Ratio tussen de hoeveelheden ingestie voor bodem (buiten) en stof (in de woning) in de geharmoniseerde methodiek versus de huidige benadering in Vlaanderen en Nederland**

Voor de sub-blootstellingsroute ingestie van bodem speelt alleen de totale hoeveelheid ingestie en de verdeling hiervan over bodem en huisstof een rol. Voor Vlaanderen leidt de geharmoniseerde methodiek tot een verhoging van de ingestie van bodemdeeltjes in alle blootstellingsscenario's, met uitzondering van dagrecreatie voor kinderen en volwassenen en verblijfsrecreatie voor volwassenen. Voor de sub-blootstellingsroute ingestie van huisstof speelt tevens de geselecteerde aanrijdingsfactor van contaminanten in huisstof en het aandeel bodem in huisstof een rol (niet verrekend in Tabel S. 2). De impact hiervan is zeer beperkt. Voor Vlaanderen reduceert dit de bijdrage van blootstelling via huisstof (welke met de concentratie in bodem vermenigvuldigd wordt) met een factor 0,94. De geharmoniseerde methodiek resulteert ook in een verhoging van de hoeveelheid huisstofingestie ten opzichte van de benadering in Vlaanderen, met uitzondering van het scenario Verblijfsrecreatie voor volwassenen. Voor het courante bodemgebruik Wonen met tuin is de impact van de harmonisatie beduidend, met een wijziging in ingestie met een factor 1,7 tot 4,5. Voor arseen en lood wordt de impact in zekere mate beperkt door het gebruik van de relatieve orale biobeschikbaarheid.

Voor Nederland is de innamehoeveelheid voor kinderen en volwassenen in de scenario's Moestuin en Wonen met tuin gelijk. Voor de overige scenario's is de innamehoeveelheid voor kinderen en volwassenen beduidend hoger, namelijk een

factor 3 tot 4 voor wonen zonder tuin en een factor 2,5 voor recreatie. De invoering van de factoren voor aanrijking naar huisstof en het aandeel bodem in huisstof zullen de bijdrage van huisstof met een factor 0,75 reduceren (geen vergelijking met huidige benadering mogelijk).

#### **1.1.3.2 Blootstelling via inademen van bodem- en stofdeeltjes**

Inhalatoire blootstelling aan metalen vindt buitenshuis plaats door inademing van zwevende deeltjes. Naar analogie van de orale blootstelling via ingestie van bodem- en stofdeeltjes kan inhalatoire blootstelling eveneens binnenshuis plaatsvinden door inademing van met bodemdeeltjes aangerijkt stof. De blootstelling via de inademing van bodem- en stofdeeltjes wordt berekend op basis van het ademvolume, de hoeveelheid stofdeeltjes met bodemherkomst in de lucht (buiten en binnen), de concentratie in die stofdeeltjes, het lichaamsgewicht en de verblijftijd. De geharmoniseerde methodiek sluit aan bij de rekenmethoden in het huidige Vlier-Humaan en CSOIL, welke bijna gelijk zijn. Echter wordt voor de concentratie van contaminanten in zwevend stof met bodemherkomst additioneel een aanrijdingsfactor meegenomen ten opzichte van de concentratie in de bodem. Ook wordt voor het blootstellingsscenario voor Wonen zonder tuin de opwaai minder verondersteld in geval van de aanwezigheid van onverharde oppervlakken.

De belangrijkste wijziging in de geharmoniseerde methodiek is bepaling van de concentratie in zwevend stof met bodemherkomst. In de geharmoniseerde methodiek zijn de concentraties een factor 4 (Vlaanderen) tot 7 (Nederland) lager dan in het huidige Vlier-Humaan en CSOIL. De ademvolumes wijzigen beperkt. De blootstelling via inademing binnenshuis is vooral hoger omwille van een langere verblijftijd binnenshuis in de woonscenario's.

De impact van de gewijzigde waarden voor de blootstellingsroute via inademing is hoger voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie dan voor Moestuin en Wonen met tuin, omdat blootstelling via groenten bij deze eerste blootstellingsroutes geen rol speelt. Bovendien is de orale blootstelling via ingestie van grond en stof voor Wonen zonder tuin geringer dan voor Moestuin en Wonen met tuin. De impact van de keuzes is belangrijker voor arseen dan voor cadmium en lood, omdat de toxicologische drempel voor inademing van arseen relatief laag is en inhalatoire toetsing apart meegenomen wordt in de risicotoetsing. Voor cadmium en lood telt de inhalatoire toetsing nauwelijks mee in de risico-index, omdat de absolute blootstelling via inademing zeer laag is in vergelijking met de absolute orale blootstelling en beide types blootstelling aan dezelfde TDI worden getoetst. De verschillen zullen alleen een rol spelen bij vergelijking van luchtconcentraties met TCL-waarden (wat van belang kan zijn voor de recreatieve blootstellingsscenario's).

De wijzigingen in de geharmoniseerde methodiek leiden voor de woonscenario's tot een blootstelling via inademing die 20 – 40 % bedraagt van de blootstelling via inademing in het huidige Vlier-Humaan- en CSOIL-model.

#### **1.1.3.3 Blootstelling via consumptie van groenten**

Contaminanten kunnen worden opgenomen in groenten, voornamelijk via de wortels en in mindere mate via de bladeren. Ten gevolge van consumptie van groenten gekweekt op een verontreinigde locatie kunnen mensen daarom oraal worden blootgesteld aan metalen. De orale blootstelling via groentecconsumptie is met name afhankelijk van de totale hoeveelheid geconsumeerde groenten, de fractie hiervan die uit eigen tuin afkomstig is en de concentratie in de groenten.

In de geharmoniseerde methodiek wordt een gewogen concentratie per groentecategorie berekend, waarbij de weging plaatsvindt op basis van consumptiehoeveelheden per groente. Deze gewogen concentratie wordt vervolgens gecombineerd met de consumptie per groentecategorie, de fractie van die groentecategorie uit eigen tuin en een eventuele groentebereidingsfactor. Het voordeel van deze benadering is de mogelijkheid om te toetsen op het niveau van concentraties in groenten, bijvoorbeeld door berekende concentraties in groenten te vergelijken met (wettelijke) normen. Bovendien biedt dit de mogelijkheid om de fractie uit eigen tuin afhankelijk te maken van de groentecategorie.

Voor alle leeftijdscategorieën is de gemiddelde hoeveelheid groentenconsumptie voor ieder gewas categorie afgeleid. Per bodemgebruiksvorm is vervolgens voor alle gewasgroepen de fractie groenten uit eigen tuin afgeleid. Hiervoor bestaan geen betrouwbare gegevens, noch voor de Kempen, noch voor Vlaanderen of Nederland. Mede op basis van nieuwe literatuurgegevens zijn waarden gekozen van 50% voor aardappelen en 100 % voor overige groenten bij Moestuin en 10% of 25% (afhankelijk van het type groente) bij Wonen met tuin. Voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie is geen groenteconsumptie uit eigen tuin verondersteld.

De consumptiehoeveelheden voor kinderen voor aardappelen in de geharmoniseerde methodiek zijn hoger dan voor CSOIL en iets lager dan in Vlier-Humaan. Voor overige groenten blijven de cijfers bij kinderen vrijwel gelijk. Voor volwassenen zijn de consumptiecijfers in de geharmoniseerde methodiek hoger dan in CSOIL, maar lager dan in Vlier-Humaan. De hieruit resulterende impact op berekende risicogrenzen is beperkt. Vergeleken met CSOIL neemt de fractie uit eigen tuin voor Wonen met tuin voor sommige groenten toe. De hieruit resulterende impact op berekende risicogrenzen is eveneens beperkt.

#### **1.1.3.4 Blootstelling via consumptie van drinkwater**

Met name in Vlaanderen komt het in beperkte mate voor dat grondwater, via winning uit een private put, rechtstreeks als drinkwater wordt gebruikt. De blootstelling via grondwater van de eigen locatie is afhankelijk van de hoeveelheid grondwaterconsumptie, de concentratie in het grondwater, de relatieve biobeschikbaarheid in drinkwater en het aandeel grondwater in de drinkwaterconsumptie. In Nederland wordt de blootstellingsroute via rechtstreeks gebruik van grondwater als drinkwater niet meegenomen. Alhoewel het gebruik van putwater als drinkwater in de Kempen regio afgeraden wordt, is de blootstellingsroute wel opgenomen in de geharmoniseerde methodiek. De bijdrage wordt echter standaard op nul gezet. De blootstelling via de directe consumptie van grondwater als drinkwater kan echter wel doorgerekend worden, indien van toepassing.

### **1.1.4 Intercompartimentele relaties**

#### **1.1.4.1 Relatie tussen bodem en zwevend stof buitenshuis**

*De concentratie van zwevend stof in de lucht buitenshuis*

In de geharmoniseerde methodiek is de aandacht gericht op de stoffractie kleiner dan 10 µm (PM<sub>10</sub>), omdat dit de meest relevante fractie is voor inademing. Voor de geharmoniseerde methodiek wordt een vaste concentratie aan van bodem afkomstige PM<sub>10</sub> van 5 µg/m<sup>3</sup> gehanteerd. Er bestaan weliswaar modellen om de

opwaaiing van bodemdeeltjes te berekenen, maar deze zijn relatief onbetrouwbaar en houden onvoldoende rekening met de invloed van activiteiten op de locatie. Het gebruik van een vaste concentratie aan  $PM_{10}$  heeft als nadeel het niet mogelijk is een locatie-specifieke berekening te maken. Om de invloed van de lagere concentratie aan  $PM_{10}$  in lucht als gevolg van het niet geheel verhard zijn van een terrein te verdisconteren wordt een correctiefactor gehanteerd variërend van 0,2 (Wonen zonder tuin) tot 1,0 (de woonfuncties).

#### *De concentraties van contaminanten in het zwevend stof in de lucht buitenshuis*

De bodemdeeltjes die opwaaien hebben een andere diameter dan de liggende bodemdeeltjes, hetgeen een invloed heeft op de concentratie aan metaal in  $PM_{10}$ . Voor de geharmoniseerde methodiek wordt daarom voor de concentratie aan contaminanten in  $PM_{10}$  een empirische aanrijksfactor van 2 gehanteerd ten opzichte van die in de bodem.

#### **1.1.4.2 Relatie tussen bodem en (zwevend en afgezet) stof binnenshuis**

Voor de relatie tussen bodem en (zwevend en afgezet) stof binnenshuis zijn de volgende processen van belang:

- binnendringen van zwevend stof ( $PM_{10}$ ) in woningen;
- binnenbrengen van bodemmateriaal via schoenen en kleding in woningen (afgezet stof);
- depositie en resuspensie van stof ( $PM_{10}$ ) binnenshuis (overgang van zwevend naar afgezet stof en vice versa).

Tevens wordt het (zwevend en afgezet) stof binnenshuis beïnvloed door het schoonmaakpatroon en de eventuele aanwezigheid van binnenhuisbronnen.

#### *Zwevend stof binnenshuis*

De concentratie van zwevend stof in de binnenlucht wordt berekend uit die in de buitenlucht en een empirisch bepaalde verhouding tussen binnen- en buitenluchtconcentraties van 0,7 (natuurlijke ventilatie, gematigd klimaat). De concentratie van contaminanten in zwevend stof binnenshuis wordt gelijk gesteld aan die buitenshuis. Er bestaan modellen om de concentratie in zwevend stof binnenshuis te kunnen berekenen voor zowel het zwevend stof dat vanuit de buitenlucht komt als van het zwevend stof dat ontstaat na resuspensie van eerder afgezet stof. Echter worden deze modellen, met parameters als penetratiefactor, luchtverversing, depositie- of adsorptiesnelheid voor fijne en grove deeltjes, oppervlaktebelading en resuspensiesnelheid, te moeilijk te parameteriseren bevonden voor de geharmoniseerde methodiek.

#### *Afgezet stof binnenshuis*

Er bestaan geen modellen die de aanvoer van bodem en straatstof naar het binnenmilieu procesmatig beschrijven. Daarom wordt voor het aandeel bodem in afgezet stof in de geharmoniseerde methodiek een empirisch bepaalde fractie gehanteerd van 0,5 (Wonen met tuin, Moestuin, Recreatie-dagverblijf) en 0,25 (Wonen zonder tuin, Recreatie-binnensporten). Aangezien binnenshuis afgezette deeltjes in het algemeen kleiner zijn dan bodemdeeltjes buiten en groter dan deeltjes zwevend stof in de lucht buitenshuis –  $PM_{10}$  - (waarvoor een aanrijksfactor van 2 gehanteerd wordt), wordt een aanrijksfactor voor de concentratie aan contaminanten in afgezet stof binnenshuis gehanteerd van 1,5.

Deze laatste factor is een zeer onzekere factor, gegevens om deze beter te kwantificeren ontbreken in de beschikbare literatuur.

Er wordt opgemerkt, dat indien gebruik gemaakt wordt van actuele metingen in huisstof (optie "beoordeling milieukwaliteit"), de invloed van blootstelling via stofdeeltjes hoger is, aangezien de concentratie in huisstof (die een integratie is van verschillende bronnen) over het algemeen hoger is dan in bodem.

#### **1.1.4.3 Relatie tussen bodem en groente**

Voor cadmium en lood wordt zo veel mogelijk gebruik gemaakt van specifieke plant – bodem relaties. Hierbij is de concentratie in groente afhankelijk van de bodemconcentratie en de bodemeigenschappen. Op basis van deze plant–bodem relaties en representatieve waarden voor het bodemgehalte en de bodemeigenschappen, is voor iedere groente een BCF af te leiden. Als voor een specifieke groente geen significante plant–bodem relatie beschikbaar is, wordt een vaste BCF gebruikt, welke voor lood wordt gecorrigeerd op basis van de zogenaamde bodemtypecorrectie.

Voor cadmium zijn de relaties voor een elftal groenten overgenomen van de BeNeKempen werkgroep Landbouw. Voor lood is gebruik gemaakt van significante relaties voor een tiental groenten, opgesteld door RIVM. In overleg met experts (telefonische conferentie 21 april) werd besloten voor arseen een vaste concentratie in groenten te hanteren, onafhankelijk van bodemeigenschappen en bodemgehalte. Op basis van drie databronnen werd een vaste concentratie voor drie groentecategorieën afgeleid, te weten aardappelen, bladgroenten en overige groenten.

Voor bladgewassen kan de additionele concentratie ten gevolge van atmosferische depositie worden berekend. Omdat simulaties bij de actuele niveaus van atmosferische depositie aangaven dat de impact verwaarloosbaar is, werd atmosferische depositie niet meegenomen bij het berekenen van de risicogrenzen voor bodemkwaliteit.

Om rekening te houden met de invloed van schoonmaken en bereiden van groenten op de concentratie (indien bijvoorbeeld metingen hebben plaatsgevonden voorafgaand aan schoonmaken) wordt een additionele bereidingsfactor toegepast. De bereidingsfactor is plantaafhankelijk en standaard gelijk aan 1, maar kan desgewenst worden aangepast.

### **1.1.5 Vergelijk met risicogrenzen en bodemnormen in Vlaanderen en Nederland**

In Tabel S. 3 zijn de risicogrenzen berekend met de geharmoniseerde methodiek vergeleken met de meest relevante risicogrenzen *en bodemnormen* in Vlaanderen en Nederland. De met de geharmoniseerde methodiek berekende risicogrenzen zijn zowel gegeven voor de situatie waarbij de TDI verminderd wordt met achtergrondblootstelling vanuit voeding en lucht ("inclusief achtergrondblootstelling") en voor het geval dat de gehele TDI mag worden opgevuld door blootstelling vanuit de bodem ("exclusief achtergrondblootstelling"). De risicogrenzen zijn berekend voor de optie "lokale bodemkwaliteit"

Voor Vlaanderen zijn de bodemsaneringsnormen opgenomen voor landbouw (representatief voor Moestuin, alhoewel ook gebruik van lokaal grondwater en

lokaal voortgebrachte dierlijke producten zijn opgenomen) en voor wonen en recreatie, zoals opgenomen in Vlarebo (1996, laatste wijziging 2004)<sup>5</sup>. De waarden zijn gecorrigeerd voor de bodemeigenschappen die gelden voor de Kempen (pH-KCl = 4, organische stofgehalte = 3%, lutumgehalte = 4%), volgens de Vlaamse bodemtypecorrectie. Daarnaast zijn ook de humaan toxicologisch onderbouwde toetsingswaarden, die deel uitmaken van het voorstel voor herziening van de bodemsaneringsnormen opgenomen, na correctie voor de bodemeigenschappen van de Kempen. Deze laatste reeks waarden is inhoudelijk onderbouwd, maar heeft momenteel geen beleidsmatige of juridische toepassing. Het bodemgebruik Wonen zonder tuin is in Vlaanderen niet beschouwd. In Nederland is de vergelijking complexer, aangezien er meerdere normen zijn. In Nederland worden bovendien ecologisch onderbouwde risicogrenzen toegepast. Op de eerste plaats is een "beleidsmatige vergelijking" gemaakt met de huidige interventiewaarden en met de voorstellen voor herziene interventiewaarden, beide gecorrigeerd voor de bodemeigenschappen die gelden voor de Kempen, op basis van de Nederlandse bodemtype-correctie. Daarnaast is een "inhoudelijke" vergelijking gemaakt met de humaan toxicologische risicogrenzen van de huidige interventiewaarden en van de nieuw voorgestelde interventiewaarden voor Wonen met tuin. Voor de bodemgebruiksvormen Moestuin en Wonen zonder tuin is een vergelijking gemaakt met de humaan toxicologische risicogrenzen van de BodemGebruiksWaarden (BGW's) en van de voorgestelde Referentiewaarden, die in de toekomst de BGW's zullen vervangen. Aangezien deze normen de optimale bodemkwaliteit weergeven, na bijvoorbeeld sanering, is bij de afleiding rekening gehouden met de achtergrondblootstelling. Dit resulteert in een strengere toetsing, maar de risicogrenzen zijn vergelijkbaar met de risicogrenzen berekend met de geharmoniseerde methodiek, exclusief achtergrondblootstelling.

Omdat voor arseen geen consensus bereikt werd over de wijze van risicotetsing, zijn telkens twee rijen van waarden weergegeven. De Vlaamse benadering (TDI = 2 µg/kg.d en toetsing kinderen) is aangeduid met V, de Nederlandse benadering (TDI = 1 µg/kg.d en toetsing levenslang) is aangeduid met N.

---

<sup>5</sup> Vlarebo: Vlaams Reglement met Betrekking tot de Bodemsanering

onderstreept: vergelijk risicogrens geharmoniseerde methodiek met Vlaamse bodemsaneringsnormen / herziene humaan toxicologische waarden  
 *cursief* en groen: vergelijk risicogrens geharmoniseerde methodiek met Nederlandse interventiewaarden (beleidsmatig vergelijk)  
 *cursief* en blauw: vergelijk risicogrens geharmoniseerde methodiek met Nederlandse humaan toxicologische risicogrenzen (inhoudelijk vergelijk)  
 *cursief* en grijs: te vergelijken met Nederlandse risicogrenzen (zowel beleidsmatig (groen) als inhoudelijk (blauw) vergelijk)  
geel: commentaar

		GEH. METHODIEK		VLAANDEREN		NEDERLAND			
		Risicogrenswaarden <sup>1</sup>		Huidige BSN <sup>2</sup>	Herziene hum-tox waarde <sup>3</sup>	Interventiewaarden		Herzien ERhumaan <sup>6</sup>	Ref.waarde Hum-toxwaarde <sup>7</sup>
		Excl.	Incl.		Incl.	Excl.	Excl.	Excl.	Incl.
As	Moestuin	V <b>202</b> N <b>431</b>	<b>83</b> <b>222</b>	<u>38</u> eigenlijk Landbouw	<u>37</u> eigenlijk Landbouw	<u>34</u> ecotox bepaald	<u>52</u> ecotox bepaald		<u>97</u> achtergr.bl.stelling (30%)
	Wonen met tuin	V <b>220</b> N <b>495</b>	<b>99</b> <b>271</b>	<u>93</u>	<u>103</u>	<u>34</u> ecotox bepaald	<u>52</u> ecotox bepaald	<b>576</b> excl. achtergr.bl.stelling	<b>achtergr.bl.stelling (30%)</b>
	Wonen zonder tuin	V <b>667</b> N <b>1441</b>	<b>305</b> <b>967</b>	n.b.	n.b.	<u>34</u> ecotox bepaald	<u>52</u>		<b>2624</b> achtergr.bl.stelling (30%)
Cd	Moestuin	<b>9</b> <b>5,9</b>		<u>1,7</u> eigenlijk Landbouw	<u>2</u> eigenlijk Landbouw	<u>8</u> ecotox bepaald	<u>8</u> ecotox bepaald		<u>1,2</u> achtergr.bl.stelling (44%)
	Wonen met tuin	<b>68</b> <b>42</b>		<u>1,7</u>	<u>8,3</u>	<u>8</u> ecotox bepaald	<u>8</u> ecotox bepaald	<b>28</b> excl. achtergr.bl.stelling	<b>achtergr.bl.stelling (44%)</b>
	Wonen zonder tuin	<b>1065</b> <b>720</b>		n.b.	n.b.	<u>8</u> ecotox	<u>8</u>		<b>1100</b>



onderstreept: vergelijk risicogrens geharmoniseerde methodiek met Vlaamse bodemsaneringsnormen / herziene humaan toxicologische waarden  
 *cursief* en groen: vergelijk risicogrens geharmoniseerde methodiek met Nederlandse interventiewaarden (beleidsmatig vergelijk)  
 *cursief* en blauw: vergelijk risicogrens geharmoniseerde methodiek met Nederlandse humaan toxicologische risicogrenzen (inhoudelijk vergelijk)  
 *cursief* en grijs: te vergelijken met Nederlandse risicogrenzen (zowel beleidsmatig (groen) als inhoudelijk (blauw) vergelijk)  
 geel: commentaar

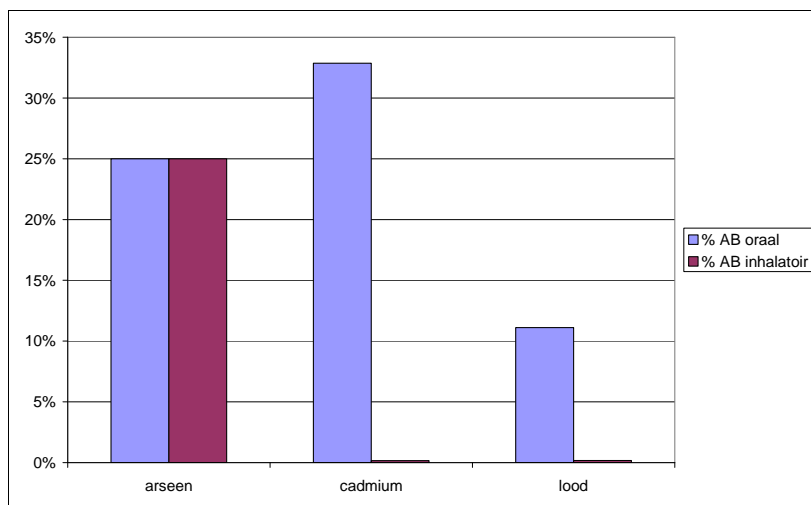
		GEH. METHODIEK	VLAANDEREN		NEDERLAND			
					bepaald			
Pb	Moestuin	<u>341</u> <u>305</u>	202 eigenlijk Landbouw	120 eigenlijk Landbouw	355 beleidskeuze	355 humtox bepaald		70 achtergr.bl.stelling (56%)
	Wonen met tuin	605 <u>538</u>	<u>707</u>	<u>554</u>	355 beleidskeuze	355 humtox bepaald	530 excl. achtergr.bl.stelling	achtergr.bl.stelling (56%)
	Wonen zonder tuin	<u>1401</u> <u>1244</u>	n.b.	n.b.	355 ecotox bepaald	355		1800

LEGENDA:

- <sup>1</sup>: Risicogrenswaarde voor bodemkwaliteit, afgeleid met de geharmoniseerde methodiek, geldend voor de Vlaamse en Nederlandse Kempen
- <sup>2</sup>: Huidige bodemsaneringsnorm in Vlaanderen (<http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/offonce/pid/176?actionReq=actionPubDetail&fileItem=721>), gecorrigeerd voor bodemeigenschappen van de Kempen
- <sup>3</sup>: Herziene humaan toxicologisch onderbouwde bouwsteen van de nieuw voorgestelde Vlaamse bodemsaneringsnorm (Bierkens et al., 2007a,b,c), gecorrigeerd voor bodemeigenschappen van de Kempen
- <sup>4</sup>: Huidige interventiewaarde in Nederland (Min. van VROM, 1994), gecorrigeerd voor bodemeigenschappen van de Kempen
- <sup>5</sup>: Nieuw voorgestelde interventiewaarde in Nederland (Lijzen et al., 2001), gecorrigeerd voor bodemeigenschappen van de Kempen
- <sup>6</sup>: Voorstel voor herziene humaan toxicologisch onderbouwde bouwsteen van de Nederlandse interventiewaarde (Lijzen et al., 2001)
- <sup>7</sup>: Voorstel voor de humaan toxicologisch onderbouwde bouwsteen van de Referentiewaarden, de basis voor zogenaamde Maximale waarden die de BodemGebruiksWaarden zullen vervangen

**Tabel S. 3: Risicogrenzen berekend met de geharmoniseerde methodiek en de meest relevante normen en risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland**

Het gedeelte van de TDI dat ingenomen wordt door de achtergrondblootstelling is weergegeven in Figuur S.1.. Voor arseen werd de levenslang gemiddelde achtergrondblootstelling genomen en een TDI van 1 µg/kg.dag (Nederlandse optie) en is de fractie van de orale achtergrondblootstelling tot de orale TDI en van de inhalatoire blootstelling tot de inhalatoire TDI weergegeven. Indien de Vlaamse optie gekozen wordt, halveert het aandeel van de orale achtergrondblootstelling vrijwel omwille van de verdubbeling van de orale TDI. Voor cadmium werd de achtergrondblootstelling uitgemiddeld van 1 – 50 jaar genomen, voor lood werd de achtergrondblootstelling voor kinderen van 1 – 6 jaar genomen. Voor cadmium en lood werd de inhalatoire achtergrondblootstelling verrekend naar een oraal-equivalente blootstelling en vergeleken met de orale TDI. Telkens werd de orale achtergrondblootstelling voor een scenario zonder consumptie van groenten uit eigen tuin genomen. Bij consumptie van groenten uit eigen tuin, neemt de achtergrondblootstelling af, maar er is aangenomen dat bij een “schone” bodem de gehalten in groenten niet lager zullen zijn dan de groentegehalten die de achtergrondblootstelling bepalen (zodat ook in de lokale blootstelling een stukje “achtergrond” kan verondersteld worden).



**Figuur S. 1: Gedeelte van de TDI dat wordt ingenomen door de achtergrondblootstelling via voeding en inademing (achtergrondblootstelling/TDI\*100; %)**

### 1.1.6 Informatie nodig voor het uitvoeren van een locatiespecifieke risicoanalyse of het berekenen van locatiespecifieke risicogrenswaarden

In Tabel S.4 is weergegeven welke informatie door meting moet worden bepaald en welke informatie aanbevolen wordt om te meten (“aanbevolen” in de tabel) of optioneel is (“optioneel” in de tabel) voor het locatiespecifiek beoordelen van de gezondheidsrisico’s in de Kempen, via de geharmoniseerde methodiek. Hierbij is opsplitsing gemaakt naar de inschatting van gezondheidsrisico’s als gevolg van actuele bodemverontreiniging (optie “beoordeling *bodemkwaliteit*”) en gezondheidsrisico’s als gevolg van lokale concentraties in diverse milieucompartmenten (optie “beoordeling *milieukwaliteit*”).

	arseen	cadmium	lood
<b>OPTIE LOKALE BODEMKWALITEIT</b>			
<i>Bodemconcentratie</i>	X	X	X
<i>Bodemgebruik</i>	X	X	X
<i>gebruik putwater als drinkwater</i>	X	X	X
<i>bodem-pH (indien lokale groenteteelt)</i>		X	X
<i>kleigehalte (indien lokale groenteteelt)</i>			X
<i>gehalte organische stof (indien lokale groenteteelt)</i>			X
<i>gehalte putwater (indien gebruik als drinkwater)</i>	X	X	X
<i>gehalte groenten (indien lokale groenteteelt)*</i>	<i>aanbevolen</i>	<i>aanbevolen</i>	<i>aanbevolen</i>
<i>relatieve orale biobeschikbaarheid</i>	<i>optioneel</i>		<i>optioneel</i>
<b>OPTIE LOKALE MILIEUKWALITEIT</b>			
<i>bodemconcentratie</i>	X	X	X
<i>Bodemgebruik</i>	X	X	X
<i>gebruik putwater als drinkwater</i>	X	X	X
<i>bodem pH (indien lokale groenteteelt)</i>		X	X
<i>kleigehalte (indien lokale groenteteelt)</i>			X
<i>gehalte organische stof (indien lokale groenteteelt)</i>			X
<i>gehalte putwater (indien gebruik als drinkwater)</i>	X	X	X
<i>gemeten gehalte groenten (indien lokale groenteteelt)*</i>	<i>aanbevolen</i>	<i>aanbevolen</i>	<i>aanbevolen</i>
<i>relatieve orale biobeschikbaarheid</i>	<i>optioneel</i>		<i>optioneel</i>
<i>gehalte zwevend stof buiten</i>	X	X	X
<i>concentratie contaminanten in zwevend stof buiten</i>	X	X	X
<i>gehalte zwevend stof binnen</i>	X	X	X
<i>concentratie contaminanten in zwevend stof binnen</i>	X	X	X
<i>concentratie contaminanten in straatstof</i>	X	X	X
<i>hoeveelheid afgezet huisstof (belading)</i>	X	X	X
<i>concentratie in afgezet huisstof</i>	X	X	X

\* indien het gehalte in groenten wordt gemeten is bepaling van de bodemeigenschappen (bodem-pH, kleigehalte en organisch stofgehalte) niet essentieel, maar wordt deze bepaling toch aanbevolen omwille van mogelijkheid tot interpretatie van de resultaten in termen van bijvoorbeeld teeltadviezen

**Tabel S. 4: Informatie nodig (X), aanbevolen of optioneel voor het bepalen van gezondheidsrisico's in de Kempen via de geharmoniseerde methodiek**

### 1.1.7 Nader onderzoek

Aanbevolen wordt nader onderzoek in de toekomst te richten op:

- De hoeveelheid ingenomen bodem- en stofdeeltjes buiten- en binnenshuis. Hierbij moet gebruik worden gemaakt van de onderzoeken die momenteel worden uitgevoerd. Er moet aandacht worden besteed aan verschillen voor diverse vormen van bodemgebruik.
- De hoeveelheid zwevende bodemdeeltjes buitenshuis. Specifieke aandacht dient uit te gaan naar de invloed van activiteiten op de opwaai van bodemdeeltjes, zoals de activiteit op de locatie (buitenshuis)
- De relatie tussen het bodemaandeel in stof en de concentratie van contaminanten in zwevend stof, binnenshuis en buitenshuis (aanrijningsfactor zwevend stof).

- De relatie tussen het bodemaandeel en de concentratie van contaminanten in afgezet stof binnenshuis en buitenshuis (aanrijningsfactor afgezet stof)
- De wetenschappelijke onderbouwing van de groenteconsumptiehoeveelheden. De aandacht dient vooral te worden gericht op de totale groenteconsumptiehoeveelheden en de bijdragen hiervan uit eigen groenteteelt.
- De relatie tussen de concentratie in bodem en die in groenten. Voor cadmium wordt aanbevolen de beschikbare data in Vlaanderen en Nederland, maar wellicht ook daarbuiten, samen te voegen en zodoende de bodem – plant relaties te verbeteren. Voor lood en arseen wordt aanbevolen de gevolgde procedure te evalueren en te verbeteren. Hierbij dient met name aandacht te zijn voor een mogelijk gebrek aan een relatie tussen de concentratie in groenten en die in bodem en op de invloed van bodemkenmerken op de relatie.
- De evaluatie van de effecten van orale blootstelling van arseen op kinderen en de vertaling hiervan naar TDI-waarden en risicotoetsing.

## 1.2 English summary

### 1.2.1 A harmonised procedure

#### 1.2.1.1 Introduction and objective

The BeNeKempen project is a cross-border initiative between OVAM in Flanders (Belgium) and Actief Bodembeheer de Kempen (ABdK) in the Netherlands, aiming at the development of a management system for the regional heavy metal contamination in the Kempen area. The work is done in a series of Working Groups, under which the Working Group on human health risk assessment. Within this Working Group a harmonised procedure for the assessment of human health risks due to soil contamination has been developed. The attention was focused on the heavy metals cadmium and lead and the metalloid arsenic (inorganic arsenic only). These contaminants are considered as the most relevant, because unacceptable human health risks might occur at the actual concentrations in the Kempen. Since cadmium is readily taken up in crops, exposure due to the consumption of vegetables is the major exposure pathway. For lead and arsenic ingestion of soil particles and household dust might be evenly or more important. However, also exposure due to vegetable consumption plays a relevant role. The harmonised procedure enables a comparable assessment of human health risks for these three contaminants in the Flemish and the Dutch parts of the Kempen region.

#### 1.2.1.2 Application

The harmonised procedure enables site specific assessment of human health risks for existing cases of contaminated sites (curative assessment). The harmonised procedure is elaborated for the following site-uses:

- Vegetable garden: a site for which the main function is the cultivation of vegetables.
- Residential with garden: a site for which the residential function is dominant, a garden is present, offering the possibility for the cultivation of a limited amount of vegetables.

- Residential without garden: a site for which the residential function is dominant, an unpaved garden is not present.
- Recreation: a site on which humans spend brief visits for recreational purposes.

The harmonised procedure offers the possibility to assess the health impact under two options:

- exposure on the basis of *soil* quality (option “assessment *soil* quality”), with the actual soil concentration as starting point; the concentrations in the other environmental compartments are calculated from the soil concentration;
- exposure on the basis of *environmental* quality (option “assessment *environmental* quality”), with - in addition to the measured actual soil concentration - the measured concentrations in the other environmental compartments as starting point; in this case the measured environmental concentrations reflect the impact of different sources.

Regulators must decide how to use the harmonised procedure for the Kempen region in relation to existing procedures (Vlier-Humaan, CSOIL, SUS<sup>6</sup>, Sanscrit<sup>7</sup>) and ongoing activities (biomonitoring in the Flemish part of the Kempen region, covenant OVAM-Umicore). This is especially important when a part of a municipality is inside and another part is outside the Kempen region. It should be realised that the harmonised procedure includes a limited amount of geographical (Kempen) specific elements.

Additionally, the harmonised procedure offers the possibility to derive generic risk limits for soil quality for the Flemish and Dutch Kempen. Regulators must decide on the possible derivation and the status of soil quality standards and how these standards are employed in relation to existing standards and risk limits in Flanders and the Netherlands.

## 1.2.2 Development

### 1.2.2.1 Starting points

The harmonised procedure includes two different elements, i.e. the determination of human exposure and, based on this exposure, the risk assessment (judgement on exposure). The existing Flemish and Dutch procedures for soil quality assessment served as basis for the harmonised procedure. Additionally, ongoing activities in the framework of the revision of the Flemish and Dutch soil policies were followed and recently published research was implemented. Besides, scientific viewpoints and political choices of the Working Group Risk Assessment of the BeNeKempen project have been incorporated in the harmonised procedure.

<sup>6</sup> Remediation Urgency Methodology: includes the site-specific human-toxicological assessment based on CSOIL

<sup>7</sup> Remediation criterion. It will replace the Remediation Urgency Methodology in the revised Dutch soil policy, with the purpose to determine the urgency of remediation, and includes a site-specific human health risk assessment based on CSOIL

This Working group acted as a sounding board during the development of the harmonised procedure.

#### **1.2.2.2 Impact of scientific viewpoints and political choices**

With the purpose to understand the importance of scientific viewpoints and political choices which form the basis of the harmonised procedure the impact of these scientific viewpoints and political choices is evaluated in the report. In this context impact relates to the influence of a scientific viewpoint or a political choice on the risk assessment. Often, the influence of a revised viewpoint or choice on the risk assessment is formulated in terms of differences with the present procedures as used in Flanders and the Netherlands.

However, the impact of the scientific viewpoints and political choices on the risk assessment and risk limits strongly depends on the site-use, the corresponding exposure scenario and the contaminant. For these reasons it is difficult to give the impact in quantitative terms. Therefore, a *qualitative* evaluation is given for each scientific viewpoint and political choice. At the end of the report a *qualitative* evaluation is given of the overall impact of all scientific viewpoints and political choices. To this purpose risk limits for soil quality (critical soil concentrations) have been calculated for the different site-uses, for arsenic, cadmium and lead under the option "soil quality". Although the purpose of the harmonised procedure is not the derivation of risk limits for soil quality, it offers the possibility for a *quantitative* evaluation of the impact. Moreover, these risk limits enable a comparison with present and future soil quality standards and risk limits in Flanders and The Netherlands. The results of this exercise are given further on in this summary.

#### **1.2.2.3 Risk assessment**

Risk assessment is done by comparing calculated exposure with critical exposure, i.e. the TDI (Tolerable Daily Intake). The Tolerable Daily Intake is the estimated maximum amount of an agent, expressed on a body mass basis, to which individuals in a (sub)population may be exposed daily over their lifetimes without appreciable health risk. In this assessment the period of exposure is of importance. For cadmium the lifelong averaged exposure (up to the age of 50) is assessed, since the accumulation of cadmium in the kidney is critical and as such, effects on the kidneys will only reveal after several decades. Therefore, the TDI for cadmium is derived from long-term exposure. For lead the risk assessment is related to exposure during childhood, since children are more sensitive to exposure to lead. The TDI is applicable for children and for adults. A consensus on the lifestages for risk characterisation could not be reached for arsenic. The literature data with regard to effects on children's health are not sufficient to allow a firm conclusion. At the Dutch side, the choice of lifelong exposure was made, using the Dutch TDI, whereas at the Flemish side children's exposure is looked at, using the Flemish (WHO/JECFA) TDI (derived for adults). For cadmium and lead oral and inhalative exposure are combined and compared to the oral TDI. Differences in absorption between the oral and the inhalation route are taken into account. For arsenic attention is focused on inorganic arsenic only, since this is the most common form of arsenic in soils. Besides it is more toxic than organic arsenic. For the risk assessment of arsenic the oral exposure is compared with the oral TDI and the inhalation exposure with the inhalative TDI. Subsequently, both assessments are combined by addition of the risk indexes (exposure divided by the TDI). Additionally, calculated concentrations are compared with the TCL (Tolerable Concentration in Air) for all three contaminants.

The selected human toxicological limit values for Flanders (VITO), the Netherlands (RIVM) and for the harmonised procedure (BeNeK) are summarised in Table S. 5.

	Oral TDI ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )			TCL ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )			inhalative TDI ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )			Period
	VITO	RIVM	BeNeK	VITO	RIVM	BeNeK	VITO	RIVM	BeNeK	
As <sup>(a)</sup>	2,0	1,0	2,0 (FI) 1,0 (NI)	13	1000	6	$3,7\cdot 10^{-3}$	-	$1,7\cdot 10^{-3}$	child (FI) Lifelong (NI)
Cd	1,0	0,5	0,7	5,0	5,0	5	$1,43\cdot 10^{-3}$	-	0,7*	50 year
Pb	3,6	3,6	3,6	500	500	500	3,6	-	3,6*	Children

<sup>(a)</sup> : inorganic arsenic only

**Table S. 5: Human toxicological limit values used in Flanders (VITO), the Netherlands (RIVM) and in the harmonised procedure(BeNeK)**

The choice of the TDI is essential, since this value linearly influences the risk assessment and the resulting risk limits. More specifically, revisions in the oral TDI have a major impact on the risk assessment. Revision of the inhalative human toxicological limit values only have a limited impact for cadmium and lead. However, since inhalation exposure is assessed separately for arsenic, this revision is important for arsenic.

The choice of the period of exposure also has a substantial influence. By choosing children as a sensitive group in the risk assessment of arsenic, the risk characterisation is more conservative; the effect is however reduced as in the same time the TDI used is twice the TDI used in the Netherlands for lifelong exposure. The focus on the lifelong averaged exposure period (up to the age of 50) for cadmium implies that the risk assessment is much less stringent than the present assessment in Flanders, where the present risk assessment focuses on children.

The incorporation of background exposure<sup>8</sup> in the risk assessment implies that the TDI is reduced by the background exposure. A higher background exposure means a more stringent assessment of local environmental quality and soil quality. The position of background exposure via food and air in regard to the risk assessment differs in Flanders and the Netherlands. In Flanders this background exposure usually is taken into consideration for contaminants with a threshold for effects. In the Netherlands this background exposure is only included in the derivation of the Site-specific Remediation Objectives (in the future replaced by Reference Values). Since the position of background exposure mainly concerns a political decision harmonisation was not aimed at. Instead, a combined approach is followed, where human health risks are assessed with and without considering background exposure. This approach enables the evaluation of total contaminant exposure and local soil or environmental quality, as well as the importance of the latter compared to total exposure.

<sup>8</sup> background exposure: exposure not related to the local contamination; in practice only background exposure from food and ambient air are accounted for

#### 1.2.2.4 Human exposure

An important starting point for the development of the harmonised procedure were the existing exposure models Vlier-Humaan (Flanders) and CSOIL (The Netherlands) and the ongoing activities for the revision of these models. For the selected contaminants the following four exposure pathways were identified as relevant and, hence, were harmonised:

- ingestion of soil and indoor dust;
- inhalation of soil and dust particles;
- consumption of vegetables;
- consumption of drinking water (mainly of concern for Flanders).

Since exposure is dependent on site-use, exposure scenarios were defined for each site-use. For each exposure scenario the relevant exposure pathways were defined. Besides, the exposure parameters that are characteristic for a specific site-use were selected.

For the selected exposure pathways the following relevant so-called *intercompartmental relations* (relation between contaminant concentrations in the contact media) were identified:

- relation between soil and suspended dust particles outdoors (concerning the amount of soil particles and the concentration in these soil particles);
- relation between soil and (suspended and deposited) dust particles indoors (concerning the amount of soil particles and the concentration in these soil particles);
- relation between suspended particles in dust outdoors and suspended dust particles indoors;
- relation between the concentration in soil and in vegetables.

These intercompartmental relations were also harmonised.

The relation between the concentration in soil and groundwater was not considered in this report. It is assumed that available data on groundwater quality in the Kempen can be used for the calculation of exposure via groundwater consumption.

The different exposure pathways and intercompartmental relations are discussed in the following chapters. In the harmonised procedure the traditional distinction between children (< 6 years) and adults (until 70 years) is abolished. Instead, a more detailed distinction in age classes is used. For clarity, only the integrated values over childhood and adulthood are given in the following text. This facilitates comparison with the present data used in Flanders and in The Netherlands.

### 1.2.3 Exposure pathways

#### 1.2.3.1 Exposure via ingestion of soil and dust

In the harmonised procedure the exposure via ingestion of soil and dust particles is calculated on the basis of the rates of soil and dust ingestion, the concentration in soil, the (corresponding) concentration in dust, body weight and correction factors for oral bioavailability and for limited contact possibilities with soil.

For site-uses with a more or less continues exposure, like a residential site or recreational site with overnight facilities, the total soil ingestion rate (soil and dust



combined) is expressed on a daily basis, using a fixed factor for the distribution between indoors and outdoors. For site-uses with repetitive short exposure, like sport facilities and recreational sites without overnight facilities the ingestion rates are expressed on an hourly basis. For indoor exposure the rate relates to household dust, including soil particles. For the total soil ingestion rate values between 45 and 130 mg/day are used, depending on site-use.

The concentration in dust is calculated from the concentration in soil (option "assessment *soil* quality"). This calculation includes the fraction soil in household dust and the enrichment factor of the contaminant concentration in household dust compared to the concentration in soil. The fraction of soil in household dust in the harmonized procedure varies between 0.25 and 0.5, depending on site-use. For the enrichment factor of the contaminant concentration in soil in household dust compared to the concentration in soil a factor of 1.5 is used. For the exposure scenarios corresponding to Vegetable garden and Residential site with garden the ingestion rate in the harmonised procedure is 100 mg/day for children and 50 mg/day for adults, soil and dust combined. The contribution outdoors and indoors equals 45% versus 55%. For the site-use Residential without garden it is assumed that the ingestion rate indoors equals the ingestion rate for Residential with garden. However, the fraction of soil in dust is lower. The ingestion rates outdoors, actually a combination of soil and street dirt, is considered lower for Residential without garden, since contact possibilities are less. For this site-use only a minor part is unpaved and the possibility for gardening is lacking.

For arsenic and lead a correction factor for the relative oral bioavailability<sup>9</sup> in the human body after exposure via soil and dust ingestion of respectively 0.6 and 0.8 is used. The reason for this correction is that the oral bioavailability of arsenic and lead in soils is lower than the bioavailability in the medium on which the critical exposure (the TDI) is based (drinking water for arsenic, food for lead). In Flanders no correction for oral bioavailability is applied in the current approach. In the Netherlands a correction for oral bioavailability of 0.74 is used for lead. For cadmium no such factor is used, since cadmium has already a very low oral bioavailability in food. The very low impact on the risk assessment and the uncertainty in the determination of this relative oral bioavailability are reasons for not incorporating a correction for the relative oral bioavailability for cadmium.

For the option "assessment *environmental* quality" the actual amount of household dust and the contaminant concentration in household dust should be measured. However, the actual contribution of soil in dust is difficult to measure. Usually, the concentration in household dust is higher, since compared to soils enrichment of metals occurs due to a smaller particle size. In household dust metals from different sources are aggregated, among them soil material, deposited particles from other locations, "old" household dust and interior sources.

Pica behaviour, i.e. the consciously ingestion of soil particles by children, is not included in the harmonised procedure.

The impact of the revised parameters related to the exposure pathway ingestion of soil and dust can be quantified. The results are illustrated in Table S. 6, in which the relative change in the ingestion rates for soil and dust are given. This relative change is expressed as the ratio of the ingestion rates used in the harmonised

---

<sup>9</sup> relative oral bioavailability: oral bioavailability in soil and dust divided by oral bioavailability in the matrix on which the TDI is based (mostly food, drinking water or soluble salt)

procedure compared to the ingestion rates used in Vlier-Humaan and CSOIL. For The Netherlands this comparison is done for total ingestion, since no distinction between soil and dust is made in the present CSOIL.

	Flanders <sup>(a)</sup>				the Netherlands	
	child		adult		child	adult
	soil	dust	soil	dust	soil/ dust	soil/ dust
Vegetable garden	1.8	1.1	1.1	1.8	1.0	1.0
Residential with garden	2.7	1.7	4.5	1.8	1.0	1.0
Residential without garden	-	-	-	-	4.0	3.4
Recreation with overnight facilities	1.2	1.4	0.16	0.64	2.3	2.5
Recreation without overnight facilities	0.45	-	1.0	-	2.3	2.5

<sup>(a)</sup>: for Flanders vegetable garden is compared with type II (agriculture)

**Table S. 6: Ratio between the ingestion rates for soil (outdoors) and dust (indoors) calculated with the harmonised procedure and with Vlier-Humaan and CSOIL**

For the sub exposure pathway ingestion of soil only the total ingestion and the distribution over soil and household dust are important. For Flanders the harmonised procedure results in an increase of ingestion of soil particles in all exposure scenarios, with the exception of Recreation without overnight facilities for children and of Recreation with overnight facilities for adults. For the sub exposure pathway ingestion of household dust the selected enrichment factor and the contribution of soil in household dust also play a role (not incorporated in Table S. 6). This has a limited impact. For Flanders the contribution of exposure via household (which is multiplied with the concentration in soil) is reduced with a factor of 0.94. For Flanders, we also notice an increase in the ingestion of Household dust, except for adults in the scenario of recreation with overnight facilities. For the common site-use Residential with garden the impact of the harmonisation is substantial, with a revision in the ingestion rates of a factor of 1.7 - 4.5. For arsenic and lead the impact is reduced by the use of a relative oral bioavailability correction.

For the Netherlands the ingestion rate for children and adults is the same for the site-uses Vegetable garden and Residential with garden. For the other scenario's the ingestion rates are significantly increased, i.e. with a factor of 3 - 4 for Residential without garden and with a factor of about 2.5 for recreation. By the Introduction of enrichment factors from soil to household dust and the contribution of soil in household dust, the contribution of household dust is reduced by a factor of 0.75 (no comparison possible with present approach).

### 1.2.3.2 Exposure via inhalation of soil and dust particles

Inhalation exposure to metals outdoors takes place by inhalation of suspended particles. Analogous to oral exposure via ingestion of soil and dust particles, inhalation exposure also occurs indoors by inhalation of household dust, comprising soil particles. The exposure via inhalation of soil and dust particles is calculated on the basis of breathing volume, the amount of dust particles that originate from soil (outdoors and indoors), the concentration in these dust particles, body weight and residence time. The calculation in the harmonised procedure resembles the procedures in the present Vlier-Humaan and CSOIL, which procedures are almost similar. However, an enrichment factor is incorporated for the concentration of contaminants in suspended particles compared to the

concentration in soil. Besides, soil resuspension is considered less for the exposure scenario for Residential without garden, in case of the presence of unpaved surfaces.

The most important revision in the harmonised procedure is the determination of the concentration in soil borne suspended particles. In the harmonised procedure the concentrations are a factor of 4 (Flanders) up to 7 (The Netherlands) lower than in the present Vlier-Humaan and CSOIL. The breathing volumes were only slightly revised. The exposure via inhalation indoors is higher mainly due to increased residence time in the residential scenarios.

The impact of the revised values for the exposures pathway via inhalation is higher for the site-uses Residential without garden and Recreation than for Vegetable garden and Residential with garden, since the exposure via vegetables is not included in the former exposure scenarios. Besides, the oral exposure via ingestion of soil and dust for Residential without garden is lower than for Vegetable garden and Residential with garden. The impact of the choices is more important for arsenic than for cadmium and lead, since the toxicological threshold for inhalation of arsenic is relatively low. Besides, inhalation exposure is assessed separately for arsenic. For cadmium and lead the assessment of the inhalation pathway is inferior in the risk index, since the absolute exposure via inhalation is very low compared to the absolute oral exposure and both types of exposures are related to the same TDI. The differences only play a role of importance when concentrations in air are compared with the TCL values (which could play a role for the recreational exposure scenarios).

For the residential scenarios, the revisions in the harmonised procedure result in an exposure via inhalation of only 20 – 40 % of the exposure via inhalation in the present Vlier-Humaan and CSOIL.

### **1.2.3.3 Exposure via consumption of vegetables**

Contaminants can enter vegetables, mainly via the roots and to a lesser extent via the leaves. Therefore, humans can be orally exposed through the consumption of vegetables grown on contaminated sites. Oral exposure via vegetable consumption mainly depends on vegetables consumption rates, the fraction of vegetables home-grown and the concentration in the vegetables.

In the harmonised procedure a weighted concentration is calculated for each vegetable category, for which the weighting factor equals the consumption rate per vegetable. Subsequently, this weighted concentration is combined with the consumption rates for each vegetable category, the fraction home-grown of this vegetable category and a possible vegetable preparation factor. This procedure offers the possibility to perform the assessment for separate vegetables, for example by comparing the calculated concentration with (legal) standards for food products. Moreover, it enables the vegetable (category) specific determination of the home-grown fraction.

For all age classes the average vegetable consumption rates per vegetable category were derived from food consumption surveys. Subsequently, the fraction home-grown is derived for all vegetable categories and for each site-use. Reliable data for the Kempen region, but also for Flanders and the Netherlands, are lacking. Values of 50% for potatoes and 100 % for other vegetables under the scenario Vegetable garden and 10% or 25% (depending on type of vegetable) under the scenario Residential with garden were selected, using new data from the literature.

For the site-use Residential without garden and Recreation it is assumed that no home-grown vegetable consumption takes place.

The potatoe consumption rates for children in the harmonised procedure are higher than in CSOIL and slightly lower than in Vlier-Humaan. For the other vegetables the consumption rates are similar for children. For adults, the consumption rates in the harmonised procedure are higher than in CSOIL, but lower than in Vlier-Humaan. The resulting impact on calculated risk limits is limited. Compared with CSOIL the fraction from own cultivation increases for Residential with garden, for some vegetables. The resulting impact on calculated risk limits is also limited.

#### **1.2.3.4 Exposure via consumption of drinking water**

Although the practice is advised again, groundwater from private wells is still sometimes used directly as drinking water in Flanders. Exposure via groundwater from the site is dependent on the groundwater consumption rates, the concentration in the groundwater, the relative bioavailability in drinking water and the contribution of groundwater to total drinking water consumption. In the Netherlands the exposure pathway via direct use of groundwater as drinking water is not considered. The exposure pathway is included in the harmonised procedure, but the default contribution of this pathway is zero. When appropriate, the exposure via the direct consumption of groundwater as drinking water can be calculated.

### **1.2.4 Intercompartmental relations**

#### **1.2.4.1 Relation between soil and suspended dust**

##### *The concentration of suspended outdoor dust*

In the harmonised procedure the attention is focused on the fraction smaller than 10 µm (PM<sub>10</sub>), since this is the most relevant fraction for inhalation. For the harmonised procedure a fixed soil-borne dust concentration (PM<sub>10</sub>) of 5 µg/m<sup>3</sup> is used. Models that calculate the blow-up of soil particles do exist. However, the predictions from these models are relatively uncertain and do not account for the influence of activities on the site. The disadvantage of the use of a fixed PM<sub>10</sub> concentration is that it excludes the possibility for a site-specific calculation. A correction factor is used ranging from 0.2 (Residential without garden) up to 1.0 (the residential functions) to account for lower PM<sub>10</sub> concentrations in the air due to paved parts on the site.

##### *The concentrations of contaminants in suspended outdoor dust*

Suspended soil particles have a different diameter than soil particles in the top soil layer, which influences the metal concentration in PM<sub>10</sub>. Therefore, an empirical enrichment factor of 2 for the contaminant concentration in PM<sub>10</sub> relative to the contaminant concentration in soil is used.

#### **1.2.4.2 Relation between soil and (suspended and deposited) indoor dust**

For the relation between soil and (suspended and deposited) outdoor dust the following processes play a role:

- intrusion of suspended dust (PM<sub>10</sub>) in houses;

- transfer of soil material, via shoes and cloths, from outside into the house (deposited dust);
- indoor deposition and resuspension of dust (PM<sub>10</sub>) (transfer from suspended to deposited dust and vice versa).

Furthermore, (suspended and deposited) indoor dust is also influenced by the cleaning pattern and possible indoor sources.

#### *Suspended indoor dust*

The concentration of suspended indoor dust is calculated from the concentration of suspended outdoor dust, an empirical average ratio between indoor and outdoor concentrations equals 0.7 (natural ventilation, moderate climate); however a value of 1 is used (intrusion + resuspension of deposited indoor soil particles). The concentration of contaminants in suspended indoor dust is assumed to be equal to the concentration of contaminants in suspended outdoor dust. Models that calculate the concentration in suspended indoor dust, accounting for the fraction originating from suspended outdoor dust and the fraction from resuspension of deposited dust do exist. However, the parameterisation of these models, with parameters as penetration factor, ventilation rate, deposition or adsorption rate for fine and coarse particles, surface load and resuspension rate, is assumed to be too complex for implementation in the harmonized procedure.

#### *Deposited indoor dust*

No models exist that calculate the track-in of soil and street dirt from outside into the house. Therefore, an empirical factor of 0.5 (Residential with garden, Vegetable garden, Recreation with possibility for overnight stay) and 0.25 (Residential without garden, Recreation indoor sports) is used for the fraction of soil in deposited dust in the harmonised procedure. Deposited indoor particles usually are smaller than outdoor soil particles and larger than suspended outdoor dust (PM<sub>10</sub>) particles, for which an enrichment factor of 2 is used. Therefore, an enrichment factor of 1.5 is used for the contaminant concentration in deposited indoor dust. This factor has a very low reliability, no literature data exist to improve it.

It is noted that in case of actual measurements in household dust (option "assessment *environmental quality*"), the influence of the exposure to dust particles is higher, since the concentration in household dust (which is the integration of several sources) usually is higher than in soil.

#### **1.2.4.3 Relation between soil and vegetables**

For cadmium and lead preferably specific plant – soil relations are used. In these relations the concentration in vegetables is dependent on the soil concentration and the soil properties. On the basis of these plant – soil relations and representative values of soil content and soil properties, a BCF could be derived, for each vegetable. When a significant plant – soil relation is lacking for a specific vegetable, a fixed BCF is used. For lead, this BCF is corrected on the basis of the soil type correction in the Netherlands.

For cadmium the relations have been adapted from the BeNeKempen Working Group on Agriculture, for eleven vegetables. For lead significant relations for ten vegetables are used, derived by RIVM. In consultation with experts (Phone conference 21 April) it was decided to use a fixed concentration in vegetables for arsenic, independent of soil properties and soil content. A fixed concentration was

derived for three vegetable categories, i.e. potatoes, leafy vegetables and other vegetables, on the basis of three datasets.

For leafy vegetables the additional concentration due to atmospheric deposition could be calculated. Since simulations using actual levels of atmospheric deposition showed that the impact is negligible, atmospheric deposition was not included in the calculation of risk limits for soil quality.

To account for the influence of cleaning and preparation of vegetables on the concentration (in case, for example, measurements took place before cleaning), an additional preparation factor is used. The preparation factor is vegetable specific. The default values is 1, but could be adapted when applicable.

### **1.2.5 Comparison with risk limits and soil quality standards in Flanders and The Netherlands**

Risk limits calculated with the harmonised procedure are compared with the most relevant risk limits and soil quality standards in Flanders and the Netherlands In Tabel S. 7. The risk limits calculated with the harmonised procedure are given both for a reduced TDI, due to background exposure from food and air (“inclusive background exposure”) and for the situation that the total TDI is occupied by exposure from soil (“exclusive background exposure”).

For Flanders the soil remediation standards for agriculture (representative for Vegetable garden, although this also includes exposure due to the production of local groundwater and local animal products) and for residential and recreation, as incorporated in Vlarebo (1996, latest revision 2004)<sup>10</sup>, have been included. The values have been corrected for the soil properties that are representative for the Kempen (pH-KCl = 4, organic matter content = 3%, clay content = 4%), according to the Flemish soil type correction. The human toxicologically based criteria, being part of the proposal for revised soil clean-up values for heavy metals in Flanders are presented as well. They are also given for the soil properties of the Kempen area. The latter values do not yet have an application within the Flemish policy or jurisdiction. The site-use Residential without garden is not considered in Flanders. In The Netherlands the comparison is more complex, since different types of standards are used. Besides, ecology based risk limits are included in the Netherlands. First, a “political” comparison with the present Intervention Values and with the proposals for revised Intervention Values was performed. Both standards have been corrected for the soil properties that are representative for the Kempen, on the basis of the Dutch soil type correction. Furthermore, a “scientific” comparison was made with the human health based risk limits of the present Intervention Values and of the new proposed Intervention Values for Residential with garden. For the site-uses Vegetable garden and Residential without garden a comparison has been made with the human health based risk limits of the Site-use Specific Remediation Objectives (SRO's) and with the proposals for Reference Values, which will replace the SRO's, in the future. Since these standards represent optimal soil quality, for example after remediation, background exposure has been included in the derivation of these standards. This results in a more stringent assessment, but the risk limits are comparable with the risk limits in the harmonised procedure, exclusive background exposure.

---

<sup>10</sup> Vlarebo: Flemisch Regulation on Soil Remediation  
Geharmoniseerde methodiek voor beoordeling van gezondheidsrisico's in de Kempenregio 38

As no consensus could be reached for arsenic with regard to the risk characterisation, two rows of values are given in the table. The Flemish approach (TDI = 2 µg/kg.d, risk characterisation for children) is indicated with F; the Dutch approach (TDI = 1 µg/kg.d, risk characterisation for lifelong exposure) is indicated with D.

underlined: comparison risk limit harmonised procedure with Flemish soil remediation standards / revised human toxicological values  
*italics and green*: comparison risk limit harmonised procedure with Dutch Intervention Values (political comparison)  
*italics and blue*: comparison risk limit harmonised procedure with Dutch human health based risk limits (scientific comparison)  
*italics and grey*: to compare with Dutch risk limits (both political (green) and scientific (blue) comparison)  
yellow: comments

	HARM. PROCEDURE		FLANDERS		NETHERLANDS			Ref. value Hum health based value <sup>7</sup>
	Risk limits <sup>1</sup>		Present SRS <sup>2</sup>	Revised hum health based value <sup>3</sup>	Intervention Values			
BACKGROUND EXPOSURE	Excl.	Incl.		Incl.	Present IV <sup>4</sup>	Proposal future IV <sup>5</sup>	Revised ERhuman <sup>6</sup>	Incl.
As								
Vegetable garden	F <u>202</u>	<u>83</u>	<u>38</u>	<u>37</u>	<u>34</u>	<u>52</u>		<u>97</u>
	D <u>431</u>	<u>222</u>	actually Agriculture	actually Agriculture	ecotox based	ecotox based		backgr. exp. (30%)
Residential with garden	F <u>220</u>	<u>99</u>	<u>93</u>	<u>103</u>	<u>34</u>	<u>52</u>	<u>576</u>	backgr. exp. (30%)
	D <u>495</u>	<u>271</u>			ecotox based	ecotox based	excl. backgr. exp.	backgr. exp. (30%)
Residential without garden	F <u>667</u>	<u>305</u>	n.b.	n.b.	<u>34</u>	<u>52</u>		<u>2624</u>
	D <u>1441</u>	<u>967</u>			ecotox based			backgr. exp. (30%)
Cd								
Vegetable garden	<u>9</u>	<u>5,9</u>	<u>1,7</u>	<u>2</u>	<u>8</u>	<u>8</u>		<u>1,2</u>
			actually Agriculture	actually Agriculture	ecotox based	ecotox based		backgr. exp. (44%)
Residential with garden	<u>68</u>	<u>42</u>	<u>1,7</u>	<u>8,3</u>	<u>8</u>	<u>8</u>	<u>28</u>	backgr. exp. (44%)
					ecotox based	ecotox based	excl. backgr. exp.	backgr. exp. (44%)
Residential without garden	<u>1065</u>	<u>720</u>	n.b.	n.b.	<u>8</u>	<u>8</u>		<u>1100</u>
					ecotox based			
Pb								
Vegetable garden	<u>341</u>	<u>305</u>	<u>202</u>	<u>120</u>	<u>355</u>	<u>355</u>		<u>70</u>



underlined: comparison risk limit harmonised procedure with Flemish soil remediation standards / revised human toxicological values  
*italics and green*: comparison risk limit harmonised procedure with Dutch Intervention Values (political comparison)  
*italics and blue*: comparison risk limit harmonised procedure with Dutch human health based risk limits (scientific comparison)  
*italics and grey*: to compare with Dutch risk limits (both political (green) and scientific (blue) comparison)  
 yellow: comments

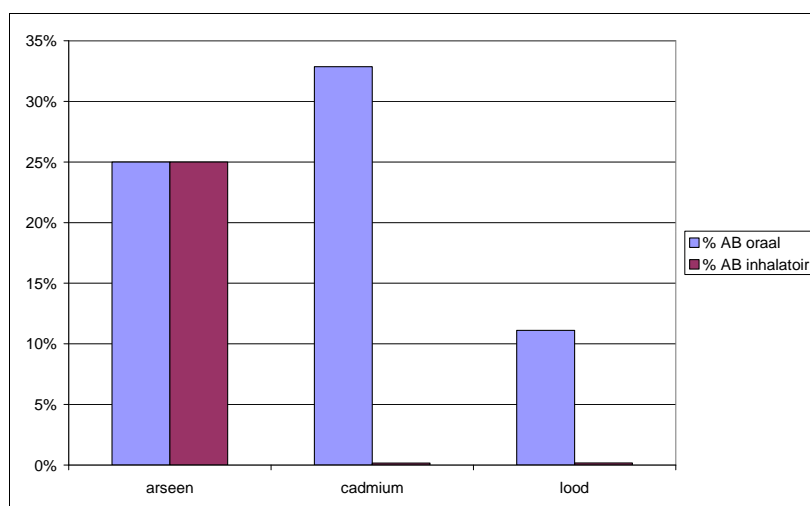
	HARM. PROCEDURE		FLANDERS		NETHERLANDS			
			actually Agriculture	actually Agriculture	political choice	hum health based		backgr. exp. (56%)
Residential with garden	<b>605</b>	<b>538</b>	<u>707</u>	<u>554</u>	<i>355</i>	<i>355</i>	<i>530</i>	
Residential without garden	<i>1401</i>	<i>1244</i>	n.b.	n.b.	political choice	hum health based	excl. backgr. exp.	backgr. exp. (56%)
					<i>355</i>	<i>355</i>		<i>1800</i>
					political choice			

LEGEND:

- <sup>1</sup>: Risk limits for soil quality, derived with the harmonised procedure, valid for the Flemish and the Dutch Kempen area
- <sup>2</sup>: Present Flemish soil remediation standards (<http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/offonce/pid/176?actionReq=actionPubDetail&fileIdm=721>), corrected for soil properties of the Kempen
- <sup>3</sup>: Revised human toxicological based risk limit of the new proposed Flemish soil remediation standards, (Bierkens et al., 2007a,b,c), corrected for soil properties of the Kempen
- <sup>4</sup>: Present Dutch Intervention Values (Min. van VROM, 1994), , corrected for soil properties of the Kempen
- <sup>5</sup>: New proposed Dutch Intervention Value (Lijzen et al., 2001), , corrected for soil properties of the Kempen
- <sup>6</sup>: Proposal for revised human toxicological based risk limit of the Dutch Intervention Value (Lijzen et al., 2001)
- <sup>7</sup>: Proposal for the human toxicological based risk limit of the Reference Values, the basis for the so-called Maximal Values that will replace the Site-use specific Remediation Objectives

**Table S. 7: Risk limits calculated with the harmonised procedure and the most relevant soil quality standards and risk limits in Flanders and The Netherlands**

The fraction of the TDI that is occupied by background exposure is illustrated in Figuur S.1. For arsenic the assessment relates to lifelong exposure (Dutch option) and is the ratio of the oral and inhalative background exposure to the total oral and inhalative TDI, respectively. If children's exposure is taken, the contribution of oral background exposure drops to half the value for lifelong exposure as the TDI is then twice as high (Flemish approach). For cadmium and lead the background exposure from inhalation is converted to an oral-equivalent exposure and compared to the oral TDI. In each case the oral background exposure for a scenario without vegetable consumption was considered. In case of consumption of vegetables from own production the background exposure is reduced. It was assumed, however, that for a clean soil the vegetables concentrations are not lower than the vegetable concentrations that correspond with the background exposure (and as such local concentrations comprise some background as well).



**Figuur S. 2: Fraction of the TDI occupied by background exposure via food and inhalation (background exposure/TDI) (%)**

### 1.2.6 Information needed for site specific risk assessment or for the calculation of site specific risk limits

In Tabel S.4 the information required, recommended and optional for the site specific assessment of human health risks in the Kempen is listed, using the harmonised procedure. A distinction is made in the assessment of human health risks due to local soil contamination (option "assessment *soil* quality") and human health risks related to actual concentrations in several environment compartments (option "assessment *environmental* quality").

	arsenic	cadmium	lead
<b>OPTION "LOCAL SOIL QUALITY"</b>			
soil concentration	X	X	X
site-use	X	X	X
drinking water from private well	X	X	X
soil-pH (in case of local vegetable production)		X	X
Clay content (in case of local vegetable production)			X
organic matter content (in case of local vegetable production)			X
concentration well-water (in case of drinking water from private well)	X	X	X
measured concentration in vegetables (in case of local vegetable production)	recommended	recommended	recommended
measured relative oral bioavailability	optional		optional
<b>OPTION "LOCAL ENVIRONMENTAL QUALITY"</b>			
soil concentration	X	X	X
site-use	X	X	X
drinking water from private well	X	X	X
soil-pH (in case of local vegetable production)		X	X
Clay content (in case of local vegetable production)			X
organic matter content (in case of local vegetable production)			X
concentration well-water (in case of drinking water from private well)	X	X	X
measured concentration in vegetables (in case of local vegetable production)	recommended	recommended	recommended
relative oral bioavailability	optional		optional
concentration of suspended outdoor dust	X	X	X
contaminant concentration in suspended outdoor dust	X	X	X
concentration of suspended household dust			
contaminant concentration in suspended household dust	X	X	X
contaminant concentration in deposited outdoor dust	X	X	X
deposited household dust (dust loading)	X	X	X
contaminant concentration in deposited household dust	X	X	X

\* when the concentration in vegetables is measured, measurement of soil properties (soil-pH, clay content and organic matter content) is not needed

**Table S. 8: Information that is required (X) or recommended ("recommended" in the table) for the site specific assessment of human health risks in the Kempen, using the harmonised procedure**

### 1.2.7 Further research

The following topics for further research have been identified:

- The soil and dust ingestion rates, indoors and outdoors. It is necessary to coordinate with ongoing research. Attention must focus on the influence of different site-uses.
- The concentration of suspended particles outdoors. Specific attention must be focused on the influence of activities on the blow-up of soil particles, like activities on the site (outdoors)
- The relation between the fraction soil in dust and the concentration of contaminants in suspended household and in dust outdoors (enrichment factor suspended dust).
- The relation between the fraction of soil in dust and the concentration of contaminants in deposited household dust and dust outside (enrichment factor deposited dust).
- The scientific basis of the vegetable consumption rates. Attention must be focused on total vegetable consumption rates and the contribution from the own vegetable garden.
- The relation between the concentration in soil and in vegetables. With the purpose to improve the plant – soil relations, it is recommended to combine the data from Flanders and The Netherlands, but maybe also to include other datasets, for cadmium. For lead and arsenic it is recommended to evaluate the procedure that was followed and to improve it. Attention should be focused on possible lack of a relation between the concentration in vegetables and in soils and the influence of soil the properties.
- The review of effects of oral arsenic exposure on children's health and the translation of these findings into TDI values and risk characterisation approaches.

## 2 Situering

### 2.1 Achtergrond en doelstelling

Het hier gerapporteerde project maakt deel uit van het overkoepelende project BeNeKempen, dat een samenwerkingsverband is tussen OVAM in Vlaanderen en Actief Bodembeheer de Kempen (ABdK) in Nederland. Het doel van het BeNeKempen-project is het uitwerken van een grensoverschrijdende strategie voor het oplossen en beheersen van de problematiek van de zware metalenverontreiniging, ten gevolge van de voormalige non-ferro-activiteiten in de Kempen. Het BeNeKempen-project wordt mede gefinancierd via het programma INTERREG III voor de grensregio Vlaanderen-Nederland. Het harmonisatieproject, waarvan de resultaten hier gerapporteerd worden, werd begeleid door de werkgroep Risico-evaluatie van BeNeKempen (voor samenstelling zie Bijlage 1).

Zowel in Vlaanderen als in Nederland bestaan wetgeving en technische voorschriften voor het omgaan met bodemverontreiniging. De methoden met betrekking tot het beoordelen van humane gezondheidsrisico's door bodemverontreiniging verschillen tussen beide landen. De Kempen is echter een grensoverschrijdende regio. Het toepassen van verschillende benaderingen met als uitkomst verschillende conclusies met betrekking tot gezondheidsrisico's aan beide kanten van de grens zou onlogisch zijn en is moeilijk uit te leggen aan betrokkenen. Daarom is besloten een gemeenschappelijke methodiek op te stellen voor de beoordeling van bodemverontreiniging in de gehele (Vlaamse en Nederlandse) Kempen. Het doel van het onderhavige project kan daarmee worden geformuleerd als:

*Het ontwikkelen van een geharmoniseerde methodiek voor de beoordeling van gezondheidsrisico's ten gevolge van bodemverontreiniging in de (Vlaamse en Nederlandse) Kempenregio.*

Hiertoe dienen de Vlaamse en Nederlandse methodieken zover als mogelijk te worden geïntegreerd. Volledige harmonisatie wordt niet nagestreefd, omdat er culturele verschillen bestaan tussen beide zijden van de grens die hun weerslag hebben op de blootstelling aan metalen en derhalve, de gezondheidsrisico's. Indien deze culturele verschillen een significante invloed hebben op de gezondheidsrisico's, zullen deze verschillen in de methodiek worden opgenomen. Tevens zijn er ook verschillen in beleidsmatige standpunten. Harmonisatie wordt hier bepaald door de mate waarin beide overheden hun standpunten op elkaar kunnen en willen afstemmen.

Daar waar uit de analyse van de methodieken en de data blijkt dat er een gebrek is aan adequate gegevens zijn de knelpunten aangegeven zodat zij in de toekomst in afzonderlijke onderzoeksprojecten kunnen worden uitgewerkt.

De geharmoniseerde methodiek maakt locatiespecifieke beoordeling van de gezondheidsrisico's in de Vlaamse en Nederlandse Kempen mogelijk.

### 2.2 Uitwerking

De harmonisatie van de methodiek voor beoordeling van gezondheidsrisico's omvat de volgende elementen:

- selectie van de verspreidings- en blootstellingsroutes;

- vergelijking van de modellen Vlier-Humaan (huidige en herziene versie) en CSOIL (CSOIL 2000 en herzieningen) met betrekking tot de geselecteerde verspreidings- en blootstellingsroutes en de gebruikte parameterwaarden;
- analyse van de gebruikte modelvergelijkingen en parameterwaarden wat betreft de mogelijkheid tot harmonisatie;
- identificatie van de leemten in de kennis en formuleren van onderzoeksnoden;
- definitie van bodemgebruiksvormen en bijbehorende blootstellingsscenario's;
- voorstel voor uniforme modelvergelijkingen en parameterwaarden voor specifieke blootstellingsscenario's, explicitering van onzekerheid (incl. variabiliteit);
- vergelijking van de wijze van risicotoetsing en gebruikte toxicologische grenswaarden;
- analyse van de mogelijkheid tot harmonisatie van de risicotoetsing en gebruikte toxicologische grenswaarden;
- programmering van de voorgestelde modelvergelijkingen, parameterwaarden en risicotoetsing in een rekenbladoromgeving.

De modellen Vlier-Humaan en CSOIL zijn ontwikkeld om de blootstelling en humane risico's in te schatten van een breed scala aan verontreinigingen. Voor metalen is het niet noodzakelijk alle verspreidings- en blootstellingsroutes mee te nemen. Een deel is immers niet relevant voor de problematiek, bijvoorbeeld uitdamping vanuit bodem of grondwater naar de binnenlucht. Vandaar dat in een eerste stap de relevante verspreidings- en blootstellingsroutes geselecteerd worden. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van een conceptueel model.

De keuze van de verspreidingsroutes en de parameterwaarden hangt deels af van het bodemgebruik. In samenspraak met de leden van de werkgroep Risicoanalyse van BeNeKempen werden volgende bodemgebruiksvormen gedefinieerd:

- Moestuin (oftewel volkstuin): een locatie waarbij het telen van groenten centraal staat en waarop een belangrijk aandeel van de totale groenteconsumptie wordt verbouwd; deze sluit al dan niet aan bij de woning;
- Wonen met tuin: een locatie waarbij de woonfunctie centraal staat en een siertuin aanwezig is, die de mogelijkheid biedt tot het in beperkte mate telen van groenten;
- Wonen zonder tuin: een locatie waarbij de woonfunctie centraal staat, geen groenten worden geteeld en buiten spelen gebeurt in openbare ruimte (straat, speelpleintjes);
- Recreatie: een locatie waarop een relatief kortdurend verblijf plaatsvindt.

In een tweede stap worden de aan dit conceptueel model gekoppelde verspreidings- en blootstellingsroutes toegelicht voor de modellen Vlier-Humaan en CSOIL. Aangezien Vlier-Humaan in een laatste fase van herziening zit, zullen ook de nieuwe vergelijkingen toegelicht worden. De beschrijving behandelt zowel de modelvergelijkingen als de parameterwaarden. Voor wat betreft de parameterwaarden worden de verschillen voor de onderscheiden blootstellingsscenario's toegelicht. Aangezien het bodembeleid in Nederland momenteel in ontwikkeling is, vinden in dit kader ook enige aanpassingen van CSOIL plaats. In deze rapportage zullen alleen de nieuwe CSOIL-modelconcepten en parameterwaarden worden besproken.

Uitgaande van deze inventarisatie wordt nagegaan of er leemten zijn in de kennis, die via verder literatuuronderzoek en/of experimenteel onderzoek moeten worden ingevuld. Vervolgens wordt geëvalueerd hoe ver de harmonisatie kan gaan. Hier

speelt tevens een beleidsselement mee: in hoeverre is afwijking van de Vlaamse en Nederlandse wetgeving voor het beleid acceptabel en kan men eensgezindheid bereiken over de te nemen beleidsbeslissingen? Omdat de parameterwaarden veelal afhankelijk zijn van de blootstellingsscenario's worden eerst de bij de bodemgebruiksvormen horende blootstellingsscenario's gedefinieerd. Vervolgens worden voorstellen voor modelvergelijkingen en parameterwaarden geformuleerd. Voor wat betreft een aantal parameterwaarden bestaan relatief grote verschillen tussen de landen. Deze verschillen kunnen ten dele, maar niet volledig, verklaard worden door verschillen in beleidsmatige uitgangspunten tussen Vlaanderen en Nederland. Als gevolg hiervan is bij de keuze van de parameterwaarden rekening gehouden met de onzekerheid van de waarden (inclusief variabiliteit); hierbij moet een (beleidsmatige) keuze gemaakt worden voor het acceptabele beschermingsniveau. Overeenkomstig de benadering in de Verenigde Staten en in Nederland kan men hierbij een CTE (Central Tendency Estimate) hanteren, overeenkomend met een blootstelling van de gemiddelde bevolking. Ook kan de aandacht gericht worden op een RME (Reasonable Maximum Estimate), overeenkomend met bijvoorbeeld een 80-, 90- of 95-percentielwaarde, waarbij rekening gehouden wordt met de bevolkingsgroepen die een hogere blootstelling dan gemiddeld hebben. In Vlaanderen is er geen beleidsstandpunt omtrent het te hanteren beschermingsniveau. Rekening houdend met de haalbaarheid, wordt gekozen voor een deterministische benadering. Hierbij is het niet mogelijk om, bij afwijking van een gemiddelde of Central Tendency Estimate, een eenduidig beschermingsniveau vast te leggen. De keuze voor een bepaald beschermingsniveau met betrekking tot blootstelling kan immers niet rechtstreeks vertaald worden naar keuzes in de afzonderlijke parameterwaarden.

Voor de geharmoniseerde methodiek is gekozen voor een combinatie van gemiddelde waarden en veilige inschattingen, om zo onrealistische inschattingen te vermijden. Indien parameterwaarden onzekerder zijn, werd eerder voor een veilige waarde worden gekozen. Bij elk van de parameterwaarden wordt aangegeven waar deze zich bevindt in het bereik van de data. De gekozen werkwijze heeft tot gevolg dat de geïntegreerde methodiek gericht is op een iets meer dan gemiddeld beschermingsniveau, maar dat niet elk individu beschermd zal zijn. Het precieze beschermingsniveau zal overigens afhangen van het gewicht van de afzonderlijke blootstellingsroutes ten opzichte van de totale blootstelling en dus verschillen per bodemgebruiksvorm.

De risicotoetsing, dat wil zeggen de beoordeling van berekende blootstelling ten opzichte van kritische blootstelling, wordt apart geëvalueerd. Deze is immers sterk beïnvloed door beleidsbeslissingen. De aanpak in Vlier-Humaan en CSOIL wordt toegelicht, met betrekking tot onder meer het combineren van blootstellingsroutes (geaggregeerde blootstelling), het separaat toetsen aan toxicologische grenswaarden voor inhalatie en ingestie en het al dan niet rekening houden met achtergrondblootstelling (blootstelling niet gerelateerd aan de lokale verontreiniging). Ook worden de gebruikte toxicologische grenswaarden en hun onderbouwing toegelicht, waarvan harmonisatie moeilijk is.

Voor de onderdelen waarvoor harmonisatie op inhoudelijke gronden niet volledig mogelijk is, wordt aangegeven hoe daar in het project mee omgegaan wordt.

Voor toepassing van de geharmoniseerde methodiek in de illustratieve berekeningen, zijn de vergelijkingen geprogrammeerd in Excel rekenbladen. De beschrijving van het rekenprogramma is niet opgenomen in dit rapport.

De studie wordt beperkt tot de zware metalen cadmium en lood en het metalloïde arseen. Deze worden in de Kempen als meest relevant beschouwd met betrekking tot voorkomen en humane toxiciteit. Voor arseen is de aandacht alleen gericht op anorganisch arseen, omdat dit de meest voorkomende vorm in de bodem is en deze toxischer is dan organisch arseen. Hoewel koper en zink lokaal ook in hoge concentraties voorkomen in zinkassen en in de bodem van de Kempen, worden zij hier niet meegenomen. Hun belang voor gezondheidsschade bij mensen is immers beperkt.

Voor de eenvoud worden in het vervolg van dit rapport de drie elementen cadmium, lood en arseen bedoeld, wanneer over zware metalen gesproken wordt.

## 2.3 Wijze van rapportage

Per uitgewerkt onderdeel is telkens de procedure beschreven zoals gehanteerd wordt in Vlier-Humaan (Vlaanderen) en in CSOIL (Nederland) (paragraaf "Modelconcepten Vlier-Humaan en CSOIL"). Vervolgens is een analyse gegeven van beide modelconcepten (paragraaf "Analyse"). Vervolgens is in de paragraaf "Harmonisatie" de voorgestelde procedure voor de geharmoniseerde methodiek voor BeNeKempen beschreven, zoals deze wordt voorgesteld door VITO en RIVM.

Tenslotte is de impact van deze voorstellen beschreven in de paragraaf "Impact op de risicobeoordeling". Hiermee wordt bedoeld op de invloed die een specifiek modelconcept of specifieke parameter heeft op de risicotoetsing. In deze rapportage wordt de impact aangegeven ten opzichte van de zogenaamde *risico-index*. Hiermee wordt bedoeld: de verhouding van de berekende blootstelling ten opzichte van de toelaatbare blootstelling. Als deze index hoger is dan 1 betekent dit dat er sprake is van een ontoelaatbaar risico. Aangezien een risicogrens voor bodemkwaliteit eveneens afgeleid wordt op basis van de berekende blootstelling en de toelaatbare blootstelling is de impact op een eventueel af te leiden risicogrens voor bodemkwaliteit gelijk aan de impact op de risico-index.

De impact op de risico-index is sterk afhankelijk van het betreffende bodemgebruik, het bijbehorende blootstellingsscenario en van het metaal waarop de risicobeoordeling gericht is. Daarom is de impact moeilijk in algemene termen te kwantificeren. Als voorbeeld kan de procedure voor de berekening van de geaccumuleerde concentratie van metalen in groenten worden beschouwd. Een berekende risicogrens voor bodemkwaliteit voor cadmium voor het blootstellingsscenario behorend bij Moestuin is zeer gevoelig voor de gehanteerde procedure, aangezien de blootstellingsroute "blootstelling via groenteconsumptie" in dit geval de belangrijkste blootstellingsroute is. Voor lood is voor hetzelfde blootstellingsscenario de procedure voor de berekening van de geaccumuleerde concentratie van metalen in groenten veel minder belangrijk, omdat voor lood de blootstellingsroute "blootstelling via groningestie" het belangrijkste is. Voor de blootstellingsscenario's behorend bij de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie is deze procedure van geen enkel belang, omdat hiervoor geen blootstelling via groenteconsumptie wordt beschouwd. Omdat er dus geen sprake is van eenduidige impact op de risicotoetsing, wordt in de paragraaf "Impact op de risicobeoordeling" een kwantitatieve analyse van de impact gegeven.

Op het einde van het rapport wordt een meer kwantitatieve beoordeling van de impact gegeven door voor de verschillende bodemgebruiksvormen een

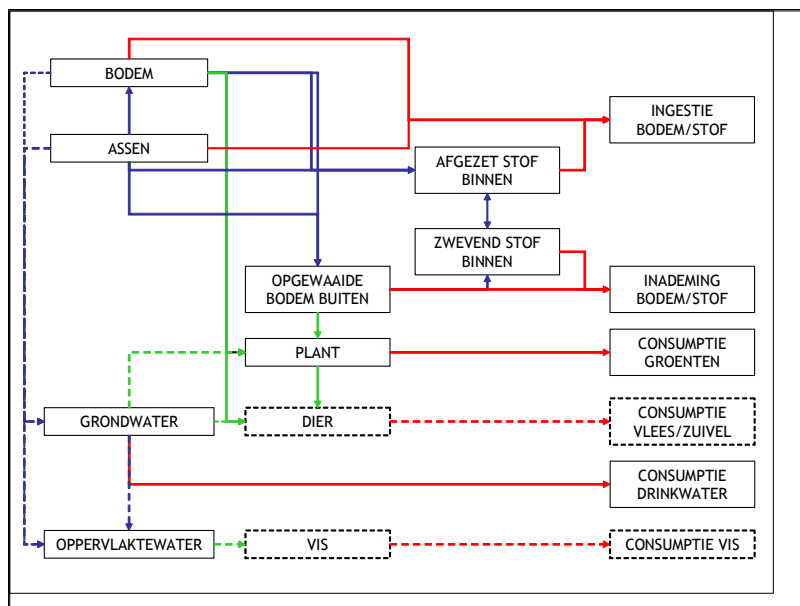


risicogrenswaarde door te rekenen. Deze wordt vergeleken worden met de bestaande en mogelijk toekomstige Vlaamse en Nederlandse bodemsaneringsnormen en interventiewaarden. Aangezien het doel van deze studie niet is om normen af te leiden, moeten deze berekende risicogrenswaarden als *illustratief* worden beschouwd en niet als bodemnormen voor de Vlaamse en Nederlandse Kempen.

### 3 De blootstellingsmodellen Vlier-Humaan en CSOIL

#### 3.1 Conceptueel model

Het conceptueel model voor blootstelling aan metalen via bodem en assen is weergegeven in Figuur 1. In vergelijking met het volledige modelconcept, zoals aanwezig in Vlier-Humaan en CSOIL, zijn de verspreidingswegen als gevolg van vervluchtiging vanuit de bodem als gevolg van de aanwezigheid van metalen in bodem of water, weggelaten. Deze speelt immers geen rol bij milieublootstelling aan metalen. Om dezelfde reden is de blootstelling via huidopname eveneens buiten beschouwing gelaten. Metalen kunnen via de huid het lichaam binnendringen, maar de bijdragen via deze route zijn bij de niveaus in het milieu verwaarloosbaar.



*Figuur 1: Conceptueel model voor de berekening van blootstelling aan metalen in bodem en assen (blauwe lijnen: abiotische transfer, groene lijnen: biotische transfer, rode lijnen: humane blootstelling; stippellijnen: transfers en/of compartimenten niet meegenomen bij harmonisatie in het kader van project BeNeKempen)*

#### 3.2 Selectie van de blootstellingsroutes

De aanwezigheid van assen geeft aanleiding tot aanrijking van metalen in de bodem, gelegen in de nabije omgeving van de assen. Zowel bodem als assen hebben een bijdrage tot de grondwatercontaminatie via uitloging. Bodem en assen kunnen verwaaien. Op deze wijze kan een overdracht naar groenten plaatsvinden via depositie op de bladeren. Groenten worden bijkomend gecontamineerd door rechtstreekse opname vanuit de bodem, via de wortel, en eventueel door het besproeien met gecontamineerd (grond)water. Tevens kan rekening worden gehouden met de aanwezigheid van dieren, die zowel contact hebben met bodem en water als met voeder (gras, maïs). Vissen kunnen metalen opnemen vanuit

oppervlaktewater. De bodem en assen zelf, evenals het opgewaaide materiaal, zijn van belang voor de binnenhuiskwaliteit. Zij beïnvloeden het zwevend stofgehalte in woningen, vooral ten gevolge van intrusie van zwevend stof vanuit het buitenmilieu, en het afgezet stof, ten gevolge van depositie van zwevend stof en door bodemmateriaal meegenomen via schoeisel en kleding. Deze overdrachtsprocessen resulteren in de volgende blootstellingsroutes:

- ingestie van bodem, assen en stof;
- inademen van bodem-, assen- en stofdeeltjes;
- consumptie van groenten;
- consumptie van vlees en zuivel;
- consumptie van vis;
- consumptie van drinkwater.

Het al dan niet plaatsvinden, de frequentie en de hoogte van de blootstelling worden bepaald door de gehalten in de bodem, assen of stof, door het bodemgebruik, de mate van verharding en het menselijk gedrag op de locatie.

Na overleg met de werkgroep Risicoanalyse van BeNeKempen werd besloten de blootstellingsroutes “consumptie van vlees en zuivel” en “consumptie van vis” niet mee te nemen. Metingen en literatuur tonen namelijk aan dat de beschouwde metalen accumuleren in lever en nieren, maar niet in spierweefsel en melk<sup>11</sup>. Er kan worden aangenomen dat bij lokale consumptie geen lever of nieren zullen geconsumeerd worden. Uit metingen, zoals uitgevoerd bij het palingmeetnet Vlaanderen, blijkt ook dat metalen nauwelijks accumuleren in paling.

Asdeeltjes hebben andere eigenschappen dan bodemdeeltjes. Dit heeft invloed op bijvoorbeeld de orale biobeschikbaarheid in het menselijk lichaam en de opname in groenten. De aanwezigheid van zinkassen wordt niet via aparte modules opgenomen in het model. Indien zinkassen aanwezig zijn en een mogelijke bijdrage kunnen leveren aan de blootstelling via opwaai en inademing van deeltjes, via ingestie of groentconsumptie, dan dient hun bijdrage voorafgaand aan de berekeningen verwerkt te worden in de invoergegevens. Zo kan bijvoorbeeld een oppervlaktegewogen concentratie worden berekend, waarbij eventueel rekening gehouden wordt met verschillen in biobeschikbaarheid.

Resumerend worden voor geharmoniseerde methodiek voor de beoordeling van gezondheidsrisico's de volgende blootstellingsroutes van belang geacht en hier beschreven:

- ingestie van bodem en stof; paragraaf 6.4;
- inademen van bodem- en stofdeeltjes; paragraaf 6.5
- consumptie van groenten; paragraaf 6.6
- consumptie van drinkwater; paragraaf 6.7.

---

<sup>11</sup> Een uitzondering wordt gevormd door paardenvlees, dat hoge gehalten zware metalen bevat in vergelijking met rundvlees of varkensvlees. Consumptie van paardenvlees “voor eigen gebruik” wordt echter niet van belang geacht voor de Kempen.

### 3.3 Blootstellingsscenario's

Voor ieder van de gedefinieerde bodemgebruiksvormen dient een blootstellingsscenario te worden opgesteld. Hierbij wordt per bodemgebruiksvorm specifiek invulling gegeven aan de relevant geachte blootstellingsroutes, zoals aangeduid in Tabel 1. De bepaling van de parameterwaarden voor elk van deze blootstellingsscenario's wordt toegelicht in de overeenkomstige paragrafen (hoofdstukken 5 en 6).

	<i>ingestie bodem en stof</i>	<i>Inademing bodem en stof</i>	<i>Groente- consumptie</i>	<i>Grondwater consumptie</i>
<i>Moestuin</i>	X	X	X	<i>Optioneel</i>
<i>Wonen met tuin</i>	X	X	X	<i>Optioneel</i>
<i>Wonen zonder tuin</i>	X	X		
<i>Recreatie</i>	X	X		

**Tabel 1: Relevante blootstellingsroutes voor de geselecteerde bodemgebruiksvormen**

Bij het bodemgebruik Moestuin wordt een scenario gehanteerd dat wonen en moestuin combineert. De moestuin kan immers aansluitend aan de tuin zijn of kan in het verontreinigd gebied gesitueerd zijn. De groenteconsumptie uit eigen tuin is bij het bodemgebruik Moestuin hoog.

Bij het bodemgebruik Wonen met tuin wordt rekening gehouden met een beperkte mate van groenteconsumptie uit eigen tuin. Wonen met tuin, maar zonder groenteconsumptie, wordt niet gedefinieerd als bodemgebruik omdat het in principe mogelijk moet zijn in beperkte mate groenten te kweken in eigen tuin.

Bij het bodemgebruik Wonen zonder tuin beperkt de blootstelling zich tot ingestie van bodem- en stofdeeltjes en inademing van opgewaaide bodem en stof. De inname buiten is niet alleen bodem, maar kan ook straatstof zijn.

Voor het bodemgebruik Recreatie worden verschillende blootstellingsscenario's gedefinieerd, zoals sporten, dagrecreatie en verblijfsrecreatie. De blootstellingsroutes zijn beperkt tot ingestie van bodem en stof en inhalatie van bodem en stof. De blootstellingsduur is eveneens beperkt.

De blootstelling, en daarmee de gezondheidsrisico's, nemen af in de volgorde: Moestuin, Wonen met tuin, Wonen zonder tuin, Recreatie.

De aanwezigheid van zinkassen wordt niet als een apart bodemgebruik gezien. Zinkassen kunnen immers voorkomen bij verschillende bodemgebruiksvormen. Wel kan de aanwezigheid van zinkassen invloed hebben op de invoerwaarden behorend bij de diverse blootstellingsscenario's.

### 3.4 Relevante intercompartimentele relaties

Het gedrag van contaminanten in assen is anders dan in de bodem. Dit zou invloed kunnen hebben op bijvoorbeeld opwaaiing van deeltjes buitenshuis en resuspensie van deeltjes binnenshuis. Alhoewel de opname in groenten vanuit zinkassen tevens anders zal zijn dan die uit bodem, wordt de rol van assen voor de

berekening van de concentratie in groenten voor de geharmoniseerde methodiek niet beschouwd. De reden hiervoor is dat zinkassen niet voorkomen op gedeelten waar groenten worden geteeld (tenzij in beperkte bijmenging). Uitgaande van de blootstellingsroutes genoemd in paragraaf 3.2 worden resumerend de volgende intercompartimentele relaties van belang geacht voor de geharmoniseerde methodiek en hier besproken:

- relatie tussen bodem en zwevend stof buitenshuis;
- relatie tussen bodem en (zwevend en afgezet) stof binnenshuis, een onderdeel hiervan is de relatie tussen zwevend stof buitenshuis en zwevend stof binnenshuis;
- relatie tussen bodem en groente.

De relatie bodem – grondwater wordt hier niet besproken. Er wordt verondersteld dat, indien nodig, voor de blootstelling via grondwater gebruik gemaakt kan worden van de beschikbare gegevens over de grondwaterkwaliteit in de Kempen.

## 4 Beleidsbeslissingen

De methodiek voor het inschatten van gezondheidsrisico's bij bodemverontreiniging is zowel in Vlaanderen als in Nederland beïnvloed door beleidsbeslissingen, die al dan niet in officiële standpunten weergegeven zijn. Harmonisatie van de methodiek voor BeNeKempen heeft tot gevolg dat er afwijkingen ontstaan ten opzichte van de landelijk gehanteerde werkwijze of waarden. Voor Vlaanderen zou dit nog kunnen opgevangen worden doordat op dit ogenblik ook de methodiek op Vlaams niveau onder herziening is.

Een tweede probleem met betrekking tot beleidsbeslissingen is dat deze niet volledig wetenschappelijk onderbouwd kunnen worden en het dus moeilijk is om beslissingen te harmoniseren (welke keuze heeft het meeste recht van bestaan?). Wel is getracht door een transparante argumentatie van de beleidsbeslissingen tot begrip en tot compromissen te komen.

Hierna worden de belangrijkste beleidsmatige elementen, welke in de werkgroep Risicoanalyse werden bediscussieerd, toegelicht. De uiteindelijke keuzes zijn geïntegreerd in de inhoudelijke hoofdstukken (hoofdstuk 5 t/m 7).

### 4.1 Te beschermen doelgroep

Vooraleer keuzes te kunnen maken met betrekking tot parameterwaarden, blootstellingsroutes en wijze van risicotetsing, dient men een beslissing te nemen met betrekking tot de groepen, die men wil beschermen. Zo heeft men er in Nederland voor geopteerd om de blootstelling af te stemmen op een gemiddelde persoon. In Vlaanderen is binnen het bodemsaneringsdecreet geen expliciet standpunt beschikbaar, maar wordt verondersteld dat toch een enigszins conservatieve benadering gevolgd wordt richting hoger blootgestelde personen.

Anderzijds zien we in de internationale context, maar ook op Vlaams niveau, een sterke aandacht groeien voor de gevoelige groepen. Gevoelige groepen kan men op verschillende manieren onderscheiden: a) gevoelig met betrekking tot effecten van stoffen (bijvoorbeeld: zieken, ouderen, personen met afwijkingen in metabolisme), b) gevoelig met betrekking tot ontwikkelingsstadium (bijvoorbeeld: kinderen, adolescenten versus volwassenen), c) gevoelig met betrekking tot blootstelling (gedragsbepaald, omgevingsbepaald).

Zowel in Vlaanderen als in Nederland wordt de blootstelling van kinderen apart doorgerekend, waardoor op deze wijze kinderen als gevoelige groep (hebben over het algemeen een hogere blootstelling per kg lichaamsgewicht) meegenomen worden in de blootstellingsbepaling. In de risicotetsing daarentegen heeft Vlaanderen een wat meer conservatieve houding, waarbij voor alle drempelstoffen de blootstelling van kinderen getoetst wordt aan het toxicologisch criterium. Nederland daarentegen gebruikt voor alle stoffen een uitmiddeling van de blootstelling over een leven, zodat de hogere blootstelling in kindertijd uitgemiddeld wordt (met uitzondering van lood). Bij de herziening van Vlier-Humaan wordt het aantal leeftijdsgroepen uitgebreid om een meer continue blootstelling te kunnen berekenen en zal het mogelijk worden rekening te houden met toxicologische informatie voor het bepalen van de kritische leeftijdsgroep (in termen van effecten). Verschillen in gevoeligheid naar effecten toe zitten deels verval in de toxicologische grenswaarden (standaardfactor 10 voor intraspecies-gevoeligheid bij extrapolatie vanuit dierproeven).

De doelgroep met betrekking tot blootstelling is in Nederland dus vastgelegd, in Vlaanderen is dit niet het geval. Vanuit de aandacht voor de bescherming van gevoelige groepen is het moeilijk verdedigbaar om alleen een gemiddeld persoon te gaan beschermen en zou men in zekere mate ook rekening moeten houden met groepen, die enigszins afwijken van het gemiddelde. Dit kan betrekking hebben op blootstellingsscenario's (gebruik groenten uit de moestuin, scharreleieren van eigen kippen), maar heeft ook betrekking op de keuze van parameterwaarden (transferfactoren in milieu, blootstellingsparameters). Indien men er echter voor opteert om ook de meer of minder dan gemiddelde situatie in rekening te nemen, moet men ervoor beducht zijn veilige schattingen op elkaar te stapelen. Men kan bijvoorbeeld beslissen om een RME-schatting te maken (stel 90 %), dan heeft dit in principe betrekking op het totaal van de blootstelling. In een deterministische benadering mag men dan geen gebruik maken van 90-percentielen op alle parameterwaarden en moet men een evenwicht zoeken tussen gemiddelden en hogere percentielen. In een probabilistische benadering is het daarentegen veel makkelijker om een voorwaarde te plaatsen op het beschermingsniveau in termen van blootstelling. Dit zou in de toekomst als nader onderzoek kunnen worden uitgevoerd.

## 4.2 Groenteconsumptie uit eigen tuin

Het percentage aan groenten dat mensen uit eigen tuin eten, is niet goed gedocumenteerd met reële data. Bovendien is dit een onregelmatige verdeling: veel mensen eten helemaal niets uit eigen tuin en een redelijk grote groep, de mensen met een moestuin, eten juist een aanzienlijk gedeelte van hun totale groenteconsumptie uit eigen tuin. Het is daarom te overwegen een percentage te benoemen dat "redelijkerwijs uit eigen tuin gegeten moet kunnen worden". Het is handig een verschil te maken tussen tuinen bedoeld als volkstuin/moestuin en tuinen die hiervoor niet primair bedoeld zijn. In de volkstuin/moestuin, vaak gesitueerd op een andere plek dan waar de woning is, of grenzend aan de woning in het buitengebied, moet een groot gedeelte van het groentepakket verbouwd kunnen worden. In tuinen die niet primair bedoeld zijn voor het telen van groenten, dit betreft stadstuinen en kleinere tuinen in het buitengebied, kan de eis voor het percentage aan groenten uit eigen tuin lager worden gesteld.

## 4.3 Toxicologische data

De toxicologische toetsingscriteria worden door toxicologen afgeleid op basis van gegevens uit dierproeven of uit waarnemingen bij mensen. De afleiding houdt rekening met de volledige toxicologie van de stof en de adequaatheid van de gegevens. Over het algemeen wordt gebruik gemaakt van extrapolatiefactoren om tot een veilige of aanvaarde blootstelling te komen.

VITO valt voor het gebruik van toxicologische toetsingscriteria terug op evaluaties die binnen Europa uitgevoerd zijn of waar door Europa op voortgebouwd wordt. Het betreft hier afwegingen gemaakt door de WHO (de Wereldgezondheidsorganisatie), de EU in het kader van het opstellen van milieukwaliteitsnormen of voedselveiligheid, de goedgekeurde RAR's (Risk Assessment Reports) binnen de evaluatie van stoffen. Indien hier geen informatie beschikbaar is, wordt teruggegrepen naar andere instanties. Met het doel tot de

meest actuele waarde te komen voert het RIVM daarentegen een afzonderlijke evaluatie van de data uit, en komt zo soms tot andere resultaten dan de Europese instanties.

Voor toxicologische grenswaarden maakt men een onderscheid tussen drempelwaardestoffen (met een werkingsdrempel voor blootstelling, waar beneden geen effecten optreden) en niet-drempelwaardestoffen (ontbreken van een veilige werkingsdrempel voor blootstelling, typisch voor genotoxische carcinogenen). In het laatste geval maakt men tot nu toe meestal gebruik van hellingsfactoren (extra levenslang risico op kankerincidentie per eenheid aan blootstelling) en moet een aanvaard risico op een kankerincidentie vastgelegd worden alvorens een uitspraak gedaan wordt over de aanvaardbaarheid van de blootstelling. In Nederland aanvaardt men een levenslang extra risico op een kankerincidentie van één op de tienduizend blootgestelden ( $1/10^4$ ), in Vlaanderen aanvaardt men een tien maal lager levenslang risico op een kankerincidentie, oftewel één op de honderdduizend blootgestelden ( $1/10^5$ ).

#### 4.4 Wel of niet beschouwen van achtergrondblootstelling

Met achtergrondblootstelling (of basisinname) wordt bedoeld: blootstelling uit andere bronnen dan uit bodemverontreiniging. Hierbij zijn twee typen bronnen te bedenken:

- Bronnen voor “bewuste (beheersbare) achtergrondblootstelling”, bijv. blootstelling via roken, blootstelling op de werkplek.
- Bronnen voor “niet-bewuste (niet-beheersbare) achtergrondblootstelling”, bijv. voedselconsumptie, inademen van niet via bodemverontreiniging gecontamineerde lucht.

Rekening houden met achtergrondblootstelling betekent dat een gedeelte van de acceptabel geachte blootstelling aan contaminanten (TDI, Toelaatbare Dagelijkse Inname) uit de bodem reeds wordt opgevuld door deze achtergrondblootstelling. Hiermee wordt de toetsing dus strenger.

Er is gekozen voor een gecombineerde benadering, waarbij de beoordeling gebeurt met en zonder achtergrondblootstelling. Op deze manier kan de totale milieukwaliteit (toetsing inclusief achtergrondblootstelling), respectievelijk de lokale bodemkwaliteit/milieukwaliteit (toetsing zonder achtergrondblootstelling op het gezondheidsrisico separaat geëvalueerd worden.

#### 4.5 Wel of niet beschouwen blootstelling via grondwater

In sommige gevallen maken mensen gebruik van een eigen waterput om drinkwater te winnen. In geval van verontreinigde bodem kan dit grondwater ten gevolge van uitloging van contaminanten verontreinigd zijn. Het is de vraag of deze



blootstellingsroute moet worden beschouwd, aangezien het aantal mensen dat ongezuiverd grondwater uit putten als drinkwater gebruikt erg klein is.

Omdat het gebruik van putwater als drinkwater in de Kempen regio en in Vlaanderen afgeraden wordt, is besloten het formularium te voorzien, maar de bijdrage van de blootstelling via de directe consumptie van grondwater als drinkwater standaard op nul te zetten.

## 5 Intercompartimentale relaties

### 5.1 Algemene aspecten

Uitgaande van de relevante blootstellingroutes, zijn de volgende contactmedia van belang voor de geharmoniseerde methodiek:

- Stof: het gaat hierbij om stof met een herkomst in de bodem. Zowel de stofdeeltjes in de lucht zijn van belang (binnenshuis en buitenshuis) voor blootstelling door inademing en voor verspreiding, als de afgezette stofdeeltjes binnenshuis voor de blootstelling via ingestie.
- Groenten.

In dit hoofdstuk worden de relaties beschreven tussen de contaminanten in de bodem en in stof en groenten, met als doel de concentratie in deze contactmedia te kunnen berekenen als functie van het bodemgehalte. Voor iedere intercompartimentale relatie worden de modelconcepten en parameterwaarden van Vlier-Humaan en CSOIL geresumeerd. Vervolgens wordt een analyse van de overeenkomsten en verschillen uitgevoerd. Hierbij wordt tevens aandacht besteed aan nieuwe ontwikkelingen en lopende onderzoeken. Tenslotte wordt voor iedere intercompartimentale relatie een voorstel voor harmonisatie gedaan en worden eventuele behoeften voor nader onderzoek benoemd.

Het model laat toe om – met betrekking tot de lokale situatie – twee verschillende opties door te rekenen:

1. Blootstelling op basis van de gemeten bodemkwaliteit (optie “beoordeling bodemkwaliteit”). Het uitgangspunt hierbij is de concentratie in de bodem. De concentraties in zwevend stof, groenten en afgezet stof worden berekend uit de bodemconcentratie. Alleen de risico's ten gevolge van bodemverontreiniging worden geëvalueerd. De achtergrondblootstelling via voeding en buitenlucht kan desgewenst in rekening gebracht worden. De blootstelling via bronnen binnenshuis (impact op ingestie en inhalatie van stof binnenshuis) wordt niet in rekening gebracht.
2. blootstelling op basis van de milieukwaliteit (optie beoordeling “milieukwaliteit”). Het uitgangspunt is niet alleen de bodemkwaliteit, maar ook de gemeten concentraties in de verschillende milieuc compartimenten. Dit betreft bijvoorbeeld de concentraties in zwevend stof, in groenten en in afgezet stof. De blootstellingsberekeningen houden rekening met de totale lokale milieukwaliteit. Het ligt voor de hand voor deze optie rekening te houden met de achtergrondblootstelling.

De keuze voor een van deze opties wordt ingegeven door de vraag die men wil beantwoorden, of door de beleidscontext. Optie 2 vertrekt veeleer vanuit de mens en de mogelijke gezondheidsschade die het wonen op een bepaalde plaats kan veroorzaken (eventueel nog rekening houdend met niet-lokale blootstelling). Optie 1 sluit meer aan bij de beleidscontext van bodemverontreiniging: m.a.w. “veroorzaakt de actuele bodemkwaliteit op zich een gezondheidsrisico?”, maar houdt geen rekening met de bijdrage via andere bronnen (hooguit met achtergrondblootstelling via voeding en buitenlucht).

In de hiernavolgende paragrafen wordt telkens verwezen naar de opties Bodemkwaliteit en Milieukwaliteit om het verschil in benadering weer te geven.

## 5.2 Relatie tussen bodem en zwevend stof buitenshuis

### 5.2.1 Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL

De relatie tussen bodem en zwevend stof buitenshuis richt zich op de bepaling van twee facetten:

- de concentratie aan zwevend stof in de lucht buitenshuis;
- de concentraties aan metalen in het zwevend stof in de lucht buitenshuis

In de huidige Vlier-Humaan wordt de relatie tussen de concentratie in zwevend stof en de concentratie in bodem berekend via de volgende formule:

$$C_{zw,o} = frs_o * f_r * TSP_o * C_s * CF_{TSP} \quad \text{vgl. 1}$$

waarbij

$C_{zw,o}$	concentratie in zwevend stof buiten	[mg/m <sup>3</sup> ]
$frs_o$	fractie bodem in zwevend stof buiten	[-]
$TSP_o$	concentratie zwevend stof in buitenlucht (totaal)	[μg/m <sup>3</sup> ]
$f_r$	factor voor omrekening TSP naar PM <sub>10</sub>	[-]
$C_s$	concentratie in bodem	[mg/kg ds]
$CF_{TSP}$	conversiefactor van μg/m <sup>3</sup> naar kg/m <sup>3</sup>	[10 <sup>-9</sup> kg/μg]

De aandacht is hierbij dus gericht op de stoffractie kleiner dan 10 μm (PM<sub>10</sub>). Omdat in het verleden geen PM<sub>10</sub>-gehalten beschikbaar waren, wordt gebruik gemaakt van een correctie op de totaalconcentratie aan zwevend stof. Bovendien wordt aangenomen dat bodem een constante fractie uitmaakt van het zwevend stof in lucht en dat de concentratie berekend kan worden uitgaande van de totaalconcentratie in de bodem.

De modelberekening in CSOIL (Otte, Lijzen, Swartjes, & Versluijs, 2001; Van den Berg, 1991/1994/1995) lijkt op die van Vlier-Humaan. In CSOIL vindt echter geen correctie plaats voor PM<sub>10</sub> (gehalten worden verondersteld PM<sub>10</sub> te zijn).

### 5.2.2 Parameterwaarden

De parameterwaarden, gebruikt in Vlier-Humaan en in CSOIL zijn opgelijst in Tabel 2.

Parameter	Vlier-Humaan	CSOIL
fr <sub>so</sub> (-)	0,5	0,5
f <sub>r</sub> (-)	0,75	-
TSP <sub>o</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	59 ( <i>Landbouw</i> ) 92 ( <i>Wonen</i> ) 59 ( <i>Recreatie</i> )	70 ( <i>onafhankelijk van bodemgebruik</i> )

**Tabel 2: Parameterwaarden voor het berekenen van de concentratie in zwevend stof buiten**

### 5.2.3 Analyse

Het is zinvoller, naar analogie met de herziening voor Vlier-Humaan, PM<sub>10</sub> te beschouwen in plaats van totaal stof, aangezien dit de meest relevante fractie is voor inademing (Knol & Staatsen, 2005; Mukae et al., 2001). Deze fractie zal mogelijk ook worden geïncorporeerd in het herziene CSOIL.

De relatie tussen bodem en zwevend stof is, zowel in termen van de concentratie aan zwevend stof (PM<sub>10</sub>) als van concentraties aan contaminanten in het zwevend stof, niet goed bekend. Naar verwachting geeft de huidige benadering een te groot aandeel bodem in zwevend stof. Tevens is de omrekening van PM<sub>10</sub> vanuit totaal stof niet zeer betrouwbaar. Bovendien zijn PM<sub>10</sub>-gegevens in Vlaanderen en Nederland nu wel voorhanden.

Recent werden een aantal relevante onderzoeken uitgevoerd die informatie op kunnen leveren voor het berekenen van de concentratie in zwevend stof buiten. Deze worden hier kort besproken.

#### Zweedse bodemnormen

In het kader van de herziening Vlier-Humaan en een opdracht voor een Zweedse bouwfirm (Cornelis et al., 2006) werd een model uitgewerkt, dat toelaat de opwaaiing van bodemdeeltjes tot PM<sub>10</sub> te berekenen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van daggemiddelde waarden voor windsnelheid en bodemvochtigheid. Opwaaiing is tevens afhankelijk van de bodemtextuur, de oneffenheden en de begroeiing. Onder een minimale windsnelheid treedt geen stofopwaai op. De hieruit resulterende flux wordt via een doosmodel verrekend naar een jaargemiddelde PM<sub>10</sub>-concentratie in de buitenlucht.

De nadelen van deze methode zijn de relatief grote onzekerheden en het feit dat alleen bodememissie door de wind meegenomen wordt, terwijl de invloed van activiteiten op de locatie niet kan worden verrekend. Om een veiligheidsmarge in te bouwen werd de berekende zwevend stofconcentratie daarom met een factor 10 verhoogd.

In het kader van de herziening van Vlier-Humaan werd beslist om deze benadering niet te volgen wegens de grote onzekerheden en variatie op de beïnvloedende factoren. Er werd besloten dat verdere validatie nodig is alvorens deze relatie toe te passen.

#### Convenant OVAM - Umicore

In het kader van het convenant OVAM/Umicore werd een summier overzicht gemaakt van de beschikbare studies die een herkomstbepaling van PM<sub>10</sub> geven.

Geharmoniseerde methodiek voor beoordeling van gezondheidsrisico's in de Kempenregio 60

Deze nota is in Bijlage 2 van dit rapport opgenomen. Hieruit blijkt dat voor Vlaanderen en Nederland het gemiddelde aandeel van minerale bestanddelen in PM<sub>10</sub> ongeveer 15% bedraagt. Het aandeel aan minerale bestanddelen is een indicatieve maat voor de hoeveelheid bodem in zwevend stof. Rekening houdend met het gehalte aan zwevend stof bedraagt de concentratie aan van de bodem afkomstig PM<sub>10</sub>: 5 – 8 µg/m<sup>3</sup>.

Het nadeel van deze methode is dat het resultaat een generieke schatting geeft van de concentratie aan van de bodem afkomstig PM<sub>10</sub> en het niet mogelijk is een locatiespecifieke berekening te maken, waarbij bijvoorbeeld rekening wordt gehouden met de invloed van activiteiten op de locatie. Bovendien zijn minerale bestanddelen niet eenduidig als bodemmateriaal te definiëren.

Gegevens over de concentratie aan stof geven nog geen indicatie over de concentraties van contaminanten in deze stof, omdat hier het belang van de fracties meespeelt. Informatie hierover is nauwelijks beschikbaar.

#### *Samenvatting*

Resumerend kan worden gesteld dat het op dit moment niet geheel duidelijk is wat de relatie is tussen bodem en zwevend stof. Dit geldt zowel voor de concentratie aan zwevend stof als voor wat betreft de concentratie aan contaminanten in de stof. Modellen die de stofopwaaiprocessen beschrijven zijn weliswaar beschikbaar. Maar deze houden geen rekening met de invloed van activiteiten<sup>12</sup>. Het gebruik van een vaste verhouding tussen bodem en PM<sub>10</sub> heeft als nadeel dat het niet mogelijk is een locatie-specifieke berekening te maken.

### **5.2.4 Geharmoniseerde methodiek**

- Optie "beoordeling bodemkwaliteit":

De concentratie aan PM<sub>10</sub> met bodemherkomst (bodem-PM<sub>10</sub>) wordt berekend op basis van de studies waarin bronbepaling uitgevoerd wordt. Hierbij zijn er twee mogelijkheden. Ofwel wordt gebruik gemaakt van een specifiek percentage bodem in zwevend stof, wat tot gevolg heeft dat de concentratie aan bodem-PM<sub>10</sub> zal wijzigen met wijzigingen in de concentratie aan totaal-PM<sub>10</sub>. Ofwel wordt een vaste waarde voor de concentratie aan bodem-PM<sub>10</sub> gehanteerd.

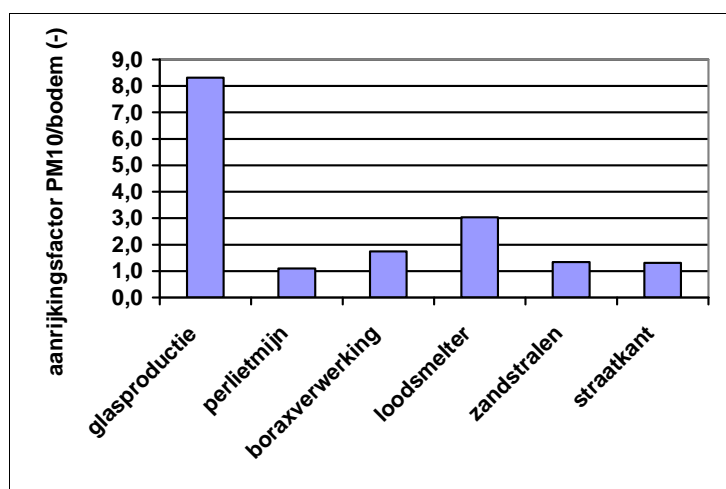
Voor de geharmoniseerde methodiek wordt voorgesteld de tweede optie te hanteren, oftewel een vaste concentratie aan bodem-PM<sub>10</sub>, omdat dit niet ten onrechte een betrouwbare relatie veronderstelt. De concentratie aan PM<sub>10</sub> wordt immers door vele factoren bepaald.

Een onbekende is het mogelijke verschil in de concentratie aan metaal, als gevolg van het feit dat de opwaaiende bodemdeeltjes een andere korrelgrootteverdeling vertonen dan de bodemdeeltjes ter plekke. De analyse van bodemdeeltjes met fractie kleiner dan 2 mm is niet noodzakelijk een goede maat voor de concentratie

<sup>12</sup> Modellen zoals het FDM (Fugitive Dust Model, Verenigde Staten) houden wel rekening met activiteiten, maar dan gaat het in hoofdzaak om verkeer over niet-verharde wegen. Dit is niet representatief voor bijvoorbeeld spelende kinderen of tuinwerkzaamheden.

aan metaal in PM<sub>10</sub>. In de geharmoniseerde methodiek wordt een aanrijdingsfactor voorzien om hiermee rekening te houden. Omtrent mogelijke aanrijking van de metaalconcentratie in stof is weinig bekend. Slechts één studie werd gevonden (Young, Heeraman, Sirin, & Ashbaugh, 2002), waarbij de resuspensie van bodem in een experimentele opstelling werd bestudeerd. De aanrijdingsfactoren van de concentratie van lood in PM<sub>10</sub> versus de concentratie van lood in bodem werden berekend voor bodem met verschillende herkomst (omgeving van: glasproductie, perlietmijn, boraxverwerking, loodsmelter, zandstralen, straatkant) en zijn weergegeven in Figuur 2. De hoogste aanrijdingsfactor van lood in PM<sub>10</sub> werd gevonden voor glasproductie (8,3). Voor de overige locaties varieerde de aanrijdingsfactor van 1,1 tot 3,1.

Voor de geharmoniseerde methodiek wordt een aanrijdingsfactor in PM<sub>10</sub> van 2 voorgesteld voor de verschillende metalen, als gemiddelde waarde voor de meeste gevallen, naar analogie met het voorstel in het kader van het convenant OVAM-Umicore.



**Figuur 2: Aanrijdingsfactor (concentratie in PM<sub>10</sub>/concentratie in bodem) voor lood (data uit Young, Heeraman et al., (2002))**

De concentratie in zwevend stof in lucht buiten wordt als volgt berekend:

$$C_{PM_{10,o}} = PM_{10}^{soil} * EF_{PM_{10}} * C_s * AF_c * CF_{PM_{10}} \quad \text{vgl. 2}$$

waarbij

$C_{PM_{10,o}}$	concentratie in zwevend stof (PM <sub>10</sub> ) in lucht buiten als gevolg van bodemopwaai	[mg/m <sup>3</sup> ]
$PM_{10}^{soil}$	concentratie PM <sub>10</sub> met veronderstelde bodemherkomst	[µg/m <sup>3</sup> ]
$EF_{PM_{10}}$	aanrijdingsfactor concentratie in bodem naar concentratie PM <sub>10</sub>	[-]
$AF_c$	fractie van niet-verharde oppervlakte	[-]
$CF_{PM_{10}}$	conversiefactor van µg/m <sup>3</sup> naar kg/m <sup>3</sup>	[10 <sup>-9</sup> kg/µg]

De factor AF verdisconteert de lagere concentratie in zwevend stof (PM<sub>10</sub>) in lucht buiten als gevolg van het gedeeltelijk verhard zijn van een terrein (met uitsluiting van de bebouwde oppervlakte). Aangezien er bij verharde oppervlakken geen (of veel minder) mogelijkheid is tot bodemopwaai is de concentratie in zwevend stof (PM<sub>10</sub>) in lucht buiten evenredig verondersteld met het niet-verharde oppervlak. De standaardwaarden voor fractie van niet-verharde oppervlakte berusten op expertschatting.

De standaardparameterwaarden voor het berekenen van de concentratie in zwevend stof buiten worden gegeven in Tabel 3.

<i>Parameter</i>	<i>Waarde</i>	
$PM_{10}^{soil}$	5 µg/m <sup>3</sup>	
$EF_{PM10}$	2	
$AF_c$	Moestuin:	1,0
	Wonen met tuin:	1,0
	Wonen zonder tuin:	0,2
	Recreatie:	
	<i>buitensport:</i>	1,0
	<i>binnensport:</i>	0,6
	<i>dagrecreatie:</i>	1,0
	<i>verblijfsrecreatie:</i>	1,0

**Tabel 3: Standaardparameterwaarden voor het berekenen van de concentratie in zwevend stof buiten**

De keuze van de waarde voor de concentratie aan bodem-PM<sub>10</sub> is gebaseerd op de publicaties van Putaud, Raes et al. (2004) en Querol, Alastuey et al. (2004). In Putaud, Raes et al. (2004) bedraagt de hoogste concentratie minerale bestanddelen 5 µg/m<sup>3</sup> (rekening houdend met natuurlijk gebied, landelijk gebied, stedelijke omgeving en stadsgebied). Ter hoogte van straatranden ligt het aandeel minerale bestanddelen beduidend hoger (6 – 13 µg/m<sup>3</sup>). Volgens Querol, Alastuey et al. (2004) bedraagt de concentratie minerale bestanddelen als landelijke achtergrond 1 – 2 µg/m<sup>3</sup> en als stedelijke achtergrond 3 – 5 µg/m<sup>3</sup>, voor meetpunten in Centraal Europa. Ter hoogte van straatranden bedraagt het gehalte 4 – 8 µg/m<sup>3</sup>.

Aangezien deze parameter onzeker is, wordt in de geharmoniseerde methodiek onder uitsluiting van de hogere waarden voor straatranden voor een relatief veilige waarde van 5 µg/m<sup>3</sup> gekozen.

De concentratie in de bodem, die gebruikt moet worden om stofopwaai te berekenen, is deze in de bovenste centimeters. De concentratie wordt berekend uitgaande van een oppervlaktegewogen bodemconcentratie. Bij aanwezigheid van assen kunnen de concentraties in de fijne fractie van de assen (< 2 mm) meegenomen worden in de uitmiddeling.

- Optie “beoordeling milieukwaliteit”

Bij de optie “beoordeling milieukwaliteit” wordt de gemeten concentratie metaal in lucht (op PM<sub>10</sub>) ingevoerd.

### 5.2.5 Impact op de risicobeoordeling

De wijziging in de voorgestelde formularia en parameterwaarden resulteert in ongeveer een factor 3 daling van de voorspelde concentratie in de lucht in vergelijking met de huidige benadering in Vlier-Humaan en CSOIL.

De waarde voor de concentratie in lucht op zwevend stof heeft echter alleen een significante impact voor contaminanten waarbij het toxicologisch criterium voor toetsing van de blootstelling door inademing beduidend strenger is dan het toxicologisch criterium voor toetsing van de orale blootstelling.

Cadmium en lood worden beoordeeld op hun systemische effecten, waarbij de opname via orale route en via inademing gecombineerd wordt. Rekening houdend met de blootstelling en de verschillen in absorptie levert de inhalatoire route een zeer beperkte bijdrage aan de blootstelling en zal er nauwelijks impact zijn op de risicobeoordeling.

Voor arseen vindt een aparte toetsing plaats voor inhalatie. Indien geen rekening gehouden wordt met achtergrondblootstelling betekent een wijziging van de luchtconcentratie een evenredige wijziging van de risico-index voor inademing. De exacte impact op de risico-index hangt af van de bijdrage van de inhalatoire blootstelling ten opzichte van de orale blootstelling. Daarom is de impact van de waarde voor de concentratie zwevend stof in lucht belangrijker voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie, omdat de orale blootstelling er lager is dan voor Moestuin en Wonen met tuin. Bij deze laatste beide bodemgebruiksvormen is de orale blootstelling immers hoger ten gevolge van het beschouwen van blootstelling via groentenconsumptie.

### 5.2.6 Nader onderzoek

Aanbevolen wordt nader onderzoek te doen naar de relatie tussen bodemkwaliteit en  $PM_{10}$  (bodempopwaaiprocessen). Specifieke aandacht dient te gaan naar de invloed van activiteiten op de opwerveling van bodemdeeltjes en naar de relatie tussen concentratie in bodem en de resulterende concentratie in zwevend stof ( $PM_{10}$ ).

De huidige lopende onderzoeken dienen gebruikt te worden om de actuele concentratie aan metalen in  $PM_{10}$  te bepalen. Het betreft hier de metingen uitgevoerd in Lommel (Berghmans, Daems, & Brabers, 2006), de studie in Budel (Oomen, Janssen, van Eijkeren, Bakker, & Baars, 2007), en de nog uit te voeren metingen in het kader van het bevolkingsonderzoek Noorderkempen.

## 5.3 Relatie tussen bodem en (zwevend en afgezet) stof binnenshuis

### 5.3.1 Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL

De concentratie in *zwevend* stof binnenshuis wordt berekend als



$$C_{zw,i} = frs_i * f_r * f_{i/o} * TSP_o * C_s \quad \text{vgl. 3}$$

waarbij

$C_{zw,i}$	concentratie in zwevend stof binnenshuis	[mg/m <sup>3</sup> ]
$frs_i$	fractie bodem in stof binnenshuis	[-]
$TSP_o$	concentratie zwevend stof in buitenlucht (totaal)	[10 <sup>-9</sup> kg/m <sup>3</sup> ]
$f_r$	factor voor omrekening TSP naar PM <sub>10</sub>	[-]
$f_{i/o}$	verhouding tussen TSP binnenshuis en buitenshuis	[-]
$C_s$	concentratie in bodem	[mg/kg ds]

De concentratie aan metalen in zwevend stof binnenshuis wordt dus berekend op basis van de concentratie aan metalen in de bodem. De concentratie aan PM<sub>10</sub> binnenshuis wordt berekend uit de concentratie aan zwevend stof buiten. Het aandeel bodem verschilt binnenshuis echter ten opzichte van het aandeel bodem in de buitenlucht.

De concentratie in *afgezet* stof (voor de berekening van binnenshuis-ingestie) wordt berekend als

$$C_{s,i} = frs_i * C_s \quad \text{vgl. 4}$$

waarbij

$C_{s,i}$	concentratie in afgezet stof binnenshuis	[mg/kg ds]
$frs_i$	fractie bodem in stof binnenshuis	[-]
$C_s$	concentratie in bodem	[mg/kg ds]

Aangezien zwevend stof hier verondersteld wordt de bron te zijn voor afgezet stof, wordt verondersteld dat het aandeel bodem in afgezet stof binnenshuis gelijk is aan het aandeel bodem in zwevend stof binnenshuis.

De benadering in CSOIL lijkt, evenals dit voor de berekening van de concentratie in zwevend stof buitenshuis het geval is, op die van Vlier-Humaan. Ook nu weer vindt in het huidige CSOIL geen correctie plaats voor PM<sub>10</sub>.

### 5.3.2 Parameterwaarden

De huidige parameterwaarden, gebruikt in Vlier-Humaan en in CSOIL, zijn opgelijst in Tabel 4.

Parameter	Vlier-Humaan	CSOIL
$frs_i$ (-)	0,8	0,8
$f_{i/o}$ (-)	0,75	0,75

**Tabel 4: Huidige parameterwaarden voor het berekenen van concentraties stof binnenshuis**

Hieruit volgt dat de huidige parameterwaarden in Vlier-Humaan en CSOIL identiek zijn.

### 5.3.3 Analyse

Voor de relatie tussen bodem en (zwevend en afgezet) stof binnenshuis zijn de volgende drie processen van belang:

- binnendringen van PM<sub>10</sub> in woningen (zwevend stof);
- binnenbrengen van bodemmateriaal via schoenen en kleding in woningen (afgezet stof);
- depositie en resuspensie voor de relatie tussen PM<sub>10</sub> (zwevend stof) en afgezet stof, binnenshuis;
- binnenshuisbronnen.

De relatie tussen de concentraties aan zwevend stof in het buiten- en het binnenmilieu wordt in de huidige modellen niet goed beschreven. Zo wordt bijvoorbeeld geen verschil gemaakt tussen de grootte van de stofdeeltjes, terwijl voor gezondheidseffecten ten gevolge van inhalatoire blootstelling de PM<sub>10</sub> fractie het meest relevant is. Voor de relatie tussen PM<sub>10</sub> in de buitenlucht en PM<sub>10</sub> in de binnenlucht zijn modelconcepten en modellen beschikbaar.

De relatie tussen bodem en *afgezet* stof binnenshuis is veel minder duidelijk. Dit raakt aan de twee eerder genoemde processen, i.e. binnenbrengen van bodemmateriaal via schoenen en kleding in woningen (afgezet stof) en depositie en resuspensie binnenshuis. Modellen, die het binnenbrengen van bodemmateriaal beschrijven, zijn – voor zover bekend – niet beschikbaar. Wel bestaan er literatuurstudies, die de relatie tussen de concentratie in binnenhuisstof en in bodem experimenteel bepaald hebben. Sheppard en Evenden (1994) beschrijven een relatie tussen het metaalgehalte in stof en de bodemtextuur. Bovendien wordt in Oomen en Lijzen (2004) de relatie tussen de concentratie aan lood (en asbest) in de bodem en in afgezet stof binnenshuis belicht. In deze studie werd geconcludeerd dat de concentratie aan lood in afgezet stof binnenshuis ongeveer een factor 3 hoger is dan in de bodem. Daarnaast is er informatie voor het Vlaamse Moretusburg (Pb, Cd, As) en via het convenant OVAM/Umicore is informatie beschikbaar voor het Vlaamse Lutlommel. In deze laatste studie werd evenwel geen relatie tussen de concentratie in afgezet stof en de concentratie in de bodem gevonden. In de studie uitgevoerd in het Nederlandse Budel werd tot op heden geen analyse van de resultaten uitgevoerd naar relatie tussen bodem en huisstof. Een gedetailleerde analyse van de literatuur kan mogelijk informatie geven over de invloed van atmosferische industriële bronnen op de concentraties in huisstof. Een dergelijke analyse maakte evenwel geen onderdeel uit van het harmonisatieproject.

Resuspensie van afgezet stof kan gemodelleerd worden in combinatie met de intrusie van zwevend stof in woningen, zoals toegelicht in hoofdstuk 5.3.4.

### 5.3.4 Geharmoniseerde methodiek

- Optie "beoordeling bodemkwaliteit":

De concentratie van metalen in **afgezet huisstof** wordt beïnvloed door volgende processen:

- aanvoer van bodem en straatstof;

- depositie van zwevend stof (bronnen buitenshuis en binnenshuis);
- resuspensie van afgezet stof;
- schoonmaken.

De aanvoer van bodem en straatstof naar het binnenmilieu kan niet procesmatig beschreven worden. Daarom wordt voorgesteld van experimentele studies uit te gaan, die het aandeel aan bodem in huisstof weergeven.

$$C_{\text{settled\_dust}} = F_{\text{soil/ settled\_dust}} * EF_{\text{soil/ settled\_dust}} * C_s \quad \text{vgl. 5}$$

waarbij

$C_{\text{settled\_dust}}$	concentratie in afgezet stof binnenshuis afkomstig van bodem	[mg/kg ds]
$F_{\text{soil/ settled\_dust}}$	fractie bodem in huisstof	[-]
$EF_{\text{soil/ settled\_dust}}$	aanrijdingsfactor van de concentratie in bodem buiten naar die in bodem in huisstof	[-]

Oomen en Lijzen (2004) geven een overzicht van het aandeel bodem in huisstof bepaald in verschillende studies. Hager (2005) bepaalde het aandeel bodem in huisstof in de stad Syracuse (Verenigde Staten) via de tracers mangaan en ijzer. In deze studie werd ook vastgesteld dat de stofbelading in woningen niet gecorreleerd was met het gehalte bodem in huisstof. Trowbridge en Burmaster (1997) leidden een waarschijnlijkheidsverdeling af voor het aandeel aan bodem in huisstof op basis van geselecteerde tracers uit eerder gepubliceerde studies. De waarden voor het aandeel aan bodem in huisstof in de genoemde studies (en de in deze studies gerefereerde onderzoeken) zijn opgenomen in Tabel 5.

Studie	% bodem in huisstof
<i>Hawley (1985) in (Oomen &amp; Lijzen, 2004)</i>	> 80 %
<i>Thornton (1985) in (Oomen &amp; Lijzen, 2004)</i>	20 %
<i>Camann and Harding (1989) in (Oomen &amp; Lijzen, 2004)</i>	50 %
<i>Fergusson and Kim (1991) in (Oomen &amp; Lijzen, 2004)</i>	32 – 50 %
<i>Calabrese and Stanek (1992) in (Oomen &amp; Lijzen, 2004)</i>	31 %
<i>Sterling (1998) in (Oomen &amp; Lijzen, 2004)</i>	37 % (deeltjes volumeweging) 8 % (deeltjesconcentratieweging)
<i>EPA IEUBK model (1998) in (Oomen &amp; Lijzen, 2004)</i>	70 %
<i>(Rutz, Valentine, Eckart, &amp; Yu, 1997)</i>	20 %, 30 %
<i>(Trowbridge &amp; Burmaster, 1997) – lognormale distributie</i>	P50: 41 % gemiddelde: 44,5 % SD: 16,8 %
<i>(Hager, 2005)</i>	P50: 26 – 27 % P25: 16 – 14 % P75: 44 – 42 % gemiddelde: 42 – 37 %

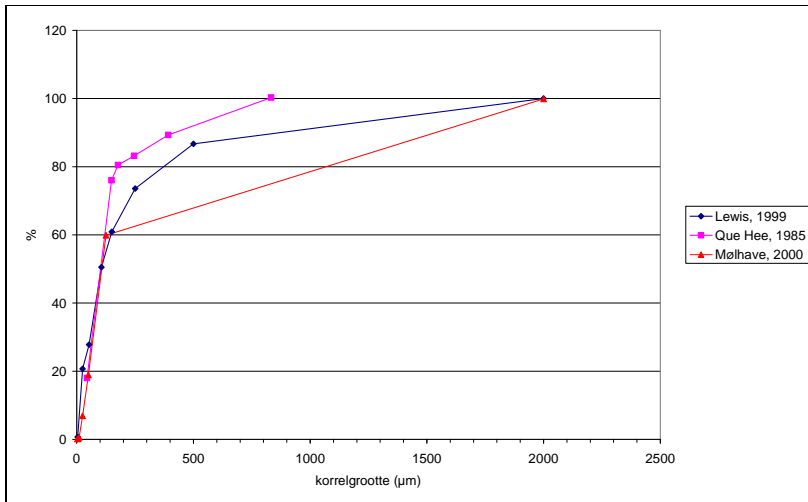
**Tabel 5: Overzicht van het aandeel van bodem in huisstof uit diverse studies**

Aangezien de studies normaliter uitgevoerd zijn in situaties waarbij zich bodem rondom het huis bevindt (tuin of voortuin), is het moeilijk een uitspraak te doen over

het aandeel van bodem in huisstof in geval van een woning zonder tuin. Het aandeel aan bodem in huisstof wordt beïnvloed door vele factoren, zoals de aanwezigheid van onbedekte bodem, de eventuele aanwezigheid van vegetatie, de frequentie van betreden van de woning (spelende kinderen), schoonmaakgewoonten, de aanwezigheid van huisdieren, gedrag, enzovoort. Een relatie tussen het aandeel bodem in huisstof en de hoeveelheid huisstof lijkt er niet te zijn. We kunnen evenwel aannemen dat – alle overige factoren gelijk genomen – er een lager aandeel bodem in huisstof zal zijn wanneer er weinig onbedekte bodem in de omgeving van de woning is. Daarom wordt voor de geharmoniseerde methodiek voorgesteld om voor Moestuin en Wonen met tuin een fractie 0,5 te nemen voor het aandeel bodem in huisstof. Deze waarde betreft het hogere bereik van de literatuurwaarden. Voor Wonen zonder tuin wordt een aandeel van 0,25 voorgesteld, een waarde die in het lagere bereik van het geheel van de studies ligt.

Er wordt aangenomen dat de korrelgrootteverdeling in huisstof anders is dan deze in bodem, waarbij vooral de fijnere fractie van belang is, omdat metalen hier makkelijker aan binden. Enkele studies geven korrelgrootteverdelingen van huisstof weer. De cumulatieve korrelgrootteverdeling in huisstof is gegeven in Figuur 3. Hieruit blijkt dat het merendeel van de stofdeeltjes teruggevonden wordt in de fractie < 200 µm. Dit betekent ook dat een aanrijking van de concentratie in huisstof ten opzichte van de concentratie in bodem niet kan worden uitgesloten, indien de metalen in hogere mate aan de fijnere fractie gerelateerd zouden zijn.

Voor de geharmoniseerde methodiek wordt een aanrijdingsfactor 1,5 voorgesteld. De keuze is niet wetenschappelijk onderbouwd. Uit de studie van Lutlommel blijkt dat er geen aanrijking is in de fractie < 250 µm ten opzichte van de fractie < 2 mm in de bodem. We verwachten ook dat, indien er aanrijking plaatsvindt, dit vooral op de nog fijnere fracties dan < 250 µm zal zijn, fracties die dan weer een beperkter aandeel uitmaken van huisstof. Anderzijds is vast te stellen dat de concentraties metalen in huisstof hoger zijn dan de concentraties in bodem. Een relatie met bodem werd niet vastgesteld. Voor een aantal metalen was er een beperkte relatie tussen zwevend stof en huisstof. Voor Budel werd geen vergelijkbare analyse uitgevoerd. Omdat de processen niet (goed) te beschrijven zijn, hebben we ervoor gekozen een aanpak te hanteren, die zoveel mogelijk aansluit bij de huidige toegepaste werkwijze. Aangezien gesteld wordt dat in de bodemgebruiksvormen Moestuin en Wonen met tuin huisstof voor 50 % uit bodem bestaat, leidt een aanrijdingsfactor 2 er toe dat de concentratie in huisstof bij Moestuin en Wonen met tuin gelijk is aan de concentratie in bodem.



**Figuur 3: Cumulatieve korrelgrootteverdeling in huisstof (data uit: Lewis et al. (1999), Moelhave et al. (2000), Que Hee et al. (1985))**

De geselecteerde parameterwaarden voor de geharmoniseerde methodiek worden samengevat in Tabel 6.

Parameter	waarde
$F_{soil/settled\_dust}$	Moestuin: 0,5
	Wonen met tuin: 0,5
	Wonen zonder tuin: 0,25
	Recreatie:
	buitensport: -
	binnensport: 0,25
	dagrecreatie: -
$EF_{soil/settled\_dust}$	verblijfsrecreatie: 0,5
	1,5

**Tabel 6: Geharmoniseerde parameterwaarden voor het berekenen van de concentratie in huisstof**

De bodemconcentratie voor het bepalen van de concentraties in huisstof wordt bepaald op de bovenste centimeters in de omgeving van de woning (tuin, voortuin, eventueel straatstof). Omdat in huisstof vooral de fijnere fracties aanrijken, wordt de voorkeur gegeven aan concentraties gemeten in de fractie < 250 µm in bodem. Dit is trouwens ook de meest representatieve fractie voor inname van bodem- en stofdeeltjes.

De concentratie in **zwevend stof in woningen** is – indien geen binnenhuisbronnen aanwezig zijn – het gevolg van intrusie vanuit de buitenlucht en resuspensie van huisstof. Het gehalte in zwevend stof binnenshuis kan daarom weergegeven worden als

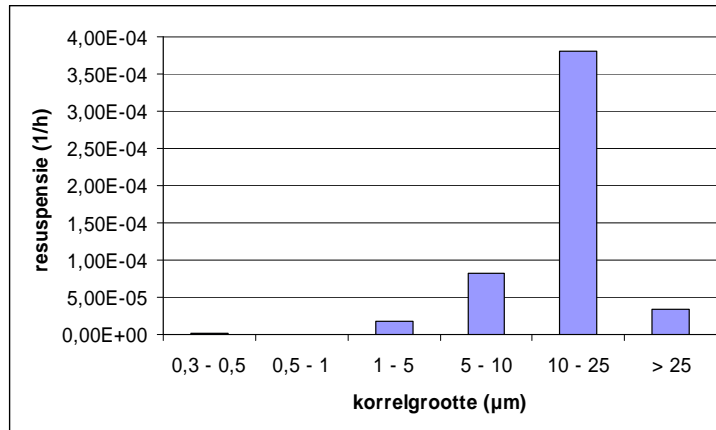
$$C_{PM,in} = \frac{\lambda_v * P * V * C_{PM10,0}}{A_d * v_{d,1} + \lambda_v * V} + \frac{L_{fl} * A_{fl} * R}{A_d * v_{d,2} + \lambda_v * V} \quad \text{vgl. 6}$$

waarbij

$C_{PM,in}$	concentratie in zwevend stof binnenshuis	[mg/m <sup>3</sup> ]
$C_{PM10,0}$	concentratie in zwevend stof buitenshuis	[mg/m <sup>3</sup> ]
P	penetratiefactor	[-]
$\lambda_v$	luchtverversing	[1/h]
V	volume van de ruimte	[m <sup>3</sup> ]
$v_d$	depositie- of adsorptiesnelheid (1: fijne deeltjes; 2: grove deeltjes)	[m/h]
A	oppervlak voor depositie (d) en voor resuspensie (fl)	[m <sup>2</sup> ]
$L_{fl}$	oppervlaktebelading	[mg/m <sup>2</sup> ]
R	resuspensiesnelheid	[1/h]

Het eerste deel van de vergelijking slaat op het aandeel van zwevend stof buiten, dat naar binnen aangevoerd wordt. De studies, waarin men de factoren heeft trachten te bepalen, geven aan dat de penetratiefactor ongeveer 1 is voor gassen en dicht bij 1 ligt voor deeltjes. Een exacte bepaling van P is moeilijk, omdat deze vaak moeilijk te onderscheiden is van de andere factoren (ventilatie). Daarom wordt eerder de binnen/buiten (I/O) verhouding van de concentratie zwevend stof gebruikt. Uit een literatuuroverzicht (Lydia Morawska & He, 2003) blijkt dat verhouding I/O in afwezigheid van bronnen varieert tussen 0,5 en 0,98, met een mediane waarde van 0,7 (natuurlijke ventilatie, gematigd klimaat).

Het tweede deel van de vergelijking geeft de invloed weer van de resuspensie van afgezet stof. De depositie- en resuspensiesnelheid van deeltjes is afhankelijk van onder meer de korrelgrootte. Bij afgezet stof vindt vooral resuspensie van het grof stof plaats (> 2 µm), wat dan opnieuw kan worden afgezet. Een overzicht van gemeten depositiesnelheden als functie van korrelgrootte is te vinden in Morawsha en Salthammer (2003). Hieruit blijkt dat het patroon in de verschillende studies gelijk is, maar dat er grootteordes verschil kunnen zijn tussen de studies voor wat betreft de absolute waarden van de depositiesnelheden. Resuspensiesnelheden als functie van deeltjesdiameter zijn bepaald in Thatcher en Layton (1995) (Figuur 4).



**Figuur 4: Resuspensiesnelheden als functie van deeltjesgrootte (uit: Thatcher (1995))**

Uit literatuuroverzicht (Brits, Goelen, Koppen, Spruyt, & Torfs, 2005) blijkt dat de woningventilatie in Vlaanderen varieert tussen 0,1 en 1,3 1/h, met een gemiddelde van 0,4 1/h. Woningen met één gemeenschappelijke muur en alleenstaande woningen hebben de hoogste ventilatie (0,4 – 0,5 1/h). Indien de geldende woningrichtlijnen voor ventilatie worden opgevolgd, zou een ventilatie van 0,3 – 0,95 1/h, met een gemiddelde van 0,6 1/h worden bekomen.

Via keuze van waarden voor de verschillende parameters werd getracht na te gaan hoe groot de invloed van geresuspendeerd huisstof op de zwevend stof concentratie binnenshuis zou kunnen zijn. Hiertoe werden de volgende waarden gekozen: stofbelading = 0,02 g/m<sup>2</sup> en 0,04 g/m<sup>2</sup> (studie Lutlommel), verhouding tussen oppervlakte en volume van een woning = 1,8 m<sup>-1</sup>, depositiesnelheid geresuspendeerde deeltjes = 3 m/h (Layton & Thatcher, 1995), resuspensie = 3,8.10<sup>-4</sup> 1/h (deeltjesdiameter 10 – 25 µm) en 3,4.10<sup>-5</sup> 1/h (deeltjesdiameter > 25 µm) (Thatcher & Layton, 1995), ventilatie = 0,4 en 0,6 1/h (zie vorige paragraaf). De concentraties in zwevend stof met bodemherkomst en in huisstof werden genomen zoals hierboven voorgesteld en laten toe de concentratie in zwevend stof binnenshuis uit te drukken als functie van de concentratie in bodem. De I/O-verhouding werd gelijk gesteld aan 0,7. Indien de waarden ingevoerd worden in vgl. 6, dan volgt een binnen/buiten-verhouding voor zwevend stof van 0,7 – 0,9. Het aandeel resuspensie in zwevend stof binnen zal toenemen met hogere resuspensiesnelheid, hogere stofbelading en lagere ventilatie. Layton (1995) concludeerde voor hun studie dat resuspensie 69 % uitmaakte van het zwevend stof.

Gezien de grote onzekerheden en variatie in het aandeel resuspensie en aandeel intrusie in zwevend stof binnenshuis (met herkomst bodem) wordt voor de geharmoniseerde methodiek voorgesteld om de concentratie metaal in zwevend stof binnenshuis gelijk te stellen aan de concentratie metaal in zwevend stof buitenshuis. Dit impliceert dus een aanrijdingsfactor van 2,0 ten opzichte van de concentratie in bodem buitenshuis, terwijl voor het afgezette stof binnenshuis een aanrijdingsfactor van 1,5 wordt gehanteerd. De studie in Lutlommel geeft voor de concentratie aan arseen en cadmium een licht hogere concentratie in zwevend stof binnenshuis (F= 1,3 en 1,4) dan buitenshuis, maar voor lood een lagere

concentratie in zwevend stof binnenshuis (F gemiddeld 0,7) in vergelijking met zwevend stof buitenshuis.

$$C_{PM10,i} = F_{out/in} * C_{PM10,o} \quad \text{vgl. 7}$$

waarbij

$C_{PM10,i}$	concentratie in lucht (op $PM_{10}$ ) binnen als gevolg van bodemkwaliteit	[mg/m <sup>3</sup> ]
$F_{out/in}$	bijdrage van $PM_{10}$ buiten tot $PM_{10}$ binnen (is gelijk aan 1)	[-]

– Optie “beoordeling milieukwaliteit”:

Bij de optie “beoordeling milieukwaliteit” wordt gebruik gemaakt van gemeten waarden in zwevend stof binnenshuis. Indien hiervoor een significante relatie gevonden wordt in het huisstofproject van ABdK (Oomen et al., 2007), kan de concentratie in zwevend stof binnen eveneens worden afgeleid uit de concentratie in de bodem of in de buitenlucht. Indien een relatie gevonden wordt met concentratie in de bodem kunnen de factoren in vergelijking vgl. 5 aangepast worden. Voor een relatie tussen buitenlucht en binnenlucht kan de factor in vgl. 7 aangepast worden. Het model voorziet niet in een functie die toelaat de relatie tussen zwevend stof en afgezet stof in te voeren.

De formules van vgl. 6 en vgl. 7 kunnen ook gebruikt worden voor het analyseren van uitgevoerde metingen.

### 5.3.5 Impact op de risicobeoordeling

In deze alinea wordt de impact van de gemaakte keuzes voor de relatie tussen bodem en zwevend en afgezet stof binnenshuis besproken. Voor binnenlucht resulteert de wijziging voor Wonen met tuin in een ongeveer een factor 4 lagere concentratie in zwevend stof ten opzichte van de huidige benadering.

Voor *zwevend* stof binnenshuis is de conclusie vergelijkbaar met deze voor zwevend stof buitenshuis. De wijzigingen hebben vooral een impact voor stoffen waarbij een relatief strenge toetsing via inademing plaats vindt. Bovendien is de impact afhankelijk is van de bijdrage van de blootstellingsroutes. Daarom is de impact van de gemaakte keuzes voor de relatie tussen bodem en zwevend en afgezet stof binnenshuis belangrijker voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie, omdat de orale blootstelling lager is dan voor Moestuin en Wonen met tuin. Bij deze laatste beide bodemgebruiksvormen is de orale blootstelling immers hoger ten gevolge van het beschouwen van blootstelling via groentenconsumptie.

Voor *afgezet* stof zal de impact groot zijn voor stoffen en/of blootstellingsscenario's waarbij inname van stofdeeltjes een belangrijke rol speelt. Dit geldt voor lood en voor arseen. Relatief is de impact het grootst voor de bodemgebruiksvorm Wonen met tuin en Wonen zonder tuin, omdat hier de blootstelling minder of niet gedomineerd wordt door 'blootstelling via gewasconsumptie' dan voor het



bodemgebruik Moestuin. Met andere woorden: de 'blootstelling via ingestie van bodem en stof, en dus de gemaakte keuzes voor de relatie tussen bodem en afgezet stof binnenshuis, is relatief belangrijker voor Wonen zonder tuin en Wonen met tuin dan voor Moestuin. Voor het bodemgebruik Wonen met tuin ligt de berekende concentratie in huisstof in de geharmoniseerde methodiek (onder de voorwaarde dat alleen naar de invloed van bodem gekeken wordt) een factor 1,25 hoger dan in de huidige Vlier-Humaan en CSOIL-benadering; voor Wonen zonder tuin is de berekende concentratie in huisstof in de geharmoniseerde benadering 0,6 maal lager dan in het scenario Wonen van de huidige Vlier-Humaan en CSOIL. Dit telt lineair door in de 'blootstelling via ingestie van stof.

Er wordt opgemerkt, dat indien gebruik gemaakt wordt van reële metingen in huisstof (optie "beoordeling milieukwaliteit"), de invloed van inname van stofdeeltjes zal stijgen, aangezien de concentraties in huisstof (die een integratie zijn van verschillende bronnen) over het algemeen hoger liggen dan in bodem.

### 5.3.6 Nader onderzoek

De concentraties in zwevend stof binnenshuis worden niet alleen bepaald door de concentraties in de buitenomgeving, maar worden ook heel sterk bepaald door de woningkarakteristieken (ventilatie, inrichting tuin en woning) en het gedrag van de bewoners (bijvoorbeeld hygiëne, ventilatie). Theoretische modellen bestaan voor zwevend stof en de relatie tussen zwevend stof en afgezet stof, met of zonder binnenhuisbronnen. Betrouwbare modellen voor de relatie tussen bodem en afgezet stof ontbreken.

Nader onderzoek is vooral nodig voor het locatiespecifiek in kaart brengen van de concentraties in stof in de woning en het analyseren van de relaties met overige milieucompartmenten, evenals van de herkomst van het stof in woningen.

De studies van Budel en het bevolkingsonderzoek in de Vlaamse Kempen dienen met deze noden rekening te houden. De studie in Lutlommel resulteerde reeds in data van de concentraties in stof in de woning en in de bodem, maar stelde geen of zeer zwakke relaties vast tussen compartimenten.

## 5.4 Relatie tussen bodem en groente

### 5.4.1 Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL

De concentratie in groente wordt in Vlier-Humaan berekend als

$$C_{\text{ondergronds}} = BCF_{\text{ondergronds}} * C_s \quad \text{vgl. 8}$$

$$C_{\text{bovengronds}} = BCF_{\text{bovengronds}} * C_s + C_{\text{dep}} \quad \text{vgl. 9}$$

vgl. 10

$$C_{dep} = \frac{f_{in}}{Y_v * fE_i} * \left( 1 - \frac{1 - \exp(-fE_i * t_e)}{fE_i * t_e} \right) * DS * frs_o * C_s$$

waarbij

$C_{\text{ondergronds}}$	concentratie in ondergrondse plantendelen	[mg/kg ds]
$C_{\text{bovengronds}}$	concentratie in bovengrondse plantendelen	[mg/kg ds]
BCF	bioconcentratiefactor	[(mg/kg ds)/(mg/kg ds)]
$C_{\text{dep}}$	concentratie door depositie	[mg/kg ds]
$f_{in}$	geïntercepteerde fractie	[-]
$Y_v$	gewasopbrengst	[kg ds/m <sup>2</sup> ]
$fE_i$	verweringsconstante	[1/d]
$t_e$	groeiperiode	[d]
DS	depositiesnelheid	[kg/m <sup>2</sup> .d]

In CSOIL vindt een vergelijkbare berekening plaats. Alleen wordt voor de bovengrondse plantendelen geen concentratie ten gevolge van depositie opgeteld, omdat aangenomen wordt dat de invloed van depositie reeds in de van metingen afgeleide BCF's verwerkt is.

In het huidige Vlier-Humaan wordt voor een specifiek metaal gebruik gemaakt van een generieke BCF-waarde voor de ondergrondse plantendelen (wortelgewassen) en voor de bovengrondse plantendelen (stengel- en bladgewassen). Deze generieke BCF is een gemiddelde van een groot aantal BCF's voor diverse groenten en niet eetbare planten. Er is geen aandacht besteed aan verschillen tussen groenten, de betreffende bodemgehalten en de bodemeigenschappen.

De toekomstige benadering in Vlier-Humaan, die reeds toegepast werd voor de herziening van de bodemsaneringsnormen voor zware metalen, en de huidige benadering van CSOIL zijn vergelijkbaar. Hierbij wordt het groentepakket opgesplitst in afzonderlijke groenten, ieder met een specifieke consumptiehoeveelheid. Tevens worden de groenten ingedeeld in de volgende groentecategorieën: aardappels, wortelgewassen, bolgewassen, fruitachtige gewassen, kolen, bladgewassen, peulvruchten, bonen en stengelgewassen.

Een belangrijk verschil tussen Vlaanderen en Nederland betreft de gebruikte de getalsmatige invulling van de BCF's. Zowel in Vlaanderen als in Nederland worden waar mogelijk BCF-relaties gebruikt, die de BCF-waarde voor een gewas weergeven als functie van de concentratie in de bodem en de bodemeigenschappen. Bij het ontbreken van relaties wordt een gemeten (geometrisch) gemiddelde BCF-waarde gebruikt. In Nederland is voorgesteld de geometrisch gemiddelde BCF-waarden te corrigeren voor het gemeten organische stof- en kleigehalte (Swartjes et al., 2007), naar analogie van de bodemtypecorrectie voor de streef- en interventiewaarden (VROM, 2000). Dit is een praktische manier om de invloed van bodemeigenschappen op een generieke BCF te kunnen verdisconteren.

De BCF-relaties, die in Vlaanderen gebruikt zijn voor de berekening van de herziene bodemsaneringsnormen voor zware metalen (Bierkens, De Raeymaecker, Cornelis, & al., 2007a, 2007b, 2007c) en de Nederlandse BCF's (Swartjes et al., 2007; Versluijs & Otte, 2001) zijn opgenomen in bijlage 3. Voor

Vlaanderen zijn de BCF-relaties voor cadmium gebaseerd op relaties voorgesteld door de werkgroep Landbouw van BeNeKempen, aangevuld met expertenschatting voor ontbrekende groenten.

#### 5.4.2 Analyse

Het is algemeen bekend dat de opname in groente sterk afhankelijk is van het type gewas. Bovendien wordt de opname beïnvloed door de concentratie in bodem, welke het potentiële aanbod aan metalen bepaald, en de bodemeigenschappen, welke van groot belang zijn voor de beschikbare fractie in het poriewater. Daarom dient de relatie tussen de concentraties in bodem en in groenten voor metalen bij voorkeur gebaseerd te zijn op:

- BCF per groente;
- relaties tussen enerzijds de BCF en anderzijds de bodemgehalten en bodemeigenschappen.

Het basisconcept in Nederland en Vlaanderen is vergelijkbaar. De getalsmatige invulling verschilt evenwel. Hiervoor is behoefte aan harmonisatie.

Voor cadmium staan vele geschikte plant – bodem relaties ter beschikking. Binnen de werkgroep Landbouw van BeNeKempen werden voor cadmium BCF-relaties met de bodemgehalten en bodemeigenschappen opgesteld (Bierkens et al., 2007b; Jansson et al., 2007). De berekening van de concentraties in groenten voor arseen en lood is moeilijk. Voor arseen en lood werden zowel door RIVM (Versluijs & Otte, 2001) als binnen de herziening bodemsaneringsnormen zware metalen (Bierkens et al., 2007a, 2007c) BCF-relaties opgesteld voor een aantal groenten. De experts van de werkgroep landbouw van BeNeKempen gaven evenwel aan dat het gebruik van BCF-relaties voor arseen en lood niet geschikt zou zijn. Voor de bepaling van methoden om tot een BCF voor lood en arseen te komen werd een telefonische conferentie belegd (21/03/2007) met experts uit Vlaanderen en Nederland. Als vervolg op deze telefonische conferentie is gezocht naar een alternatieve bepalingswijze van BCF's voor deze metalen. Hierbij is uitgegaan van de meetdata in Nederland (dataset Alterra), omdat deze in rekenbladvorm ter beschikking stonden. De aandacht werd gericht op groenten die in (moes)tuinen verbouwd worden, namelijk aardappelen, spinazie, komkommer en tomaat. Hiermee zijn twee belangrijke gewasgroepen vertegenwoordigd:

- aardappelen, belangrijk vanwege grote bijdrage aan totale consumptie (62%);
- bladgewassen (spinazie) als groep die veel metalen opnemen (bijdrage aan totale consumptie in Nederland als voorbeeld is 2% (spinazie), resp. 4% (gehele categorie bladgewassen).

Daarnaast zijn twee groenten uit de gewascategorie fruitachtige gewassen opgenomen (komkommer en tomaten), tezamen goed voor 4% van de totale consumptie (gehele categorie fruitachtige gewassen 5%).

Bovendien wordt voorgesteld in geval van overschrijding van de “norm” (dat wil zeggen als de berekende blootstelling aan cadmium, lood of arseen de kritische blootstelling overschrijdt, een tweedelijns bepaling mogelijk te maken, met bijvoorbeeld het advies voor bemonstering (staalname) van groenten. Een voorbeeld voor een bemonsteringsprotocol is beschreven in Swartjes et al. (2007).

Hierna wordt een analyse gemaakt van beschikbare methoden om een BCF te bepalen en worden voor cadmium en lood de BCF-relaties van Vlaanderen en Nederland voor de belangrijkste groenten vergeleken, op basis van de dataset van Alterra. Voor arseen wordt geen vergelijking uitgevoerd, omdat voor de Vlaamse BCF-relaties het Fe-, Al- en P-gehalte in de bodem bekend moet zijn, data die niet beschikbaar zijn in de dataset van Alterra, noch voor de bodemanalyses in de Kempen.

Aandacht moet wel gaan naar de invloed van depositie. Aangezien in beide landen voor deze regio gebruik gemaakt wordt van experimentele relaties, kan de invloed van depositie reeds opgenomen zijn in de BCF-waarden. De kans op dubbeltellen bestaat en moet geëvalueerd worden. Experimentele depositierelaties (concentratie in groente als functie van depositie) werden voor Vlaanderen opgesteld via de plantenbak-experimenten van het CODA<sup>13</sup> (De Temmerman & Hoinig, 2004). Depositie wordt alleen meegenomen bij bovengrondse bladgroenten. In CSOIL wordt depositie niet beschouwd.

Opspattende bodemdeeltjes kunnen eveneens een significante invloed hebben op het gehalte van groenten, zeker voor grootbladige gewassen vlak bij de grond. Omdat de BCF-waarden gebaseerd zijn op experimentele veldgegevens (meestal met gewassen stalen (monsters)), zodat dit aspect meegenomen is, en de in de literatuur beschikbare standaard transferwaarde voor opspattende bodemdeeltjes niet gevalideerd is voor metalen, wordt de invloed van opspattende bodemdeeltjes hier verder niet beschouwd.

#### **5.4.2.1 Cadmium**

Voor cadmium worden voor de nieuwe Vlaamse bodemsaneringsnormen de waarden gebruikt, zoals voorgesteld door de werkgroep Landbouw van BeNeKempen (Bierkens et al., 2007b; Jansson et al., 2006). Deze zijn voor een elftal groenten afgeleid van significante plant – bodem relaties. In het kader van de herziening normering zware metalen werden in Vlaanderen BCF's bepaald voor overige groenten via gelijkstellingsregels. Dit betekent dat de ontbrekende BCF voor zeven groenten wordt ingevuld op basis van analogie in opname met groenten waarvoor BCF's beschikbaar zijn, op basis van expertenadvies. Voor deze overige groenten geldt een vaste BCF-waarde en geen BCF-relatie.

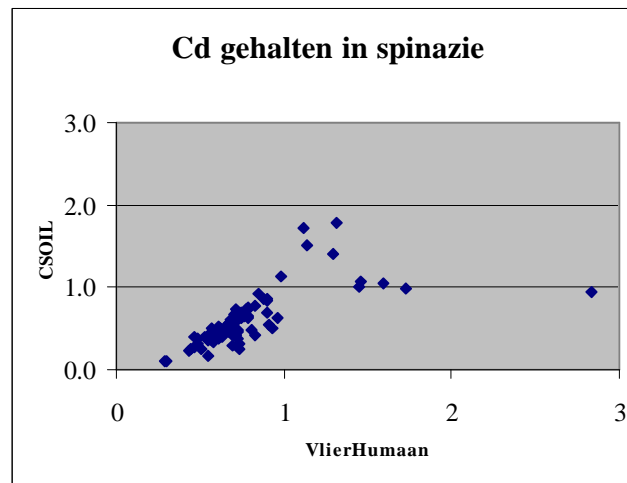
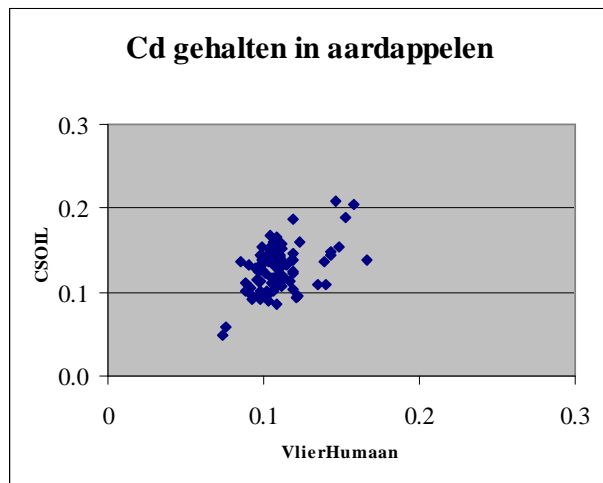
In CSOIL zijn voor cadmium BCF's afgeleid van de internationale literatuur (Versluijs & Otte, 2001). Hierbij zijn voor negen groenten significante plant – bodem relaties beschikbaar. Voor twee overige groenten wordt gebruik gemaakt van geometrisch gemiddelde BCF's, gecorrigeerd op basis van bodemtype (Swartjes et al., 2007).

Voor cadmium zijn erg veel methoden in de literatuur te vinden om een BCF te bepalen. Deze methoden variëren van eenvoudigweg een vaste BCF hanteren (bijvoorbeeld Tome et al. (2003) Alonso et al. (2003)) tot een BCF die afhankelijk is van bodemgehalte, bodemeigenschappen en planttype (bijvoorbeeld Krauss et al. (2001), Hough et al. (2004)).

In Figuur 5 zijn de cadmiumgehalten in aardappelen en spinazie voor Vlier-Humaan en CSOIL vergeleken, op basis van data uit de Alterra dataset.

---

<sup>13</sup> Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie



**Figuur 5: Cadmium in aardappelen en spinazie als functie van het gehalte in bodem (beide mg/kg ds), berekend met Vlier-Humaan versus CSOIL (dataset Alterra).**

Hieruit is te concluderen dat de berekende concentraties in aardappelen van dezelfde orde grootte zijn voor beide modellen en dat Vlier-Humaan ongeveer even vaak hogere data berekent als CSOIL. Voor spinazie zijn de verschillen iets groter, maar zelden meer dan een factor 2. Alleen bij een zeer hoog bodemgehalte geeft Vlier-Humaan een beduidend hogere waarde dan CSOIL, maar aangezien dit slechts één meting betreft is dit onvoldoende om conclusies uit te trekken.

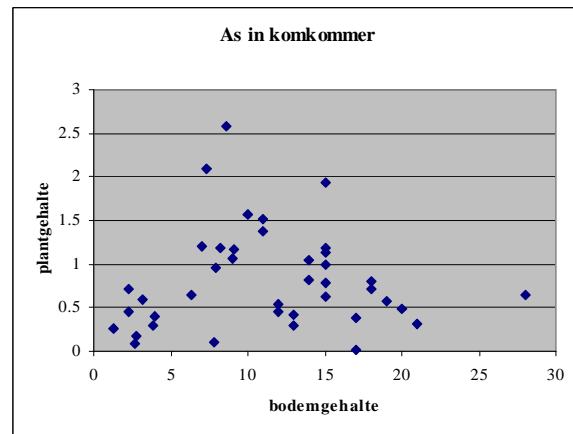
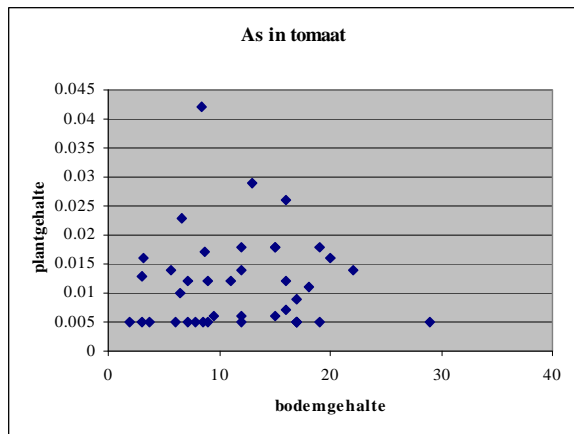
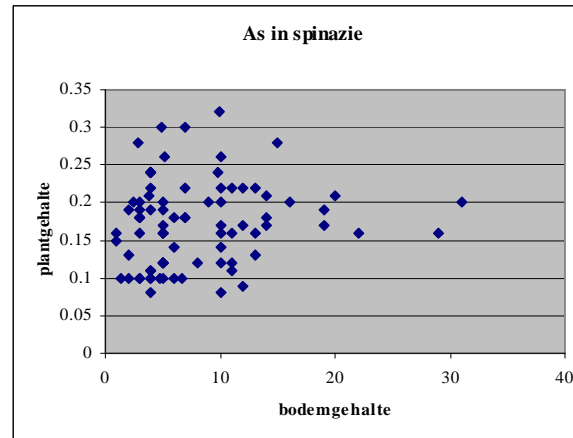
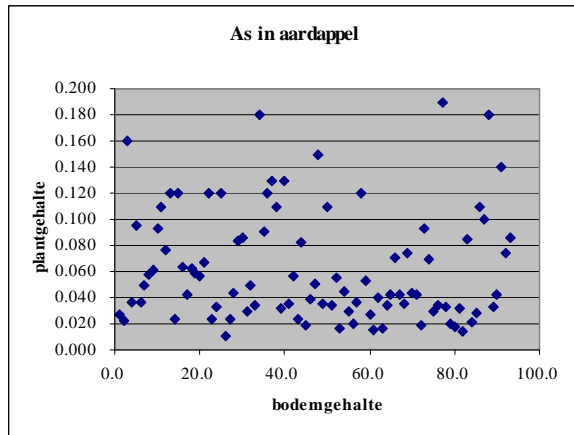
#### **5.4.2.2 Arseen**

In de herziene normering zware metalen in Vlaanderen zijn BCF-relaties voor arseen op basis van plant – bodem relaties opgenomen voor vijf groenten. Hierbij wordt gebruik gemaakt van minder courant gemeten bodemparameters, zoals Fe- en Al-oxide-gehalten en fosfaatgehalte van de bodem. Additioneel is voor 12 groenten een vaste BCF gegeven. In CSOIL is slechts voor één groente een significante plant – bodem relatie beschikbaar en twee vaste BCF's voor additionele groenten.

Voor arseen is er geen of nauwelijks een relatie tussen de concentraties in groenten en die in bodem (telefonische conferentie 21/03/2007).

*Gemeten data uit dataset Alterra*

In Figuur 6 zijn de arseenconcentraties in groenten als functie van de bodemgehalten uitgezet (dataset Alterra).



**Figuur 6: Arseenconcentraties in aardappel, spinazie, tomaat en komkommer als functie van het gehalte in bodem (beide mg/kg ds) (dataset Alterra)**

De interpretatie van de figuren is beperkt mogelijk, omdat aan elk meetpunt een andere combinatie van bodemeigenschappen ten grondslag ligt. Desalniettemin is de meest algemene conclusie dat er (inderdaad) geen enkele relatie tussen arseenconcentraties in groenten en bodem waar te nemen is, voor alle vier de groenten. Voor tomaat en komkommer worden de hoogste arseen-concentraties in groenten zelfs bij de minder hoge bodemgehalten aangetroffen. Dit betreft geen bodems met een extreme (hoge) pH of laag organische stof- of kleigehalte, maar wellicht hebben deze parameters relatief weinig impact op de beschikbaarheid van arseen.

#### *Eenvoudige statistiek*

Voor de arseendata uit de dataset Alterra zijn de variatiecoëfficiënten (standaard afwijking ten opzichte van het gemiddelde) weergegeven in Tabel 7.

	<i>gewas</i>	<i>bodem</i>
<i>Aardappelen</i>	68	62
<i>Spinazie</i>	32	74
<i>Komkommer</i>	70	54
<i>Tomaat</i>	69	51

**Tabel 7: Variatiecoëfficiënten dataset Alterra voor arseen (%)**

Uit de tabel is te concluderen dat de variatie in de arseenconcentraties in gewassen voor aardappelen, komkommer en tomaat ongeveer gelijk is aan de variatie in de arseengehalten in de bodem. Voor spinazie is de variatie in arseenconcentraties in gewassen minder, maar wel van een zelfde orde grootte als de arseengehalten in bodem.

Voor arseen wordt geen vergelijking uitgevoerd tussen de BCF's voor Vlier-Humaan en CSOIL, omdat voor de Vlaamse BCF-relaties de Fe-, Al- en P-gehalten in de bodem bekend moeten zijn, data die niet beschikbaar zijn voor de Nederlandse dataset, noch voor de bodemanalyses in de Kempen.

#### *Samenvatting*

De variatie in de arseenconcentraties in groenten is niet waarneembaar gecorreleerd aan de bodemgehalten (dataset Alterra). Dat pleit voor een constant arseengehalte in groenten. Het zou beter zijn de arseenconcentraties in groenten als functie van specifieke bodemeigenschappen te kunnen berekenen. Sommige onderzoeken wijzen op een invloed van de meer gangbare bodemeigenschappen. Tu en Ma (2003) bijvoorbeeld wijzen op de invloed van de pH op de opname van arseen en Bellows (2005) op de invloed van organische stof. Echter zijn ook minder gangbare bodemeigenschappen als oxidegehalten in de bodem (Bierkens et al., 2007c; Quaghebeur & Rengel, 2005) en fosfaatgehalte van de bodem (Ultra, Tanaka, Sakurai, & Iwasaki, 2007) van groot belang voor de beschikbare fractie in het poriewater. Deze parameters worden echter niet standaard gemeten in bodemkundig onderzoek. Bovendien zijn de (hydr)oxide-gehalten afhankelijk van de redoxpotentiaal en variëren daardoor in de tijd. Daarnaast is er discussie over de relatie tussen de biobeschikbare fractie in het poriewater en de concentratie in gewassen. Dit heeft als consequentie dat als er toch additioneel gemeten moet worden, het de voorkeur verdient niet de (hydr)oxide-gehalten of fosfaat-gehalten, maar direct de concentraties in groenten te meten.



Het ligt het meest voor de hand een specifiek percentiel (P80, P90, P95) te selecteren uit de relevante gemeten gewasconcentraties, voor elk gewas dat van belang is voor moestuinen. Vervolgens kan dan een gewasgroep-consumptie-gewogen gemiddelde gewasconcentratie in de geharmoniseerde methodiek worden gebruikt. Echter is de variatie in de concentraties van de besproken groenten voor de dataset van de Alterra dataset groot (ongeveer gelijk, of van een zelfde orde grootte als de variatie in de arseengehalten in bodem).

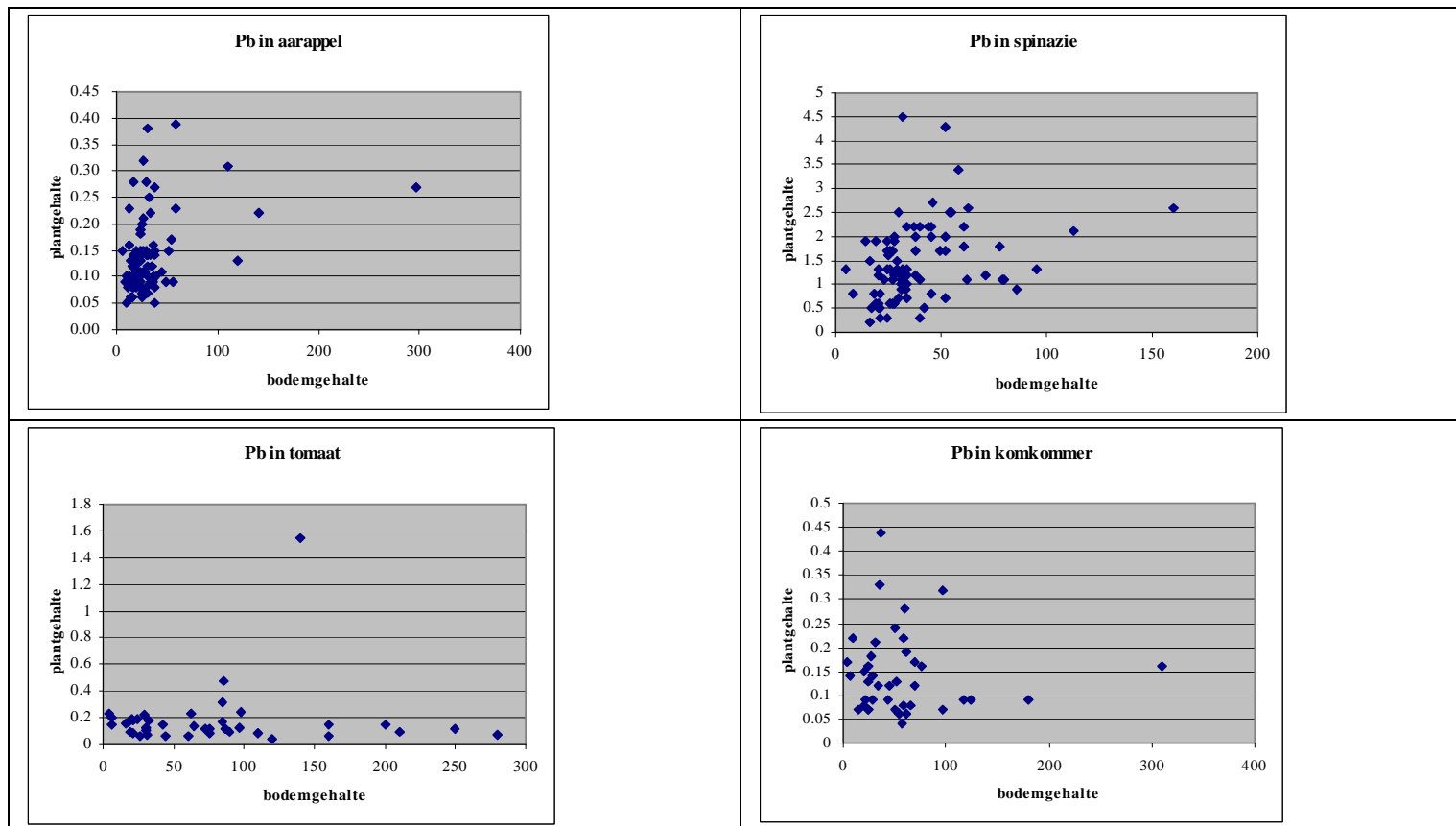
#### **5.4.2.3 Lood**

In het nieuwe Vlier-Humaan zijn BCF's voor lood op basis van plant – bodem relaties opgenomen voor een drietal groenten. Additioneel is voor 13 groenten een vaste BCF gegeven. In CSOIL is voor tien groenten een significante plant–bodem relatie beschikbaar en drie vaste BCF's voor additionele groenten.

Voor lood is er volgens de experts geen of nauwelijks een relatie tussen de concentraties in groenten en die in bodem (telefonische conferentie 21/03/2007).

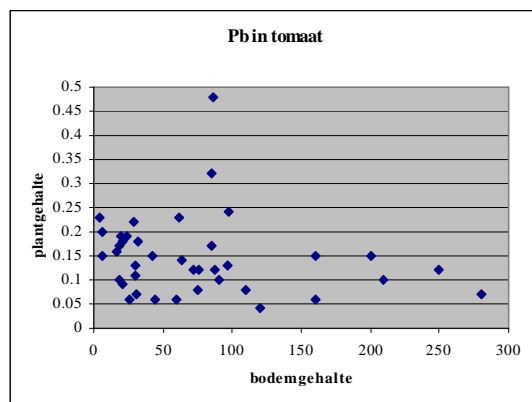
#### *Visuele interpretatie*

In Figuur 7 zijn de loodconcentraties in groenten als functie van de bodemgehalten uitgezet (dataset Alterra).



**Figuur 7: Loodgehalte in aardappel, spinazie, tomaat en komkommer als functie van het gehalte in bodem (beide mg/kg ds) (dataset Alterra)**

Omdat de loodconcentraties in groenten moeilijk visueel te onderscheiden zijn, is de grafiek tevens weergegeven zonder de hoge uitschieter in het tomaatgehalte, bij een loodbodemgehalte van 140 mg/kg ds, zie Figuur 8.



**Figuur 8: Loodgehalte in tomaat als functie van het gehalte in bodem (beide mg/kg ds), zonder de hoge uitschieter in het tomaatgehalte bij een loodbodemgehalte van 140 mg/kg ds (dataset Alterra)**

De interpretatie van de figuren is beperkt mogelijk, omdat aan elk meetpunt een andere combinatie van bodemeigenschappen ten grondslag ligt. Desalniettemin zijn uit de figuren de volgende globale conclusies te trekken:

- Met name in het lage concentratiebereik is er voor alle vier de groenten geen verband tussen loodgehalten in bodem en in groenten waarneembaar.
- Voor aardappel, spinazie en komkommer lijken er twee clusters te herkennen, een bij lagere en een bij hogere bodemgehalten. De grens tussen beide clusters ligt bij een bodemgehalte van 100 mg/kg ds (aardappel en komkommer bodemgehalten), resp. 70 mg/kg ds (spinazie)
- Voor deze drie groenten is bij de lagere concentraties geen verband waarneembaar. Bij de hogere bodemgehalten lijkt, alhoewel hier minder data beschikbaar zijn, een verband tussen lood-gehalten in bodem en in groenten. Dit verband is echter niet duidelijk aan te tonen.
- Opvallend is dat voor deze drie groenten de hoogste concentraties in groenten in "het cluster van lagere bodemgehalten" vallen. Dit betreffen geen bodems met opvallend lage pH of laag organische stofgehalte.
- De lood-concentraties in tomaat bij hogere bodemgehalten (> 100 mg/kg ds) zijn tamelijk constant (de meeste waarnemingen liggen tussen 0,05 en 0,15 mg/kg ds).
- Voor alle vier de metalen worden ook bij zeer lage bodemgehalten hoge concentraties in alle vier de groenten gemeten. Dit wijst er in ieder geval op dat andere processen als opname via de wortels een rol spelen. Er is echter geen constant gewasgehalte als "intercept" (gehalte ten gevolge van atmosferische depositie en/of opspattende bodemdeeltjes) uit de figuren af te leiden.

**Met opmaak:** opsommingstekens en nummering

*Eenvoudige statistiek*

Voor lood in de dataset Alterra zijn de variatiecoëfficiënten (standaard afwijking ten opzichte van het gemiddelde) weergegeven in Tabel 8.

	<i>groenten</i>	<i>bodem</i>
<i>Aardappelen</i>	52	111
<i>Spinazie</i>	56	62
<i>Komkommer</i>	59	95
<i>Tomaat</i>	56*	88

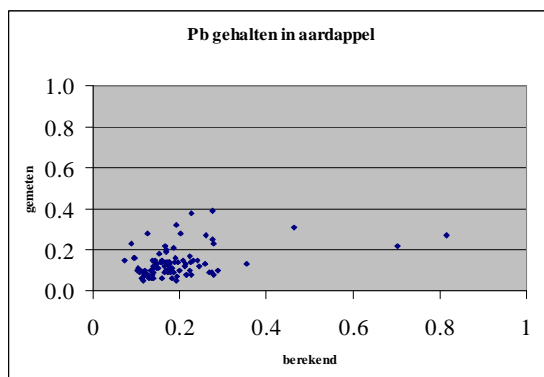
\*indien de hoge uitschieter bij een bodemgehalte van 140 mg/kg mede wordt beschouwd: 130 i.p.v. 56.

**Tabel 8: Variatiecoëfficiënten in groenten en bodem voor de dataset van Alterra voor lood (%)**

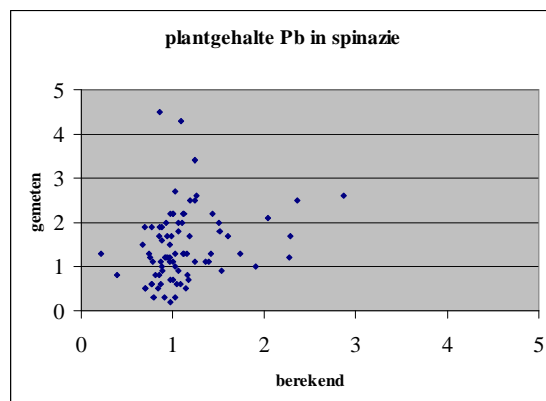
Hieruit is te concluderen dat de variatie in loodconcentraties in groenten voor de meeste gewassen geringer, doch van dezelfde orde grootte is, dan de variatie in loodgehalten in bodem.

#### *RIVM plant–bodem relaties*

De loodconcentraties in aardappel en spinazie zijn tevens berekend met de RIVM plant–bodem relaties, op basis van de gemeten bodemgehalten en bodemeigenschappen in de databank van Alterra. Voor komkommer zijn geen data beschikbaar en de plant–bodem relatie voor tomaat was niet significant. De RIVM plant–bodem relaties voor lood zijn gebaseerd op 835 meetdata uit de literatuur (4 buitenlandse en 3 Nederlandse bronnen) en zijn dus niet specifiek voor de Kempen afgeleid. Voor 10 van de 13 onderzochte groenten zijn de plant–bodemrelaties significant. Het 90% betrouwbaarheidsinterval van de bodemgehalten ligt tussen de 10 en 359 mg/kg. Dit is dezelfde orde grootte als de bodemgehalten in de Vlaamse Kempen. Het 90% betrouwbaarheidsinterval van het organische koolstof- en kleigehalte is resp. 0,9 – 13 % en 1,7 – 33 %. Hieruit is te concluderen dat het lage organische stofgehalte in de bodem van de Kempen niet optimaal is afgedekt. De resultaten zijn weergegeven in Figuur 9 en Figuur 10.



**Figuur 9. Loodconcentraties in aardappel (beide mg/kg ds), berekend met de RIVM plant–bodemrelaties op basis van de gemeten bodemgehalten en bodemeigenschappen, versus gemeten loodconcentraties in aardappel (dataset Alterra).**



**Figuur 10: Loodconcentraties in spinazie (beide mg/kg ds), berekend met de RIVM plant–bodem relaties op basis van de gemeten bodemgehalten en bodemeigenschappen, versus gemeten loodconcentraties in spinazie (dataset Alterra).**

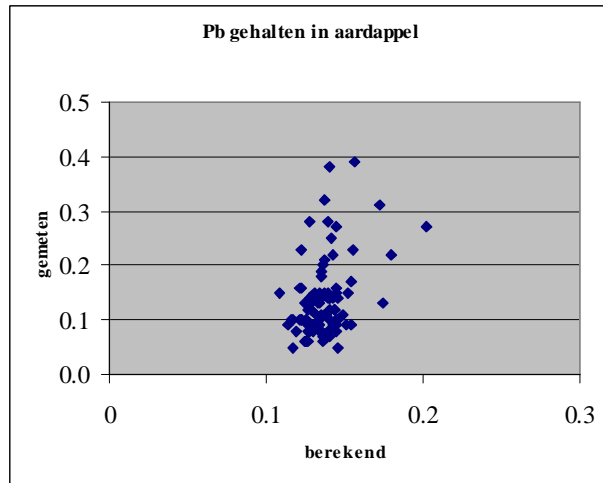
Uit de figuren zijn de volgende globale conclusies te trekken:

- De gemeten lagere loodconcentraties in aardappelen worden met name onderschat (tot een factor 10), soms onderschat (tot een factor 1,5).
- De gemeten hogere loodconcentraties in aardappelen worden met name overschat (tot een factor 3,5).
- De gemeten concentraties in spinazie worden bij hogere bodemgehalten, alhoewel er weinig data ter beschikking zijn, redelijk goed berekend (tot een overschatting met een factor 2)

**Met opmaak:** opsommingstekens en nummering

#### *Vlier-Humaan plant – bodem relaties*

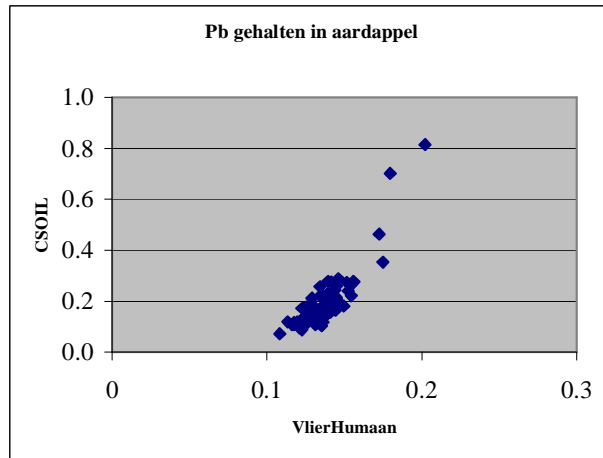
Voor lood zijn Vlaamse plant–bodem relaties beschikbaar voor aardappelen, wortelen, selder/ selderie en sla. Hierin is het plantgehalte een functie van het bodemgehalte en de pH (niet van organische stof- of kleigehalte). Het enige overlappende gewas met de meetdata uit de Alterra dataset is aardappel. De loodconcentraties in aardappelen zijn daarom berekend met de Vlaamse plant–bodem relaties, op basis van de gemeten bodemgehalten en bodemeigenschappen uit de Alterra dataset, zie Figuur 11.



**Figuur 11: Loodgehalte in aardappel (beide mg/kg ds), berekend met de Vlaamse plant–bodem relaties op basis van de gemeten bodemgehalten en bodemeigenschappen, versus gemeten lood-concentraties in aardappel (dataset Alterra)**

Hieruit is te concluderen dat de gemeten concentraties in aardappel iets worden onderschat, met name bij hogere hoge concentraties in aardappel. De concentraties in aardappel rondom 0,1 mg/kg ds worden redelijk goed berekend.

In Figuur 12 is een vergelijking opgenomen tussen de berekende BCF's met Vlier-Humaan en CSOIL, op basis van de data uit de Alterra dataset. Deze vergelijking is van beperkte waarde, aangezien andere bodemeigenschappen in de vergelijkingen zijn opgenomen. Desalniettemin is te concluderen dat CSOIL, zeker bij de hogere concentraties in groenten, iets hogere BCF's berekent.



Figuur 12: Vergelijking tussen de berekende BCF's (mg/kg ds)/(mg/kg ds) met Vlier-Humaan en CSOIL, op basis van de data uit de Alterra dataset

### 5.4.3 Geharmoniseerde methodiek

Voor elke groente wordt, indien beschikbaar, gebruik gemaakt van een specifieke plant–bodem relatie. Hierbij is de concentratie in de groente afhankelijk van de bodemconcentratie en de bodemeigenschappen. Op basis van deze plant–bodem relaties en keuzes voor het bodemgehalte en de bodemeigenschappen, is voor iedere groente een BCF af te leiden. Als voor een specifieke groente geen significante plant–bodemrelatie beschikbaar is, wordt een vaste BCF gebruikt, die voor lood op pragmatische wijze wordt gecorrigeerd voor de beschikbaarheid in het poriewater op basis van een bodemtypecorrectie. Voor cadmium worden de vaste BCF's niet gecorrigeerd voor beschikbaarheid. Voor arseen worden geen BCF's of BCF-relaties gebruikt, maar wordt een vast gehalte in de plant gehanteerd, zodat het gehalte in de plant onafhankelijk is van het bodemgehalte of van bodemkenmerken.

#### 5.4.3.1 BCF's voor cadmium

Om aansluiting te garanderen met de teeltadviezen voor landbouw in de Kempen is voor cadmium besloten uit te gaan van de binnen de werkgroep Landbouw van BeNeKempen afgeleide BCF-relaties, die ook gebruikt zijn in de herziening van de Vlaamse bodemsaneringsnormen voor cadmium. Deze BCF-relaties, welke significant zijn voor 11 groenten, geven BCF's als functie van de bodemgehalten en bodemeigenschappen. De BCF's voor overige groenten werden ingevuld op basis van analogie in opname met groenten waarvoor BCF's beschikbaar zijn. Om deze invulling te geven, werd advies van experts ingewonnen. De resulterende BCF's voor cadmium zijn opgenomen in Tabel 9.

<i>groente</i>	<i>BCF</i>
<i>Aardappelen</i>	$\text{Log BCF} = -0,5 - 0,05 \text{ pH-KCl} - 0,73 \log \text{Cd}_{\text{bodem}}$
<i>Wortel- en knolgewassen</i>	

<i>groente</i>	<i>BCF</i>
<i>Wortelen</i>	Log BCF = 0,43 – 0,12 pH-KCl – 0,51 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Radijs</i>	0,27
<i>Schorseneer</i>	Log BCF = 1,4 – 0,32 pH-KCl – 0,58 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Bolgewassen</i>	
<i>Uien</i>	0,29
<i>Prei</i>	Log BCF = 1,18 – 0,25 pH-KCl – 0,42 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Vruchtgewassen</i>	
<i>Tomaat</i>	Log BCF = -0,16 – 0,06 pH-KCl – 0,66 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Komkommer</i>	Log BCF = -0,86 – 0,26 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Kolen</i>	
<i>Bloemkool</i>	0,068
<i>Spruitjes</i>	0,022
<i>Bladgroenten</i>	
<i>Sla</i>	Log BCF = 1,06 – 0,14 pH-KCl – 0,4 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Veldsla</i>	1,042
<i>Andijvie</i>	Log BCF = 1,99 – 0,32 pH-KCl – 0,42 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Spinazie</i>	Log BCF = 0,53 – 0,06 pH-KCl – 0,37 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Witloof</i>	0,326
<i>Selder/ selderie</i>	Log BCF = 1,07 – 0,13 pH-KCl – 0,43 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Peulvruchten</i>	
<i>Bonen</i>	Log BCF = 0,43 – 0,34 pH-KCl + 0,24 log Cd <sub>bodem</sub>
<i>Erwten</i>	0,032

**Tabel 9. BCF-relaties, of vaste BCF-waarden (mg/kg ds)/(mg/kg ds), voor cadmium voor gebruik in de geharmoniseerde methodiek**

#### 5.4.3.2 BCF's voor arseen

In hoofdstuk 5.4.2.2 werd gesteld dat een vaste waarde voor de arseenconcentratie in groenten, gebaseerd op een specifiek percentiel (P80, P90, P95), momenteel de best beschikbare optie is. Echter is de variatie in de concentraties van de besproken groenten voor de dataset van Alterra groot (ongeveer gelijk, of van een zelfde orde grootte als de variatie in de arseegehalten in bodem).

Voor de geharmoniseerde methodiek is besloten de parameterkeuze te baseren op een combinatie van gemiddelde en veilige waarden, om op deze wijze voldoende bescherming te garanderen, maar terzelfdertijd onrealistische scenario's te vermijden waarbij hoge percentielwaarden systemisch gecombineerd worden. Bij de keuze van een arseengewasgehalte is sprake van "grote onzekerheden". Om niet al te conservatief te zijn tegenover de Central Tendency Estimate voor andere parameters is niet de P95 gebruikt, maar de P90.

Omdat er weinig meetdata voor arseen in groenten voor de Kempen beschikbaar zijn, zijn gegevens uit meerdere onderzoeken beschouwd. In Tabel 10 zijn de mediane arseenconcentraties in groenten van vier bronnen weergegeven, met data gemeten op verschillende locaties:

- Meetdata Reppel: Vlaamse Kempen, nabij een voormalige arseenfabriek<sup>14</sup> ("data Reppel") (Ide, Cottijn, & Beckers, 1987);

<sup>14</sup> De omgeving van de arseenfabriek te Reppel kent een specifieke verontreiniging als gevolg van arseenemissies door de voormalige fabriek. De gehalten in planten en de daar geharmoniseerde methodiek voor beoordeling van gezondheidsrisico's in de Kempenregio 88



- Meetdata uit de BeNeKempen meetcampagne bodem en gewassen 2005 en BeNeKempen meetcampagne bodem en gewassen 2006: diverse locaties in de Vlaamse Kempen ("data Vlaamse Kempen");
- Meetdata uit de Alterra dataset, met data gemeten in Nederland ("data Nederland");
- Meetdata uit de RIVM plant-bodem dataset, met data gemeten in Nederland en data uit de internationale literatuur (Versluijs & Otte, 2001) ("data internationaal").

De separate waarden voor drie datasets zijn weergegeven in bijlage 4. Helaas stonden er geen data voor arseen in gewassen voor de Nederlandse Kempen ter beschikking.

Er zijn te weinig data om voor elke groente separaat een gehalte af te leiden. Omdat het toch van meerwaarde is bepaalde groepen apart te nemen zijn de volgende groentecategorieën beschouwd:

- aardappelen, omdat deze in grote mate worden geconsumeerd;
- bladgewassen (veelal is alleen spinazie beschikbaar), omdat deze veel metalen opnemen;
- overige groenten.

	<i>Reppel*</i>	<i>Vlaamse Kempen</i>	<i>Nederland</i>	<i>Internationaal</i>
<b>aardappel</b>				
<i>bodem (bereik)</i>	-	<3 – 7,9	1,4 – 80	4 - 53
<i>mediaan plant</i>	n.b.	0,04	0,045	0,047
<i>aantal data</i>	-	7	93	90
<b>Bladgewassen</b>				
<i>bodem (bereik)</i>	3,7 - 162	8,7	1 – 35	1 – 31
<i>mediaan plant</i>	0,53	0,13	0,170	0,17
<i>aantal data</i>	( <i>sla, spinazie</i> ) 54 ( <i>groenten</i> )	1	( <i>kassla, spinazie</i> ) 157	80
<b>overige gewassen</b>				
<i>bodem (bereik)</i>	3,7 - 162	<3 - 20	1- 31	0,9 – 110
<i>mediaan plant</i>	0,37	0,11	0,348	0,12
	( <i>wortel, selder/selderie, prei</i> )	( <i>knolselder/knolselderie, rode kool, rode wortelen, savooikool, schorseneren, selder/selderie, wortelen, spruiten, prei</i> )	( <i>tomaat, komkommer</i> )	
<i>aantal data</i>	118 ( <i>groenten</i> )	43	80	518

\*: data in groenten < dl = dl (0,125 mg/kg ds)

**Tabel 10: Concentraties van arseen in bodem (bereik) en in groenten (mediane waarden) van vier onderzoeken (mg/kg ds)**

vastgestelde bodem-plantrelaties zijn mogelijk niet representatief voor de omgeving van de non-ferrobedrijven in de Vlaamse en Nederlandse Kempen.

Er zijn veel minder data gemeten in de data "Vlaamse Kempen" dan in de overige datasets. Aangezien deze data echter in de Kempen zijn gemeten wordt een gelijk gewicht toegekend aan de vier datasets. Alleen de arseenconcentratie voor spinazie uit de data "Vlaamse Kempen" wordt niet meegenomen, omdat deze slechts op één meting berust.

Uit Tabel 10 zijn de volgende conclusies te trekken:

- Voor aardappelen verschillen de mediane waarden van de arseenconcentraties in groenten nauwelijks tussen de drie onderzoeken waarvoor data beschikbaar zijn. Er worden derhalve gemiddelde waarden voor de 80- en 90- percentielen van de drie onderzoeken voorgesteld: 0,08 mg/kg ds, resp. 0,10 mg/kg ds.
- Voor bladgewassen verschillen de mediane waarden van de arseenconcentraties in groenten weinig voor drie van de vier onderzoeken. De arseenconcentratie van Vlaamse Kempen berust echter op slechts één meting en wordt daarom niet meegenomen. De Reppel-data wijken af (80-percentiel = 0,9 mg/kg ds; 90-percentiel = 1,9 mg/kg ds). Gezien de specifieke omstandigheden van deze studie, wordt een gemiddelde waarde voor de 80- en 90- percentielen van de twee overige onderzoeken voorgesteld: 0,24 mg/kg, resp. 0,27 mg/kg.
- Voor de overige groenten zijn twee clusters van waarden te herkennen: enerzijds de lagere data uit de literatuur en anderzijds de hogere data uit Reppel (p-80 = 0,9 mg/kg ds, p-90 = 1,2 mg/kg ds) en Nederland. Gezien de specifieke omstandigheden van de Reppel-studie, wordt een gemiddelde waarde voor de 80- en 90- percentielen van de drie onderzoeken voorgesteld: 0,36 mg/kg, resp. 0,49 mg/kg.

De waarden zijn samengevat in Tabel 11.

	80-percentiel	90-percentiel
Aardappelen	0,08	0,10
Bladgewassen	0,24	0,27
Overige groenten	0,36	0,49

**Tabel 11: Percentielwaarden voor arseenconcentraties in groenten (mg/kg ds)**

De gerapporteerde gehalten kunnen vergeleken worden met data gerapporteerd in voedselconsumptiestudies. De meest volledige data zijn deze van het UK Food Standards Agency (opgenomen in Bierkens et al. (2007c)). De gehalten en hun omrekening naar droge stof zijn opgenomen in Tabel 12.

Groentecategorie	gehalte (mg/kg vg)	droge stof (-)	gehalte (mg/kg ds)
Aardappelen	< 0,00014 – 0,018	0,05	< 0,007 – 0,090
Bladgewassen	< 0,0005 – 0,0063	0,20	< 0,01 – 0,126
overige groenten	0,0027 – 0,0074	0,10	0,027 – 0,074

**Tabel 12: Gerapporteerde gehalten in de voedselconsumptiestudie van het UK FSA (2004)**

Hieruit volgt dat de gehanteerde concentraties voor aardappelen (80- en 90-percentiel) in het hoge bereik van de gerapporteerde waarden van het UK Food Standards Agency liggen. De gehanteerde waarden voor bladgewassen zijn relatief hoog, aangezien het 80-percentiel, en dus ook het 90-percentiel, iets hoger ligt dan de hoogste waarde uit het bereik van het UK Food Standards Agency. Dezelfde conclusie geldt in sterkere mate voor de overige groenten. Hiervoor is het 80- en 90-percentiel een factor 5, respectievelijk 7 hoger dan de hoogste waarde uit het bereik van het UK Food Standards Agency.

De gehanteerde procedure resulteert in een lage betrouwbaarheid van de gehanteerde arseenconcentraties in groenten in de geharmoniseerde methodiek.

#### **5.4.3.3 BCF's voor lood**

Voor lood zijn de conclusies voor een groot deel vergelijkbaar met die voor arseen. Er zijn twee verschillen:

- Voor lood lijkt er bij hogere bodemgehalten een verband tussen loodgehalten in bodem en in groenten, alhoewel hier minder data beschikbaar zijn.
- Als alternatief bestaan de RIVM plant–bodemrelaties en de Vlaamse plant-bodem relaties. Deze RIVM-relaties zijn significant voor 10 van de 13 onderzochte groenten en beslaan het gewenste bodemgehalte-bereik. Voor de hogere concentraties (daar is humane risicobeoordeling het meest relevant) overschatten de vergelijkingen de meetdata uit de Alterra dataset, hetgeen als “Reasonable Maximum Estimate” verdedigbaar is. Naast de overschatting geldt als nadeel dat de relaties niet specifiek voor de Kempen zijn afgeleid en het lage organische stofgehalte in de bodem van de Kempen niet optimaal is afgedekt.

Daarom is besloten voor de geharmoniseerde methodiek de BCF's uit de RIVM plant – bodem relaties te hanteren (zie Tabel 13). Bij ontbrekende relaties worden de BCF-relaties of de vaste BCF-waarden voorgesteld in de herziening van de normering zware metalen gebruikt (Bierkens et al., 2007a).

<i>Groente</i>	<i>BCF</i>
<i>Aardappelen</i>	$10^{(-2,0 + 0,67 \log P_{\text{bodern}} + 0,12 \text{ pH} - 0,02 \% \log \text{OC} - 0,50 \log \% \text{klei})} / P_{\text{bodern}}$
<i>Wortel- en knolgewassen</i>	
<i>wortelen</i>	$10^{(-0,64 + 0,56 \log P_{\text{bodern}} - 0,04 \text{ pH} - 0,16 \log \% \text{OC} - 0,03 \log \% \text{klei})} / P_{\text{bodern}}$
<i>Radijs</i>	10,2 / (50 + %OM + %klei)
<i>schorseener</i>	0,007 (vaste waarde – VITO)
<i>Bolgewassen</i>	
<i>Uien</i>	0,66 / (50 + %OM + %klei)
<i>Prei</i>	$10^{(0,8 + 0,5 \log P_{\text{bodern}} - 0,12 \text{ pH} - 0,61 \log \% \text{OC} - 0,57 \log \% \text{klei})} / P_{\text{bodern}}$
<i>Vruchtgewassen</i>	
<i>tomaat</i>	0,73 / (50 + %OM + %klei)
<i>komkommer</i>	0,003 (vaste waarde – VITO)
<i>Kolen</i>	
<i>bloemkool</i>	$10^{(r + 0,6 \log P_{\text{bodern}} - 0,3 \text{ pH} - 3,1 \log \% \text{OC} - 5 \log \% \text{klei})} / P_{\text{bodern}}$ (rode en witte kool)
<i>spruitjes</i>	$10^{(7 + 0,6 \log P_{\text{bodern}} - 0,3 \text{ pH} - 3,1 \log \% \text{OC} - 5 \log \% \text{klei})} / P_{\text{bodern}}$ (rode en witte kool)
<i>Bladgroenten</i>	
<i>sla</i>	$10^{(-0,6 + 0,9 \log P_{\text{bodern}} - 0,07 \text{ pH} - 0,34 \log \% \text{OC} - 0,19 \log \% \text{klei})} / P_{\text{bodern}}$
<i>veldsla</i>	relatie sla
<i>andijvie</i>	$10^{(1,9 + 0,52 \log P_{\text{bodern}} - 0,17 \text{ pH} - 0,68 \log \% \text{OC} - 0,8 \log \% \text{klei})} / P_{\text{bodern}}$
<i>spinazie</i>	$10^{(-0,12 + 0,36 \log P_{\text{bodern}} - 0,03 \text{ pH} + 0,25 \log \% \text{OC} - 0,23 \log \% \text{klei})} / P_{\text{bodern}}$
<i>witloof</i>	0,0095 (vaste waarde – VITO)
<i>Selder/ selderie</i>	$\log P_{\text{plant}} = -1,23 + 0,84 * \log P_{\text{bodern}}$ (plant-bodem relatie – VITO)
<i>Peulvruchten</i>	
<i>bonen</i>	$10^{(3,2 - 0,1 \log P_{\text{bodern}} - 0,2 \text{ pH} - 5,3 \log \% \text{OC})} / P_{\text{bodern}}$

**Tabel 13: BCF-relaties, of vaste BCF-waarden voor lood voor gebruik in de geharmoniseerde methodiek ((mg/kg ds)/(mg/kg ds))**

Aangezien extrapolatie buiten de waarden voor bodemconcentratie en bodemkenmerken waarop de vergelijkingen gebaseerd zijn in grote onzekerheden resulteert, zijn de vergelijkingen alleen geldig voor parameters binnen de 5- en 95-percentielwaarden (Tabel 14). Bij waarden lager dan het 5-percentiel wordt een waarde gelijk aan dit 5-percentiel gehanteerd. Boven het 95%-percentiel wordt een waarde gelijk aan het 95%-percentiel gebruikt.

	<i>Pb bodem</i>	<i>pH</i>	<i>%OC</i>	<i>%klei</i>
aardappelen	10 - 210	5,4 - 7,6	0,8 - 3,4	6 - 47
rode bieten	57 - 369	5,7 - 7,5	1,9 - 12,8	12 - 26
wortelen	6 - 144	5,1 - 7,5	0,6 - 4,0	1 - 30
radijs	1 - 136	2,8 - 7,6	0,7 - 21,5	0,1 - 33
uien	104 - 258	6,9 - 7,4	1,9 - 1,9	12 - 12
prei	57 - 393	5,7 - 7,5	3,4 - 12,8	12 - 26
tomaat	11 - 155	6,8 - 8,3	2,9 - 2,9	12 - 12
rode & witte kool	12 - 210	6,2 - 8,2	1,9 - 3,2	12 - 14
boerenkool	57 - 393	5,7 - 7,5	3,4 - 12,8	12 - 26
sla	26 - 393	3,3 - 7,5	2,0 - 12,8	1 - 30
andijvie	57 - 393	5,7 - 7,5	3,2 - 12,8	12 - 26
spinazie	16 - 80	5,1 - 7,4	1,1 - 4,4	3 - 42
bonen	18 - 157	6,9 - 8,1	1,9 - 2,9	12 - 12

**Tabel 14: Overzicht toepassingsbereik (5 - 95 percentielen) van de parameters in de plant – bodem relaties (Versluis en Otte, 2001)**

#### 5.4.3.4 Formularium

- opname vanuit de bodem

De concentratie in de groente wordt vervolgens berekend als

$$C_{v,s} = BCF \times C_s \times \frac{ds}{100} \quad \text{vgl. 11}$$

waarbij

$C_{v,s}$	de concentratie in de groente als gevolg van bodem-planttransfer	[mg/kg vg]
BCF	de bioconcentratiefactor	[kg ds /kg ds]
ds	droge stofgehalte van de groente	[-]

Indien de relatie plant - bodem uitgedrukt is als gehalte in de plant als functie van gehalte in de bodem, dan wordt volgende vergelijking gebruikt:

$$C_{v,s} = C_{v,s}^{ds} \times \frac{ds}{100} \quad \text{vgl. 12}$$

waarbij

$C_{v,s}$	de concentratie in de groente als gevolg van bodem-planttransfer	[mg/kg vg]
$C_{v,s}^{ds}$	de concentratie in de groente als gevolg van bodem-planttransfer	[mg/kg ds]
ds	droge stofgehalte van de groente	[-]

Het drogestofgehalte van de verschillende groenten is opgenomen in Tabel 15. De gehanteerde procedure resulteert in een lage betrouwbaarheid van de berekende loodconcentraties in groenten in de geharmoniseerde methodiek.

- natte en droge depositie

Voor de geharmoniseerde methodiek is besloten vooralsnog natte en droge depositie in beschouwing te nemen (zie evenwel 5.4.4 Impact op de risicobeoordeling voor finale beslissing). De reden hiervoor is dat, alhoewel de invloed van depositie gering is, dit de meest conservatieve benadering is. Voor bladgewassen wordt de concentratie in de groente als gevolg van natte en droge depositie als volgt berekend (Baes, Sharp, Sjoeren, & Shor, 1984).

$$C_{v,p} = \frac{F_p * I_v * (1 - \exp[-k_w * t])}{k_w * Y_v} \quad \text{vgl. 13}$$

waarbij

$C_{v,p}$	concentratie in groente als gevolg van deeltjesdepositie	[mg/kg vg]
$F_p$	contaminant depositieflux	[mg/m <sup>2</sup> .d]
$I_v$	opgevangen deeltjesfractie	[-]
$k_w$	plantverweringsconstante	[d <sup>-1</sup> ]
$Y_v$	plantopbrengst	[kg vg/m <sup>2</sup> ]

Hierbij wordt  $I_v$  berekend via

$$I_v = 1 - \exp(-0,0846 * Y_{bladgewas}) \quad \text{vgl. 14}$$

$$I_v = 1 - \exp(-0,0324 * Y_{overig}) \quad \text{vgl. 15}$$

waarbij de opbrengst voor productiegewassen en voor bladgroenten uitgedrukt is op nat gewicht (Baes et al., 1984). Voor de harmonisatie wordt alleen rekening gehouden met depositie op bladgewassen. vgl. 15 wordt bijgevolg niet gebruikt. De totale concentratie in de groente is dan gelijk aan

$$C_v = C_{v,s} + C_{v,d} \quad \text{vgl. 16}$$

waarbij  $C_v$  uitgedrukt is als vers gewicht. Bij wortelgewassen en bij bovengrondse gewassen verschillend van bladgewassen is  $C_{v,d}$  gelijk aan nul.

	ds (-)	Y <sub>v</sub> (kg vg/m <sup>2</sup> )
Aardappelen	0,2	3,9
Wortelen	0,1	5,2
Radijs	0,04	2
Schorseneer	0,1	2,5
Uien	0,1	3,4
Prei	0,1	3,7
Tomaat	0,06	39,7 (in serres)
Komkommer	0,03	33,8 (in serres)
Bloemkool	0,08	2 (2,4 in serres)
Spruitjes	0,15	1,8
Sla	0,05	3,5
Veldsla	0,05	1
Andijvie	0,05	5
Spinazie	0,09	2
Witloof	0,05	1,5
Selder/ selderie	0,11	5,5 (groene selder/ selderie)
Bonen	0,11	2,5 (serres)
Erwten	0,17	0,8

ds: gemiddelde van experimentele waarden (bron: Ann Ruttens); Y<sub>v</sub>: data in XtraFood (Seuntjens, Steurbaut, & Vangronsveld, 2006)

**Tabel 15: Gemiddeld drogestofgehalte en opbrengst per groente**

Om rekening te houden met de invloed van schoonmaken en bereiden op de concentraties (indien de metingen hiermee geen rekening houden) wordt een additionele factor toegevoegd.

$$C_{v,c} = C_v * f_{prep} \quad \text{vgl. 17}$$

waarbij

C <sub>v,c</sub>	concentratie in groente voor consumptie	[mg/kg vg]
f <sub>prep</sub>	bereidingsfactor	[-]

De bereidingsfactor is groenteafhankelijk en standaard gelijk aan 1. Indien men deze wil wijzigen, moet eerst de oorsprong van groenteconcentraties worden onderzocht (berekend uit BCF of gemeten, al dan niet gewassen) en hoe belangrijk depositie is in de concentraties.

#### 5.4.4 Impact op de risicobeoordeling

In deze alinea wordt de impact van de bepaling van de concentraties in groenten voor de risicotoetsing besproken. In het algemeen kan worden gesteld dat de bepaling van de concentratie in groenten grote impact heeft op de risicobeoordeling. Met name voor cadmium is de blootstellingsroute gewasconsumptie dominant voor de totale blootstelling. Voor het bodemgebruik Wonen met tuin bedraagt deze 90% (indien achtergrondblootstelling niet wordt beschouwd) en 60% (indien achtergrondblootstelling wel wordt beschouwd) van de totale blootstelling. De blootstellingsroute is nog dominanter voor het

bodemgebruik Moestuin, namelijk 95% (indien achtergrondblootstelling niet wordt beschouwd) en 75% (indien achtergrondblootstelling wel wordt beschouwd) van de totale blootstelling. Voor arseen en lood is de blootstellingsroute gewasconsumptie echter eveneens van betekenis. Voor lood bedraagt de bijdrage 20% voor het bodemgebruik Wonen met tuin en circa 50% voor het bodemgebruik Moestuin (met of zonder achtergrondblootstelling). Voor arseen bedraagt de bijdrage voor het bodemgebruik Wonen met tuin 12% (Nederlandse benadering) en 6% (Vlaamse benadering). Voor het bodemgebruik Moestuin zijn deze percentages 45% (Nederlandse benadering) en 27% (Vlaamse benadering). Voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en recreatie wordt de blootstellingsroute gewasconsumptie niet beschouwd en speelt derhalve de bepaling van de concentratie in groenten geen rol.

De impact van depositie op de plantgehalten en de risicogrenswaarden werd berekend voor het bodemgebruik Moestuin en met actuele depositiewaarden. Hieruit blijkt dat depositie op dit moment in de Kempen een bijna verwaarloosbare invloed heeft op de gehalten in groenten. Depositie wordt daarom in de berekeningen niet verder meegenomen.

#### **5.4.5 Nader onderzoek**

In mei 2007 heeft een actualisatie van de plant–bodem relaties voor cadmium plaatsgevonden (Jansson et al., 2007). Rekening houdend met het tijdschema van het harmonisatieproject, werden deze vergelijkingen niet meer meegenomen. Alhoewel de getalsmatige impact hiervan beperkt is, wordt aanbevolen de nieuwste vergelijkingen te implementeren. Veel belangrijker echter is de aanbeveling om in de toekomst de beschikbare data in Vlaanderen en Nederland, maar wellicht ook daarbuiten, samen te voegen en zodoende de plant–bodem relaties te verbeteren voor alle drie de metalen. Voor cadmium kan zodoende op elegantere wijze tot een geharmoniseerde bepalingwijze van de concentraties in groenten worden gekomen. En mogelijk, alhoewel dit geen garantie biedt, kunnen voor meer groenten significante plant–bodem relaties worden afgeleid. Een dergelijke redenering geldt ook voor lood. Daarnaast dient voor lood specifiek aandacht besteed te worden aan de relatie tussen het bodemgehalte en de concentratie in de groenten, aangezien deze relatie in veel gevallen niet is aangetoond. Bij selectie van meetwaarden voor het opstellen van bodem-plant relaties moet voor lood aandacht besteed worden aan het uitsluiten van data, waarbij atmosferische depositie een significante invloed heeft. Voor lood komen daarom in principe alleen recente data in aanmerking. Voor arseen staat de relatie tussen bodemgehalte en de concentratie in de groenten nog meer ter discussie. De meer gangbare bodemeigenschappen (pH, kleigehalte, organisch materiaal) zijn mogelijk geen goede predictoren voor het gehalte in de plant, gezien de beschikbaarheid van arseen in belangrijke mate bepaald wordt door Fe- en Al-(hydr)oxiden en P in de bodem.



## 6 Bepaling van de blootstelling

### 6.1 Algemene aspecten

Zowel in Vlier-Humaan als in CSOIL wordt de blootstelling separaat berekend voor kinderen en volwassenen. Per blootstellingsroute wordt eerst separaat de blootstelling berekend. Vervolgens wordt de blootstelling gesommeerd, enerzijds voor de orale, anderzijds voor de inhalatoire blootstellingsroutes. De dermale blootstelling (hier niet van belang) wordt bij de orale blootstelling opgeteld. Vlier-Humaan en CSOIL houden bij de sommatie van de dosissen via verschillende routes, bij voorbeeld via consumptie van groenten en via inname van bodemdeeltjes, momenteel geen rekening met verschillen in biobeschikbaarheid tussen deze routes. De biobeschikbaarheid bepaalt hoeveel van een ingenomen stof opgenomen wordt in het lichaam en uiteindelijk in de bloedbaan terechtkomt.

De orale biobeschikbaarheid in het lichaam is sterk afhankelijk van de matrix waarin de contaminant gebonden is of soms ook waarmee de contaminant oraal wordt ingenomen. De biobeschikbaarheid kan bijvoorbeeld hoog zijn voor een vloeistof met het oplosbaar zout van de contaminant en relatief laag voor bodem waarbij een groot gedeelte van de contaminant wordt gebonden aan organische stof. Voor wat betreft de orale biobeschikbaarheid dient het "type" berekende blootstelling compatibel te zijn met het "type" kritische blootstelling, waaraan getoetst wordt (TDI). Daarom wordt in de berekende blootstelling gebruik gemaakt van een zogenaamde *relatieve* biobeschikbaarheidsfactor. Deze corrigeert de berekende blootstelling voor orale biobeschikbaarheid ten opzichte van de orale biobeschikbaarheid waarbij de TDI werd afgeleid (Oomen, Brandon, A, & M, 2006).

In de meeste gevallen dient de bodem van zodanige kwaliteit te zijn dat levenslange bewoning mogelijk is. Alhoewel slechts weinig mensen hun leven lang op dezelfde locatie verblijven, is het beleidsmatig wenselijk dat dit mogelijk moet zijn, zonder onacceptabele risico's voor de volksgezondheid ten gevolge van bodemverontreiniging. Anders zou een "maximale verblijftijd" voorgeschreven moeten worden en dat is beleidsmatig onwenselijk. Voor industriële locaties wordt in Vlaanderen echter uitgegaan van een veronderstelde blootstellingstermijn gelijk aan de beroepsactieve periode.

Om differentiatie in de blootstelling in te voeren, werden in Vlaanderen en Nederland verschillende blootstellingsscenario's ontwikkeld. Deze scenario's definiëren de aard van de locatie (bijvoorbeeld: locatie voor wonen, locatie voor recreatie), de blootgestelde groepen, de blootstellingsroutes en de intensiteit van contact (blootstellingsfrequentie, blootstellingsduur, innamehoeveelheid). Voor Vlaanderen zijn deze gekoppeld aan groepen van bestemmingsklassen opgenomen in de gewestplannen. Voor Nederland zijn deze blootstellingsscenario's gerelateerd aan de bodemgebruiksvormen opgenomen in de methodiek voor het verlenen van bouwvergunningen (Bockting, Swartjes, Koolenbrander, & van den Berg, 1994), de BodemGebruiksWaarden (Lijzen, Swartjes, Otte, & Willems, 1999) en het Saneringscriterium (Dirven-Van Breemen et al., 2007).

Bij de herziening van Vlier-Humaan wordt gestreefd naar een verdere differentiatie in leeftijdsgroepen, zodat op een meer continue wijze de blootstelling van de verschillende leeftijdsgroepen vanaf één jaar kan berekend worden<sup>15</sup>. Tevens

<sup>15</sup> Volgende leeftijdsgroepen gedefinieerd: 1 - < 3 jaar, 3 - < 6 jaar, 6 - < 10 jaar, 10 - < 15 jaar, 15 - < 21 jaar, 21 - < 31 jaar, 31 - < 41 jaar, 41 - < 51 jaar, 51 - < 61 jaar en > 60 jaar.

wordt er naar gestreefd om de uitmiddeling van de berekende blootstelling af te stemmen op de termijn waarop effecten optreden.

Naar analogie van het hoofdstuk Intercompartimentele relaties (Hoofdstuk 5) worden in dit hoofdstuk voor iedere blootstellingsroute de modelconcepten en parameterwaarden van Vlier-Humaan en CSOIL geresumeerd. Vervolgens wordt een analyse van de overeenkomsten en verschillen uitgevoerd. Hierbij wordt tevens aandacht besteed aan nieuwe ontwikkelingen en lopende onderzoeken. Tenslotte wordt voor iedere blootstellingsroute een voorstel voor harmonisatie gedaan en worden eventuele behoeften voor nader onderzoek benoemd.

## 6.2 Bodemgebruiksvormen en blootstellingsscenario's

### 6.2.1 Bodemgebruiksvormen

Zoals in de afbakening aangegeven, zijn vier bodemgebruiksvormen gedefinieerd: Moestuin, Wonen met tuin, Wonen zonder tuin en Recreatie. De blootstellingsroutes voor elk van deze bodemgebruiksvormen zijn nogmaals aangegeven in Tabel 16. Voor elk van deze bodemgebruiksvormen wordt één of meerdere blootstellingsscenario's opgesteld. Op basis van deze blootstellingsscenario's worden de noodzakelijke parameters waarden toegekend.

	<i>ingestie bodem- en stof</i>	<i>Inademing bodem- en stof</i>	<i>groente- consumptie</i>	<i>grondwater- consumptie</i>
<i>Moestuin</i>	X	X	X	<i>Optioneel</i>
<i>Wonen met tuin</i>	X	X	X	<i>Optioneel</i>
<i>Wonen zonder tuin</i>	X	X		
<i>Recreatie</i>	X	X		

**Tabel 16: Bodemgebruiksvormen en relevante blootstellingsroutes**

Het bodemgebruik Moestuin omvat zowel de moestuin los van de woning als de moestuin verbonden aan de woning. Het blootstellingsscenario dat in de geharmoniseerde methodiek als standaard geldt, veronderstelt een moestuin verbonden aan de woning en omhelst derhalve ook de functie wonen.

Het bodemgebruik Wonen met tuin gaat uit van een woning met een tuin, die een beperkte productie van groenten omvat of kan omvatten. Om voor concrete locaties na te gaan wat de mogelijke omvang van de moestuin kan zijn in termen van zelfvoorzieningsgraad, werd nagegaan welke oppervlakte voor een moestuin nodig is om te voorzien in de behoefte aan aardappelen en overige groenten voor een gemiddeld gezin. Op deze wijze kan men, als functie van de omvang van een tuin, desgewenst een specifieke waarde van bijdrage uit de eigen tuin selecteren (zie verder hoofdstuk 6.6). Voor het bodemgebruik Recreatie zijn verschillende blootstellingsscenario's mogelijk, gericht op bijvoorbeeld verblijfsrecreatie, dagrecreatie, sportterreinen. Een aantal blootstellingsscenario's wordt uitgewerkt.

De meer algemene, persoonsgebonden parameterwaarden, die een rol spelen bij meerdere blootstellingsroutes, worden in de volgende paragraaf beschreven. Het

betreft lichaamsgewicht, ademvolume en tijdsbesteding. Parameterwaarden voor specifieke blootstellingsroutes worden in de daarop volgende hoofdstukken besproken.

## **6.3 Persoonsgebonden parameterwaarden**

### **6.3.1 Leeftijdscategorieën en lichaamsgewicht**

#### **6.3.1.1 Parameterwaarden Vlier-Humaan en CSOIL**

In de huidige versies van CSOIL en Vlier-Humaan worden twee leeftijdsgroepen onderscheiden: kinderen met een leeftijd van 0 – 6 jaar, een lichaamsgewicht van 15 kg en een ademvolume van 7,6 m<sup>3</sup>/dag (wonen) en volwassenen (in Vlier-Humaan personen met een leeftijd van 18-70 jaar en in CSOIL 7-70 jaar) met een lichaamsgewicht van 70 kg en een ademvolume van 20 m<sup>3</sup>/dag (wonen).

#### **6.3.1.2 Analyse**

In het licht van de evolutie van de ontwikkeling van een kind en rekening houdend met de mogelijke gevoeligheid van bepaalde leeftijdscategorieën waarmee in de risicotetsing rekening moet worden gehouden of met uitmiddeling over langere tijd, is het gebruik van twee groepen beperkt. Om deze reden wordt aanbevolen om een verdere verfijning van leeftijdsgroepen door te voeren, vooral voor kinderen en jongeren. De verdere verfijning in leeftijdsgroepen heeft ook gevolgen voor de verfijning van de parameterwaarden, die een leeftijdsafhankelijke component hebben.

#### **6.3.1.3 Geharmoniseerde methodiek**

In diverse beleidsdocumenten werd reeds aandacht besteed aan de meest relevante leeftijdscategorieën voor kinderen (BGVV, 2001; US-EPA, 2005). De reden om meer specifiek aandacht te gaan besteden aan kinderen is dat zij een grotere gevoeligheid kunnen hebben voor contaminanten, omdat zij enerzijds in verhouding tot hun lichaamsgewicht hoger blootgesteld zijn, en anderzijds specifieke ontwikkelingsstadia doormaken die tot een grotere gevoeligheid voor bepaalde effecten kunnen leiden. De leeftijdscategorieën voor kinderen voorgesteld door US-EPA en in het verslag van de BGVV workshop zijn opgenomen in Tabel 17, samen met de leeftijdscategorieën zoals ze in de geharmoniseerde methodiek zijn opgenomen.

<i>Geharmoniseerde methodiek</i>	<i>BGVV (2001)</i>	<i>US-EPA (2005)</i>
	< 29 dagen	< 1 maand
	29 dagen – 1 jaar	1 - < 3 maand
		3 - < 6 maand
		6 - < 12 maand
1 – < 3 jaar	1 - < 3 jaar	1 - < 2 jaar
		2 - < 3 jaar
3 – < 6 jaar	3 - < 6 jaar	3 - < 6 jaar
6 – < 10 jaar	6 - < 14 jaar	6 - < 11 jaar
10 – < 15 jaar		11 - < 16 jaar
15 – < 21 jaar	14 – < 18 jaar	16 - < 21 jaar
21 – < 31 jaar	18 – < 65 jaar	
31 – < 41 jaar		
41 – < 51 jaar		
51 – < 61 jaar		
> 60 jaar	> 65 jaar	

**Tabel 17: Leeftijdscategorieën voorgesteld voor de geharmoniseerde methodiek en vergelijking met indelingen voor kinderen uit de literatuur**

De voorgestelde indeling vertrekt van de leeftijdscategorieën gebruikt in de voedselconsumptiedata in Vlaanderen en voegt de leeftijdsgroep 1 – 2 jaar toe (= 1 - < 3 jaar). Leeftijdscategorieën voor kinderen jonger dan 1 jaar zijn bewust niet meegenomen, omdat jongere kinderen een heel specifiek gedrags- en voedingspatroon hebben dat binnen het onderhavige project niet kon worden gekwantificeerd. Bovendien hebben deze kinderen in vergelijking met peuters en kleuters een beperktere blootstelling aan bodem, omdat ze door hun beperkte mobiliteit nauwelijks in contact komen met grond in het buitenmilieu of stof in het binnenmilieu. In het kader van algemene milieublootstelling zijn deze jonge kinderen wel relevant. De leeftijdscategorieën voor volwassenen zijn vrij gedifferentieerd, omdat het aggregeren bijkomende onzekerheden introduceert. De variatie in persoonsgebonden parameterwaarden, en derhalve in blootstelling, over leeftijd is hier evenwel beperkt.

In Tabel 18 wordt het lichaamsgewicht voor de Vlaamse bevolking opgegeven. Voor kinderen zijn de waarden afgeleid uit de groeicurven 2004 van de VUB (Roelants & Hauspie, 2004). Voor volwassenen zijn de data afkomstig uit de Belgische Gezondheidsenquête 2004 (Demarest et al., 2004). Voor kinderen werd de mediane waarde gebruikt, welke ongeveer gelijk is aan het gemiddelde (relatief symmetrisch verdeling). Telkens werd het gemiddelde van mannen en vrouwen genomen.

<i>voorstel BeNeKempen</i>	<i>lichaamsgewicht (kg)</i>
<i>1 – &lt; 3 jaar</i>	12,3
<i>3 – &lt; 6 jaar</i>	17,6
<i>6 – &lt; 10 jaar</i>	26,8
<i>10 – &lt; 15 jaar</i>	44,4
<i>15 – &lt; 21 jaar</i>	62,5
<i>21 – &lt; 31 jaar</i>	68,5
<i>31 – &lt; 41 jaar</i>	70,5
<i>41 – &lt; 51 jaar</i>	71,0
<i>51 – &lt; 61 jaar</i>	74,0
<i>&gt; 60 jaar</i>	72,5

**Tabel 18: Leeftijdscategorieën en lichaamsgewicht, mediane waarden voor kinderen, gemiddelde voor volwassenen (gemiddeld voor mannen en vrouwen)**

Het gemiddelde gewicht van de eerste twee leeftijdsgroepen (geaggregeerd 1 - < 6 jaar) is 15,5 kg en is nagenoeg gelijk aan de waarde die in het huidige Vlier-Humaan en CSOIL wordt gebruikt voor de leeftijdscategorie 0 – 6 jaar, namelijk 15 kg. Dat betekent dat het gewicht voor kinderen iets lager is dan voorheen, aangezien voor de leeftijdscategorie 1 < 6 jaar een kleine gewichtsbijdrage van kinderen in het eerste levensjaar niet meegeteld is in deze vergelijking. Het gemiddelde gewicht van volwassenen is vrijwel gelijk aan de 70 kg in het huidige Vlier-Humaan en CSOIL: 70,3 kg voor de categorieën 15 - > 60 jaar (te vergelijken met de huidige categorie 18 – 70 jaar die wordt gehanteerd in Vlaanderen) en 65,7 kg voor de categorieën 6 - > 60 jaar (te vergelijken met de huidige categorie 6 – 70 jaar die wordt gehanteerd in Nederland).

#### **6.3.1.4 Impact op de risicobeoordeling**

In deze alinea wordt de impact van de gemaakte keuzes voor het lichaamsgewicht besproken. De keuze van het lichaamsgewicht, heeft een beperkte invloed op de blootstellingsbepaling en daarmee op de risico-index. Indien het gemiddelde genomen wordt van de overeenkomstige leeftijdscategorieën, dan wordt zowel voor kinderen als voor volwassenen vrijwel dezelfde blootstelling berekend.

### **6.3.2 Tijdsbesteding**

De dagelijkse tijdsbesteding (uren per dag) speelt een rol bij de blootstellingsroute “blootstelling via inademing van bodem- en stofdeeltjes” enerzijds en “blootstelling via ingestie van bodem- en stofdeeltjes” in Sporten en Dagrecreatie anderzijds. De dagelijkse blootstelling voor de overige routes is onafhankelijk van de bestede tijd op een specifieke locatie. De frequentie (aantal dagen per jaar) speelt een rol bij alle blootstellingsroutes.

#### **6.3.2.1 Huidige parameterwaarden Vlier-Humaan en CSOIL**

Vlier-Humaan kent momenteel tijdsbestedingstabellen voor zes blootstellingsscenario's, namelijk landbouw, wonen, dagrecreatie, verblijfsrecreatie, lichte industrie en zware industrie. De waarden voor landbouw, wonen, dagrecreatie en verblijfsrecreatie zijn opgenomen in Tabel 19 tot en met Tabel 22.

	Volwassene		Kind	
	winter	zomer	winter	zomer
Jaarfractie (m/j)	6	5,5	6	5,5
Aantal werkdagen (d/w)	5	5	5	5
aantal niet-werkdagen (d/w)	2	2	2	2
Tijd buiten werkdagen (h/d)	6	12	2	6
Tijd binnen werkdagen (h/d)	10	4	10	6
tijd buiten niet-werkdagen (h/d)	6	12	2	6
tijd binnen niet-werkdagen (h/d)	10	4	10	6
uren slapen (h/d)	8	8	12	12
uren slapen op terrein (h/d)	8	8	12	12

**Tabel 19: Tijdsbesteding voor landbouw Vlier-Humaan**

	Volwassene		Kind	
	winter	zomer	winter	zomer
Jaarfractie (m/j)	5,5	5,5	5,5	5,5
aantal werkdagen (d/w)	5	5	5	5
aantal niet-werkdagen (d/w)	2	2	2	2
tijd buiten werkdagen (h/d)	2	6	2	6
tijd binnen werkdagen (h/d)	14	10	10	6
tijd buiten niet-werkdagen (h/d)	2	6	2	6
tijd binnen niet-werkdagen (h/d)	14	10	10	6
uren slapen (h/d)	8	8	12	12
uren slapen op terrein (h/d)	8	8	12	12

**Tabel 20: Tijdsbesteding voor wonen Vlier-Humaan**

	Volwassene		Kind	
	winter	zomer	winter	zomer
Jaarfractie (m/j)	6	6	0	6
aantal werkdagen (d/w)	5	5	5	5
aantal niet-werkdagen (d/w)	2	2	2	2
tijd buiten werkdagen (h/d)	2	2	0	6
tijd binnen werkdagen (h/d)	0	0	0	0
tijd buiten niet-werkdagen (h/d)	2	2	0	6
tijd binnen niet-werkdagen (h/d)	0	0	0	0
uren slapen (h/d)	8	8	12	12
uren slapen op terrein (h/d)	0	0	0	0

**Tabel 21: Tijdsbesteding voor dagrecreatie Vlier-Humaan**

	Volwassene		Kind	
	winter	zomer	winter	zomer
Jaarfractie (m/j)	6	6	6	6
aantal werkdagen (d/w)	5	5	5	5
aantal niet-werkdagen (d/w)	2	2	2	2
tijd buiten werkdagen (h/d)	0	0	0	0
tijd binnen werkdagen (h/d)	0	0	0	0
tijd buiten niet-werkdagen (h/d)	4	12	6	8
tijd binnen niet-werkdagen (h/d)	12	4	6	4
uren slapen (h/d)	8	8	12	12
uren slapen op terrein (h/d)	8	8	12	12

Tabel 22: Tijdsbesteding voor verblijfsrecreatie Vlier-Humaan

CSOIL kent tijdsbestedingstabellen voor zeven blootstellingsscenario's, namelijk gerelateerd aan wonen met tuin, plaatsen waar kinderen spelen, moestuin, landbouw (zonder boerderij en erf), natuur, groen met natuurwaarden en "ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie" (Dirven-Van Breemen et al., 2007). De jaargemiddelde waarden voor tijdsbesteding voor wonen met tuin, moestuin, "ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie" (representatief voor Wonen zonder tuin) en plaatsen waar kinderen spelen (representatief voor Recreatie) en zijn opgenomen in Tabel 23. Recreatie kan ook gerelateerd zijn aan groen met natuurwaarden, maar hierbij wordt een zeer beperkt contact met de grond verondersteld.

	Wonen met tuin	Moestuin	Ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie	Plaatsen waar kinderen spelen
		<i>Kind</i>		
Verblijftijd binnen (inhalatie)	21,1	21,1	6,0	9,1
Contactduur grond binnen	9,1	9,1	6,0	9,1
Verblijftijd buiten	2,9	2,9	1,0	2,9
Contactduur grond buiten	2,9	2,9	1,0	2,9
		<i>Volwassene</i>		
Verblijftijd binnen (inhalatie)	22,9	22,9	6,0	14,9
Contactduur grond binnen	14,9	14,9	6,0	14,9
Verblijftijd buiten	1,1	1,1	1,0	1,1
Contactduur grond buiten	1,1	1,1	1,0	1,1

Tabel 23: Jaargemiddelde tijdsbesteding (uur/dag) voor CSOIL

### 6.3.2.2 Analyse

Met betrekking tot de data in Vlier-Humaan en CSOIL kan geconcludeerd worden dat zij niet gebaseerd zijn op reële tijdsbestedingsgegevens voor Vlaanderen, respectievelijk Nederland. Een onderbouwing op basis van recente tijdsbestedingsstudies werd daarom uitgevoerd in het kader van de herziening van Vlier-Humaan. De daar opgestelde tijdsbestedingspatronen worden voorgesteld voor gebruik in de geharmoniseerde methodiek.

### 6.3.2.3 Geharmoniseerde methodiek

Voor de geharmoniseerde methodiek wordt gebruik gemaakt van tijdsbesteding per leeftijdscategorie, zoals afgeleid in het kader van de herziening van Vlier-Humaan (Cornelis, Provoost, Seuntjens, De Raeymaecker, & Joris, 2007). Hier wordt een

summiere toelichting gegeven bij de herkomst van de data en de resulterende cijfers.

#### Schoolgaan

Hoewel geen apart blootstellingsscenario voor schoolgaan<sup>16</sup> wordt meegenomen, wordt de tijdsbesteding hier toch opgenomen, omdat dit blootstellingsscenario ook een onderdeel vormt van het bodemgebruik wonen.

Leeftijd	slapen	wakkere tijd binnen	tijd buiten	totaal op locatie	d/week	weken/jaar
	uur/dag	uur/dag	uur/dag	uur/dag		
1 - < 3 jaar	0	0	0	0	0	0
3 - < 6 jaar	0	5,2	1,46	6,66	5	42
6 - < 10 jaar	0	5,8	1,8	7,6	5	42
10 - < 15 jaar	0	7,0	0,34	7,34	5	42
15 - < 21 jaar	0	7,0	0,34	7,34	5	42
21 - < 31 jaar	0	0	0	0	5	42
31 - < 41 jaar	0	0	0	0	5	42
41 - < 51 jaar	0	0	0	0	5	42
51 - < 61 jaar	0	0	0	0	5	42
60 - ... jaar	0	0	0	0	5	42

Tabel 24: Tijdsbesteding voor schoolgaan

#### Bodemgebruiksvormen met woonfunctie

Met betrekking tot de aan de woonfunctie gerelateerde blootstellingsscenario's wordt een onderscheid gemaakt tussen Moestuin (inclusief de woonfunctie), Wonen met tuin en Wonen zonder tuin.

De woonfuncties omvatten de activiteiten in en om de woning en de tijd op school. De tijdsbesteding voor kinderen buitenshuis is afgeleid van de data van (Hubal et al., 2000) voor respondenten<sup>17</sup> en houdt ook rekening met de data van Spruyt et al. (2006). De studie gerapporteerd in Spruyt et al. (2006) werd weliswaar uitgevoerd in Vlaanderen, maar vond plaats in het voorjaar en geeft daardoor geen representatief beeld van de jaargemiddelde tijdsbesteding. Het aantal participanten per leeftijdsgroep was ook vrij laag (< 20 kinderen per groep). Gezien de lage participatiegraad aan de buitenactiviteiten is er een groot verschil tussen de cijfers voor respondenten en de cijfers voor participanten<sup>17</sup>. Bij de selectie van het aantal uren buitens- en binnenshuis moet rekening worden gehouden met de blootstellingsroutes waarvoor de data gebruikt zullen worden en het conservatisme dat men nastreeft. Voor de geharmoniseerde methodiek zal de tijd buitens- en binnenshuis gebruikt worden voor het berekenen van de blootstelling via inademing. De blootstellingsroutes "blootstelling via groenteconsumptie",

<sup>16</sup> Onder schoolgaan wordt verstaan het volgen van onderwijs in een school.

<sup>17</sup> Bij tijdsbestedingsonderzoek via bevraging van personen hanteert men volgende termen:

- respondenten: personen die geantwoord hebben op de vraag met betrekking tot een bepaalde activiteit;
- participanten: personen die geantwoord hebben op de vraag en effectief aan deze activiteit deelnamen tijdens de bevragsperiode (concreet: die een tijd > 0 ingevuld hebben)



“blootstelling via grondingestie” en “blootstelling via waterconsumptie” zijn in woongebieden niet gerelateerd aan de tijdsbesteding.

Voor de aan woonfuncties gerelateerde blootstellingsscenario's voor de leeftijdscategorieën vanaf 16 jaar is vertrokken van het tijdsbestedingsonderzoek van de TOR-groep (Glorieux, Coppens, Koelet, Moens, & Vandeweyer, 2002) uit Vlaanderen. Op basis van een indeling van de activiteiten in de categorieën buitens- en binnenshuis werd een gemiddelde tijdsbesteding afgeleid. Voor een aantal categorieën werd verondersteld dat de bijbehorende activiteiten op zomerse dagen buitenshuis plaatsvinden en op andere dagen binnenshuis. Hierbij werd rekening gehouden met het gemiddelde aantal zomerse dagen per jaar.

Bij de blootstellingsscenario's met tuin is vervolgens uitgegaan van gemiddelde waarden voor de activiteit tuinieren of werken in de moestuin bij participanten. Een hoge tijdsbesteding buitenshuis is geen maat voor een conservatief blootstellingsscenario, omdat de bodem- en stofingestiegetallen voor bodem niet tijdsafhankelijk zijn. De tijdsbesteding buitenshuis heeft momenteel vooral invloed op inademing en daar zijn de concentraties binnenshuis voor zware metalen eerder vergelijkbaar met of hoger dan de concentraties buitenshuis. Op het ogenblik dat bodem- en stofingestiegetallen tijdsafhankelijk worden, moet overwogen worden om een ontdubbeling van de tijdsbesteding in de blootstellingsscenario's door te voeren.

Voor het bodemgebruik Moestuin is uitgegaan van Belgische tijdsbestedingsgegevens (NIS, 2002) uit 1999 voor moestuinen (voor mensen vanaf 18 jaar). Uit de gemiddelde tijd besteed aan moestuin voor respondenten en de participatiegraad op zaterdag en zondag is de gemiddelde tijd voor participanten geschat. De tijd buiten is dan gelijkgesteld aan de waarde van wonen in landelijk gebied of het gemiddelde van tijd besteed aan de moestuin (naargelang welke de hoogste waarde gaf).

Voor het bodemgebruik Wonen met tuin is uitgegaan van Belgische tijdsbestedingsgegevens (Glorieux et al., 2002) voor tuinieren. Hier werd de gemiddelde tijd besteed aan tuinieren voor participanten in landelijke gemeenten genomen of de tijd die buitenshuis wordt besteed voor wonen in landelijke gemeenten (opnieuw naar gelang welke de hoogste waarde gaf).

Voor Wonen zonder tuin wordt de tijdsbesteding in de stad genomen. De tijdsbesteding is opgenomen in Tabel 25, Tabel 26 en Tabel 27. Vanaf de leeftijd van 15 jaar bedraagt de som van de totale tijd op de locatie minder dan 24 u/dag. Dit is het gevolg van het feit dat een aantal activiteiten niet toegewezen kon worden aan de woonomgeving (winkelen, dienstenbezoek, verenigingsleven, uitgaan, cultuur en vermaak en verplaatsingen).

De cijfers zijn afgeronde waarden.

De cijfers voor volwassenen hebben betrekking op niet-werkende personen, zodat ook mensen die veel tijd thuis doorbrengen, beschermd zijn. De tijdsbestedingscijfers komen daarom overeen met een eerder conservatief scenario.

Leeftijd	slapen	wakker binnen	buiten	totaal op locatie	d/week	weken/jaar
	uur/dag	uur/dag	uur/dag	uur/dag		
1 - < 3 jaar	12	11,5	0,5	24	7	52
3 - < 6 jaar	11	11,5	1,5	24	7	52
6 - < 10 jaar	10	12	2,0	24	7	52
10 - < 15 jaar	9	13,5	1,5	24	7	52
15 - < 21 jaar	8	8,5	0,8	17	7	52
21 - < 31 jaar	8	9	1,0	18	7	52
31 - < 41 jaar	8	11,5	1,3	21	7	52
41 - < 51 jaar	8	11,5	1,5	21	7	52
51 - < 61 jaar	8	11,5	1,8	21	7	52
61 - ... jaar	8	11,5	1,7	21	7	52

**Tabel 25: Tijdsbesteding voor het blootstellingsscenario voor Moestuin**

Leeftijd	slapen	wakker binnen	buiten	totaal op locatie	d/week	weken/jaar
	uur/dag	uur/dag	uur/dag	uur/dag		
1 - < 3 jaar	12	11,5	0,5	24	7	52
3 - < 6 jaar	11	11,5	1,5	24	7	52
6 - < 10 jaar	10	12	2,0	24	7	52
10 - < 15 jaar	9	13,5	1,5	24	7	52
15 - < 21 jaar	8	8,5	0,4	17	7	52
21 - < 31 jaar	8	9	0,4	17	7	52
31 - < 41 jaar	8	11,5	0,7	20	7	52
41 - < 51 jaar	8	11,5	1,0	21	7	52
51 - < 61 jaar	8	11,5	1,3	21	7	52
61 - ... jaar	8	11,5	1,0	21	7	52

**Tabel 26: Tijdsbesteding voor het blootstellingsscenario voor Wonen met tuin**

Leeftijd	slapen	wakker binnen	buiten	totaal op locatie	d/week	weken/jaar
	uur/dag	uur/dag	uur/dag	uur/dag		
1 - < 3 jaar	12	11,5	0,5	24	7	52
3 - < 6 jaar	11	11,5	1,5	24	7	52
6 - < 10 jaar	10	12	2,0	24	7	52
10 - < 15 jaar	9	13,5	1,5	24	7	52
15 - < 21 jaar	8	8,4	0,3	17	7	52
21 - < 31 jaar	8	9,0	0,3	17	7	52
31 - < 41 jaar	8	11,5	0,4	20	7	52
41 - < 51 jaar	8	11,5	1,0	21	7	52
51 - < 61 jaar	8	11,5	1,0	21	7	52
61 - ... jaar	8	11,5	1,0	21	7	52

**Tabel 27: Tijdsbesteding voor het blootstellingsscenario voor Wonen zonder tuin**

### *Bodemgebruiken met recreatieve functie*

Voor *dagrecreatie* worden drie blootstellingsscenario's voorgesteld, namelijk gericht op buitensporten, binnensporten en dagrecreatie. De tijdsbestedingscijfers zijn gebaseerd op gerapporteerde cijfers, uitgedrukt op weekbasis, maar zijn hier herrekend naar dagbasis rekening houdend met het vooropgestelde aantal dagen per week waarop de activiteiten plaatsvinden. Kinderen jonger dan 6 jaar worden uitgesloten van sporten. Voor *verblijfsrecreatie* worden twee blootstellingsscenario's voorgesteld, een met hoofdzakelijk buitenactiviteit en een met hoofdzakelijk binnenactiviteit. De verdeling over buiten en binnen werd geschat op 75% buiten (van totale tijd verminderd met tijd voor slapen en douchen) en 25 % binnen voor hoofdzakelijk buitenactiviteiten en 75 % binnen en 25 % buiten voor hoofdzakelijk binnenactiviteiten. De tijdsbesteding is voor alle recreatieve blootstellingsscenario's gebaseerd op participanten (personen, die rapporteerden, dat ze een recreatieve activiteit uitoefenden tijdens de periode van enquêteering).

De tijdsbesteding voor de 5 blootstellingsscenario's (3 voor dagrecreatie en 2 voor verblijfsrecreatie) zijn weergegeven in de Tabel 28 tot en met Tabel 32.

<i>Leeftijd</i>	<i>slapen</i>	<i>wakker binnen</i>	<i>buiten</i>	<i>totaal op locatie</i>	<i>d/week</i>	<i>weken/jaar</i>
	<i>uur/dag</i>	<i>uur/dag</i>	<i>uur/dag</i>	<i>uur/dag</i>		
<i>1 - &lt; 3 jaar</i>	0	0	0	0	0	44
<i>3 - &lt; 6 jaar</i>	0	0	0	0	0	44
<i>6 - &lt; 10 jaar</i>	0	1,9	0	1,9	3	44
<i>10 - &lt; 15 jaar</i>	0	1,9	0	1,9	3	44
<i>15 - &lt; 21 jaar</i>	0	1,9	0	1,9	3	44
<i>21 - &lt; 31 jaar</i>	0	2,1	0	2,1	2	44
<i>31 - &lt; 41 jaar</i>	0	2,1	0	2,1	2	44
<i>41 - &lt; 51 jaar</i>	0	2,5	0	2,5	2	44
<i>51 - &lt; 61 jaar</i>	0	2,5	0	2,5	2	44
<i>61 - ... jaar</i>	0	3,1	0	3,1	2	44

**Tabel 28: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen in het blootstellingsscenario voor binnensport**

Leeftijd	slapen	wakker binnen	buiten	totaal op locatie	d/week	weken/jaar
	uur/dag	uur/dag	uur/dag	uur/dag		
1 - < 3 jaar	0	0	0	0	0	44
3 - < 6 jaar	0	0	0	0	0	44
6 - < 10 jaar	0	1,5	0	1,5	2	44
10 - < 15 jaar	0	1,9	0	1,9	3	44
15 - < 21 jaar	0	1,9	0	1,9	3	44
21 - < 31 jaar	0	2,1	0	2,1	2	44
31 - < 41 jaar	0	2,1	0	2,1	2	44
41 - < 51 jaar	0	2,5	0	2,5	2	44
51 - < 61 jaar	0	2,5	0	2,5	2	44
61 - ... jaar	0	3,1	0	3,1	2	44

**Tabel 29: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen in het blootstellingsscenario voor buitensport**

Leeftijd	slapen	wakker binnen	buiten	totaal op locatie	d/week	weken/jaar
	uur/dag	uur/dag	uur/dag	uur/dag		
1 - < 3 jaar	0	0	1,8	1,8	1	44
3 - < 6 jaar	0	0	2,2	2,2	1	44
6 - < 10 jaar	0	0	3,0	3	1	44
10 - < 15 jaar	0	0	4,1	4,1	1	44
15 - < 21 jaar	0	0	4,1	4,1	1	44
21 - < 31 jaar	0	0	4,1	4,1	1	44
31 - < 41 jaar	0	0	4,1	4,1	1	44
41 - < 51 jaar	0	0	5,0	5	1	44
51 - < 61 jaar	0	0	5,0	5	1	44
61 - ... jaar	0	0	6,0	6	1	44

**Tabel 30: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen bij dagrecreatie**

De tijdsbesteding bij dagrecreatie wordt gebruikt voor zowel inademing als ingestie van bodem- en stofdeeltjes.

Leeftijd	slapen	wakker binnen	buiten	totaal op locatie		
	uur/dag	uur/dag	uur/dag	uur/dag	d/week	weken/jaar
1 - < 3 jaar	12	9,1	2,9	24	5	2
3 - < 6 jaar	11	9,8	3,2	24	5	2
6 - < 10 jaar	10	10,4	3,6	24	5	2
10 - < 15 jaar	9	11,3	3,7	24	5	2
15 - < 21 jaar	8	12,3	3,7	24	5	2
21 - < 31 jaar	8	12,3	3,7	24	5	2
31 - < 41 jaar	8	12,3	3,7	24	5	2
41 - < 51 jaar	8	12,3	3,7	24	5	2
51 - < 61 jaar	8	12,3	3,7	24	5	2
61 - ... jaar	8	12,3	3,7	24	5	2

**Tabel 31: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen bij verblijfsrecreatie hoofdzakelijk binnen**

Leeftijd	slapen	wakker binnen	buiten	totaal op locatie		
	uur/dag	uur/dag	uur/dag	uur/dag	d/week	weken/jaar
1 - < 3 jaar	12	3,2	8,8	24	5	2
3 - < 6 jaar	11	3,3	9,7	24	5	2
6 - < 10 jaar	10	3,2	10,8	24	5	2
10 - < 15 jaar	9	4,2	10,8	24	5	2
15 - < 21 jaar	8	4,6	11,4	24	5	2
21 - < 31 jaar	8	4,6	11,4	24	5	2
31 - < 41 jaar	8	4,6	11,4	24	5	2
41 - < 51 jaar	8	4,6	11,4	24	5	2
51 - < 61 jaar	8	4,6	11,4	24	5	2
61 - ... jaar	8	4,6	11,4	24	5	2

**Tabel 32: Tijdsbesteding voor kinderen en volwassenen bij verblijfsrecreatie hoofdzakelijk buiten**

#### 6.3.2.4 Impact op de risicobeoordeling

In deze alinea wordt de impact van de keuzes voor de tijdsbesteding besproken. De voor de geharmoniseerde methodiek voorgestelde tijdsbesteding voor Moestuin en voor Wonen met tuin geeft een beduidend lagere tijdsbesteding buitenshuis in vergelijking met Vlier-Humaan en CSOIL. Aangezien de tijdsbesteding alleen een rol speelt bij de blootstellingsroute "blootstelling via inademing van bodem- en stofdeeltjes" is de impact van de voorgestelde tijdsbesteding op de blootstellingsberekeningen afhankelijk van het belang van deze blootstellingsroute. Daarom is de impact van de waarden voor de tijdsbesteding belangrijker voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie, omdat de orale blootstelling lager is dan voor Moestuin en Wonen met tuin. Bij deze laatste beide bodemgebruiksvormen is de orale blootstelling immers hoger ten gevolge van het beschouwen van blootstelling via groentenconsumptie.

Tevens hangt de impact van de voorgestelde tijdsbesteding af van het verschil tussen de concentraties in buiten- en binnenlucht. Verder wordt voor de aan

woonfuncties gerelateerde blootstellingsscenario's 100% van de weken toegekend aan de locatie, terwijl er in Vlier-Humaan 4 weken uitgesloten werden. Daartegenover staat dat voor volwassenen de tijd op de locatie geen 24 u/dag bedraagt en dit dus een verlaging van de blootstelling zal geven.

Voor dagrecreatie geeft Vlier-Humaan nu aan dat ongeveer 4% (kinderen) tot 8% (volwassenen) van de tijd doorgebracht wordt op een recreatieterrein. In het voorstel voor harmonisatie wordt dit voor sporten gereduceerd tot 3% voor volwassenen en 0% voor kinderen < 6 jaar. Dagrecreatie zelf draagt slechts bij tot 1 – 2% van de totale tijd. Bij verblijfsrecreatie voorzag Vlier-Humaan dat 24% van de tijd doorgebracht werd in recreatiegebied (elk weekeinde), terwijl dit nu nog 3,8% is (twee weken per jaar). Dit zal resulteren in vrijwel evenredige verlagingen in de risico-index. De aandacht moet bij deze bodemgebruiken daarom gaan naar de mogelijke impact bij kortdurende blootstelling en naar gelijktijdige blootstelling in de woonomgeving.

## 6.4 Ingestie van bodem- en stofdeeltjes

### 6.4.1 Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL

In de huidige concepten wordt inname van bodemdeeltjes meestal berekend op basis van dagelijkse waarden voor de inname van bodemmateriaal. In Vlaanderen wordt daarbij rekening gehouden met een verdeling over buiten (bodem) en binnen (bodem in stof). In Nederland wordt er vanuit gegaan dat de hoeveelheid groningestie uit grond buiten en stof binnen bestaat, zonder de aparte bijdragen te specificeren. De hoogte van de hoeveelheid groningestie verschilt. In dit hoofdstuk wordt verder echter niet ingegaan op verschillen in ingestiegetallen, omdat VITO en RIVM betrokken geweest zijn in uitgebreide evaluatiestudies voor het bepalen van aangepaste ingestiewaarden.

In Vlaanderen wordt op dit moment geen correctie voor relatieve biobeschikbaarheid toegepast. In CSOIL wordt voor generieke normstelling voor kinderen een relatieve biobeschikbaarheidsfactor voor de blootstelling aan lood via groningestie van 0,74 gehanteerd. Deze waarde is empirisch afgeleid uit een serie metingen op Nederlandse bodems (Oomen et al., 2006). De waarde is gebaseerd op het 90-percentiel voor de relatieve biobeschikbaarheidsfactor voor bodemmonsters met minder dan 20% organische stof, geldend voor nuchtere omstandigheden (conservatief uitgangspunt) en gecorrigeerd voor gevoede omstandigheden (meer realistisch uitgangspunt).

### 6.4.2 Analyse

De waarden voor inname van bodem- en stofdeeltjes zijn onzeker. Recente evaluaties wijzen er op dat de tot nu toe gehanteerde waarden eerder aan de hoge kant zijn, vooral voor wonen in een meer stedelijke omgeving. Eveneens is er onzekerheid over hoe de ingestiegetallen verdeeld zijn over het aandeel buiten en binnen, en hoe ingestie geëvalueerd moet worden bij kortdurende blootstelling (continu of intermitterend proces).

Op basis van evaluatiestudies van RIVM en VITO wordt een voorstel voor geharmoniseerde ingestiegetallen uitgewerkt. Tevens wordt voor blootstellingsscenario's met kortdurende blootstelling (dagrecreatie, sporten) gebruik gemaakt van ingestiegetallen op uurbasis in plaats van op dagbasis. Het voorstel voor de geharmoniseerde methodiek dient als voorlopig te worden beschouwd, in afwachting van het via onderzoek beschikbaar komen van meer accurate data.

De relatieve orale biobeschikbaarheid van metalen in bodem of stof versus die in de matrix waarop de TDI gebaseerd is, is een belangrijk gegeven voor de blootstelling aan lood en arseen via grondingestie. *In vivo* studies hebben aangetoond dat de beschikbaarheid van contaminanten in deze matrices in het menselijk lichaam gereduceerd is. Omwille van de kostprijs en ethische aspecten verbonden aan het uitvoeren van dierproeven, werden *in vitro* testen ontwikkeld voor het simuleren van bio toegankelijkheid (bioaccessibility: het voor opname beschikbaar komen van stoffen in het maag-darmstelsel) als maat voor biobeschikbaarheid. In hoofdstuk 7.5 wordt een overzicht gegeven van beschikbare data met betrekking tot relatieve orale biobeschikbaarheid van lood en arseen en wordt een voorstel voor maximale waarde gedaan, die kunnen gebruikt worden indien locatiespecifieke data ontbreken.

### 6.4.3 Geharmoniseerde methodiek

#### 6.4.3.1 Modelconcept

Voor bodemgebruiksvormen met een min of meer continue blootstelling, zoals Wonen met tuin, Wonen zonder tuin en verblijfsrecreatie wordt de hoeveelheid grondingestie uitgedrukt op dagbasis. Er wordt een vaste factor gehanteerd voor de verdeling van de ingestie over buiten en binnen. Het ingestiegetal heeft betrekking op bodem en stof<sup>18</sup>. De concentratie in stof wordt berekend uitgaande van de concentratie in bodem of wordt ingevoerd in geval van de optie "beoordeling milieukwaliteit".

Voor bodemgebruiksvormen met een kortdurende blootstelling, zoals sporten en dagrecreatie, wordt de ingestie uitgedrukt op uurbasis. Voor inname binnen heeft het getal betrekking op stof. De concentratie wordt opnieuw berekend uitgaande van de concentratie in bodem of wordt ingevoerd voor de optie "beoordeling milieukwaliteit". De ingestiegetallen zijn gebaseerd op het document over grondingestie (Bierkens & Cornelis, 2006) en overleg binnen BeNeKempen.

Bij continue blootstelling:

$$ED_{oral\_soil}^{daily} = \frac{IR_{soil/dust\_daily} * RBA_{soil} * F_{oral\_soil} * C_{soil} * CF}{BW} \quad \text{vgl. 18}$$

$$ED_{oral\_dust}^{daily} = \frac{IR_{soil/dust\_daily} * RBA_{dust} * (1 - F_{oral\_soil}) * C_{settled\_dust} * CF}{BW} \quad \text{vgl. 19}$$

$$ED_{oral\_soil/dust}^{daily} = ED_{oral\_soil}^{daily} + ED_{oral\_dust}^{daily} \quad \text{vgl. 20}$$

<sup>18</sup> bodem: gedefinieerd als bodem buiten; stof: gedefinieerd als stof binnenshuis, omvattend stof van allerlei herkomst inclusief bodemmateriaal

$$ED_{oral\_soil}^{yearly} = \frac{ED_{oral\_soil}^{daily} * EF}{365} \quad \text{vgl. 21}$$

$$ED_{oral\_dust}^{yearly} = \frac{ED_{oral\_dust}^{daily} * EF}{365} \quad \text{vgl. 22}$$

$$ED_{oral\_soil/dust}^{yearly} = ED_{oral\_soil}^{yearly} + ED_{oral\_dust}^{yearly} \quad \text{vgl. 23}$$

waarbij

$ED_{oral\_soil}^{daily}$	daggemiddelde ingestie via bodemdeeltjes	[mg/kg.d]
$ED_{oral\_dust}^{daily}$	daggemiddelde ingestie via stofdeeltjes	[mg/kg.d]
$ED_{oral\_soil/dust}^{daily}$	daggemiddelde ingestie via bodem- en stofdeeltjes	[mg/kg.d]
$IR_{soil/dust\_daily}$	dagelijkse inname van bodem- en stofdeeltjes	[mg/d]
$RBA_{soil}$	relatieve biobeschikbaarheid bij inname van bodem	[-]
$RBA_{dust}$	relatieve biobeschikbaarheid bij inname van stof	[-]
$F_{oral\_soil}$	aandeel ingestie dat bodemdeeltjes (buiten) omvat	[-]
$C_{soil}$	concentratie in bodem	[mg/kg ds]
$C_{settled\_dust}$	concentratie in afgezet huisstof	[mg/kg ds]
$CF$	conversiefactor	[10 <sup>-6</sup> kg/mg]
$ED_{oral\_soil}^{yearly}$	jaargemiddelde ingestie via bodemdeeltjes	[mg/kg.d]
$ED_{oral\_dust}^{yearly}$	jaargemiddelde ingestie via stofdeeltjes	[mg/kg.d]
$ED_{oral\_soil/dust}^{yearly}$	jaargemiddelde ingestie via bodem- en stofdeeltjes	[mg/kg.d]
$EF$	blootstellingsfrequentie	[d/jaar]
$BW$	lichaamsgewicht	[kg]

Bij kortdurende blootstelling:

$$ED_{oral\_soil}^{daily} = \frac{IR_{soil\_hourly} * ED_{out} * RBA_{soil} * F_{oral\_soil} * C_{soil} * CF}{BW} \quad \text{vgl. 24}$$

$$ED_{oral\_dust}^{daily} = \frac{IR_{dust\_hourly} * ED_{in} * RBA_{dust} * (1 - F_{oral\_soil}) * C_{settled\_dust} * CF}{BW} \quad \text{vgl. 25}$$

$$ED_{oral\_soil/dust}^{daily} = ED_{oral\_soil}^{daily} + ED_{oral\_dust}^{daily} \quad \text{vgl. 26}$$

$$ED_{oral\_soil}^{yearly} = \frac{ED_{oral\_soil}^{daily} * EF}{365} \quad \text{vgl. 27}$$

$$ED_{oral\_dust}^{yearly} = \frac{ED_{oral\_dust}^{daily} * EF}{365} \quad \text{vgl. 28}$$

$$ED_{oral\_soil/dust}^{yearly} = ED_{oral\_soil}^{yearly} + ED_{oral\_dust}^{yearly} \quad \text{vgl. 29}$$

waarbij

$IR_{soil\_hourly}$	uurlijkse bodeminname	[mg/uur]
$IR_{dust\_hourly}$	uurlijkse stofinname	[mg/uur]
$ED_{out}$	tijd buiten	[h/d]
$ED_{in}$	tijd binnen	[h/d]

De blootstellingsfrequentie EF wordt berekend als



$$EF = EF_{week} * EF_{year}$$

vgl. 30

waarbij

EFweek	frequentie op weekbasis	[d/w]
EFyear	frequentie op jaarbasis	[w/j]

Bij de inname van bodemdeeltjes wordt in het huidige Vlier-Humaan en CSOIL geen rekening gehouden met de mate van verharding. In het blootstellingsscenario bij Wonen zonder tuin vindt grondingestie plaats, terwijl het mogelijk is dat nauwelijks contact met bodem kan plaatsvinden. De ingestiegetallen werden hiervoor niet gecorrigeerd, omdat op deze wijze de mogelijkheid open blijft totale ingestie buiten te berekenen, die een combinatie van bodem en straatstof kan zijn. Om evenwel de mogelijkheid te voorzien voor een gereduceerde ingestie voor situaties waar minder onbedekte bodem voorhanden is, kan in de geharmoniseerde methodiek een reductiefactor toegepast worden op de gemeten bodemconcentratie.

$$C_{soil} = C_s * RF_{soil}$$

vgl. 31

waarbij

Csoil	aangepaste bodemconcentratie voor ingestie	[mg/kg ds]
RFsoil	reductiefactor (0- 1) voor gedeeltelijk verharde bodemoppervlakten	[-]

De waarde voor  $RF_{soil}$  is standaard gelijk aan 1. De waarde voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie kan aangepast worden voor locatiespecifieke beoordelingen. Deze aanpassingen moeten terdege gemotiveerd worden. Het is lastig om een waarde toe te kennen aan de reductiefactor voor gedeeltelijk verharde bodemoppervlakten. Aangezien kinderen de neiging hebben te spelen op de onverharde gedeelten van een terrein, zal de reductiefactor in het algemeen lager zijn het aandeel onverhard terrein. Hetzelfde geldt voor de reductiefactor voor volwassenen, aangezien grondingestie voor volwassenen nauw gecorreleerd is aan tuinwerkzaamheden. Voor Wonen met tuin, waarbij een relatief kleine fractie van de totale groenteconsumptie uit eigen tuin komt, zal een groter verhard gedeelte niet noodzakelijkerwijs in een evenredig mindere tijd aan tuinwerkzaamheden resulteren. Om die reden zal er eveneens geen sprake zijn van een evenredige verlaging van blootstelling via grondingestie.

De berekening van de concentratie in stof (afgezet stof op vloer, meubelen) is in de geharmoniseerde methodiek gebaseerd op de concentratie in bodem. Er zijn twee belangrijke factoren opgenomen in de geharmoniseerde methodiek, namelijk een factor voor het aandeel bodem in huisstof en een factor die de mogelijke aanrijking van metalen in bodem in het huisstof ten opzichte van bodem weergeeft. Huisstof is immers gekenmerkt door een kleinere korrelgrootte dan bodem, zodat aanrijking van metalen mogelijk is. In werkelijkheid is de relatie tussen afgezet stof en bodem onduidelijk, en spelen er ook andere relaties, bijvoorbeeld met zwevend stof.

Indien metingen voor huisstof voorhanden zijn (de hoeveelheid huisstof, het aandeel bodem hierin en/of de concentratie in huisstof), kunnen deze ingevoerd

worden. De gemeten concentratie in huisstof geeft dan wel een integrale maat voor de huisstofkwaliteit en weerspiegelt niet alleen de concentratie als gevolg van de aanwezigheid van bodemverontreiniging.

De bodemconcentratie voor de bepaling van ingestie van bodem en stof wordt bij voorkeur bepaald op de bovenste centimeters van de bodem en op de fractie < 250 µm. De fractie < 250 µm wordt beschouwd als het meest representatief voor ingestie, omdat deze eerder op de handen blijft kleven dan de grotere deeltjes (NRC, 2005). Een analyse van bodemstalen (bodemmonsters) op de fractie < 2 mm en de fractie < 250 µm kan indicaties geven voor de aanrijdingsfactor tussen bodem en huisstof.

Picagedrag, dit is het doelbewust opeten van bodemdeeltjes, wordt voor de geharmoniseerde methodiek, zoals in de huidige Vlier-Humaan en CSOIL, niet meegenomen.

#### **6.4.3.2 Geharmoniseerde parameterwaarden**

In de literatuur zijn grondingestiegewallen beschikbaar voor kinderen (< 6 jaar) en voor volwassenen. Voor de tussenleeftijd is nauwelijks informatie voorhanden. Het ingestiegetal voor kinderen (1 – 6 jaar) wordt verdeeld over de leeftijdsgroepen overeenkomstig de verhoudingen in het IEUBK-model (US-EPA, 1994).

Met betrekking tot de hoeveelheid grondingestie werden de volgende evaluaties uitgevoerd:

- evaluatie van de grondingestiedata in het kader van de herziening van het Nederlandse bodembeleid (RIVM);
- evaluatie van de grondingestiedata voor de bepaling van bodemsaneringsnormen voor Zweden (RIVM en VITO);
- evaluatie van de grondingestiedata in het kader van het convenant OVAM/Umicore (VITO en RIVM).

Uit deze studies komen volgende schattingen met betrekking tot woonzone met tuin:

RIVM – kinderen:

gemiddelde	100 mg/dag
90%-betrouwbaarheidsgrens van het gemiddelde	125 mg/dag
90-percentiel	150 mg/dag
95-percentiel	200 mg/dag

VITO – kinderen:

gemiddelde	73 mg/dag
95%-betrouwbaarheidsgrens van het gemiddelde	93 mg/dag
95-percentiel	112 mg/dag
95%-betrouwbaarheidsgrens van het 95-percentiel	162 mg/dag

RIVM – volwassenen:

gemiddelde	40 – 50 mg/dag
90-percentiel	200 mg/dag

VITO – volwassenen:

gemiddelde	42 mg/dag
95 %-betrouwbaarheidsgrens van het gemiddelde	61 mg/dag
95-percentiel	71 mg/dag
95%-betrouwbaarheidsgrens van het 95-percentiel	119 mg/dag

Deze waarden hebben betrekking op de totale inname van bodemdeeltjes en maken geen onderscheid tussen de inname buitenshuis en binnenshuis. Een schatting van de inname van stofdeeltjes (deeltjes binnenshuis met zowel bodem- als niet-bodemherkomst) ontbreekt eveneens. In het VITO-document werden hiervoor wel schattingen gemaakt, evenals voor ingestiewaarden onder verschillende blootstellingsscenario's. Een finale beslissing omtrent de te gebruiken waarden is er nog niet, evenmin als over de verdeling tussen binnenshuis en buitenshuis, en de waarden per gebruiksscenario.

Als uitgangspunt voor de ingestiegetallen wordt in de geharmoniseerde methodiek in het blootstellingsscenario voor Wonen met tuin voor kinderen een waarde van 100 mg/dag en voor volwassenen een waarde van 50 mg/dag gehanteerd, voor de som van bodem (buiten) en stof (binnen). De verdeling van het ingestiegetal over bodem (buiten) en stof (binnen) is gelijk verondersteld aan die uit het IEUBK-model, namelijk 45% van de totale ingestie wordt verondersteld afkomstig te zijn van bodem buiten en 55% van stof binnen. Voor het blootstellingsscenario voor Wonen zonder tuin wordt aangenomen dat de inname van stof binnenshuis gelijk is aan deze voor Wonen met tuin (het veronderstelde aandeel bodem in huisstof werd evenwel lager gesteld – zie eerder). De ingestie buitenshuis, die eigenlijk bodem en straatstof omvat, wordt voor Wonen zonder tuin lager verondersteld, omdat de contactmogelijkheden minder zijn. Bij dit bodemgebruik is immers minder bodem en straatstof beschikbaar en bestaat geen mogelijkheid tot tuinieren. Voor kinderen bedraagt de reductiefactor 0,6 ten opzichte van deze in het blootstellingsscenario voor Wonen met tuin. Voor volwassenen bedraagt ze 0,3 ten opzichte van het blootstellingsscenario voor Wonen met tuin. De keuze voor deze getallen is niet wetenschappelijk onderbouwd, maar gebaseerd op expertenschatting. Voor kinderen is een twee maal hogere reductiefactor verondersteld (oftewel: de grondingestie is twee maal zo hoog), omdat kinderen bij het buitenspelen ook bij verharde locaties intensiever in contact komen met bodem- en straatstof. Volwassenen zullen bij verharde locaties, in vergelijking met tuin, een veel geringere contactfrequentie hebben.

Voor het blootstellingsscenario voor Moestuin worden dezelfde waarden als voor Wonen met tuin gehanteerd. Voor verblijfsrecreatie werd het dagelijkse ingestiegetal overgenomen uit (Bierkens & Cornelis, 2006), namelijk 130 mg/dag voor kinderen en 50 mg/dag voor volwassenen.

De verdeling over de verschillende leeftijdsgroepen volgt voor kinderen de relatieve verhouding van de ingestiegetallen uit het IEUBK-model. Meer concreet: het hier voorgestelde getal voor kinderen wordt verdeeld over de groepen 1 tot en met 6 jaar volgens de relatieve verhouding in IEUBK. De dagelijkse bodem- en stofingestiegetallen zijn weergegeven in Tabel 33.

Leeftijd	Wonen met tuin		Wonen zonder tuin		Moestuin		Verblijfsrecreatie	
	$IR_{soil/dust\_daily}$	$F_{soil}$	$IR_{soil/dust\_daily}$	$F_{soil}$	$IR_{soil/dust\_daily}$	$F_{soil}$	$IR_{soil/dust\_daily}$	$F_{soil}$
1 - < 3 jaar	113	0,45	93	0,32	113	0,45	148	0,55
3 - < 6 jaar	91	0,45	75	0,32	91	0,45	118	0,55
6 - < 10 jaar	67	0,45	53	0,25	67	0,45	82	0,43
10 - < 15 jaar	63	0,45	48	0,23	63	0,45	70	0,32
15 - < 21 jaar	59	0,45	44	0,20	59	0,45	59	0,20
21 - < 31 jaar	50	0,45	34	0,20	50	0,45	50	0,20
31 - < 41 jaar	50	0,45	34	0,20	50	0,45	50	0,20
41 - < 51 jaar	50	0,45	34	0,20	50	0,45	50	0,20
51 - < 61 jaar	50	0,45	34	0,20	50	0,45	50	0,20
61 - ... jaar	50	0,45	34	0,20	50	0,45	50	0,20

**Tabel 33: Dagelijkse bodem- en stofingestiewaarden ( $IR_{soil/dust\_daily}$ ; mg/dag) en fractie bodem ( $F_{soil}$ ; -) in ingestie, voor verschillende bodemgebruiksvormen**

De bodem- en stofingestiewaarden voor dagrecreatie en sporten zijn overgenomen uit het rapport van (Bierkens & Cornelis, 2006) en zijn weergegeven in Tabel 34.

Leeftijd	Dagrecreatie		Binnensport		Buitensport	
	$IR_{soil\_hourly}$	$IR_{dust\_hourly}$	$IR_{soil\_hourly}$	$IR_{dust\_hourly}$	$IR_{soil\_hourly}$	$IR_{dust\_hourly}$
1 - < 3 jaar	26	0	26	4	26	0
3 - < 6 jaar	20	0	20	3	20	0
6 - < 10 jaar	13	0	13	2	13	0
10 - < 15 jaar	11	0	11	2	11	0
15 - < 21 jaar	9	0	9	2	9	0
21 - < 31 jaar	5	0	5	1,8	5	0
31 - < 41 jaar	5	0	5	1,8	5	0
41 - < 51 jaar	5	0	5	1,8	5	0
51 - < 61 jaar	5	0	5	1,8	5	0
60 - ... jaar	5	0	5	1,8	5	0

**Tabel 34: Uurlijkse bodem- en stofingestiewaarden (mg/uur) voor dagrecreatie en sporten**

In de modellen werd tot nu toe de *relatieve biobeschikbaarheid* standaard gelijk gesteld aan 1. Er werd verondersteld dat de beschikbaarheid van arseen, cadmium en lood in bodem gelijk is aan de beschikbaarheid in het medium waarop de TDI bepaald is (drinkwater voor arseen, voeding voor cadmium en lood). Op basis van een overzicht van literatuurdata (hoofdstuk 7.5) worden volgende standaardwaarden voor relatieve orale biobeschikbaarheid in het menselijk lichaam voorgesteld:

arsen: 0,6  
cadmium: 1,0  
lood: 0,8

De beschikbare data zijn onvoldoende om een onderscheid te maken tussen bodem en stof, hoewel er indicaties zijn dat de beschikbaarheid in huisstof hoger is dan in bodem.

- Optie “beoordeling bodemkwaliteit”:

De bodemconcentratie voor grondingestie is de concentratie bepaald op de bovenste centimeters van de bodem en bij voorkeur op de korrelgrootteverdeling < 250 µm. De bodemconcentratie kan berekend worden als een oppervlaktegewogen waarde, indien meerdere delen in aanmerking komen voor blootstelling. Indien ook assenwegen betrokken zijn, dient de oppervlaktegewogen waarde ook rekening te houden met eventuele verschillen in relatieve biobeschikbaarheid tussen assen en bodem.

- Optie “beoordeling milieukwaliteit”:

De bodemconcentratie voor grondingestie is de concentratie bepaald op de bovenste centimeters van de bodem en bij voorkeur op de korrelgrootteverdeling < 250 µm. Aangezien hier rekening gehouden wordt met de totale milieukwaliteit, dient men ook rekening te houden met concentraties op verharde oppervlakken, waar mensen hun tijd doorbrengen (straat, speelpleinen, sportterreinen). De bodemconcentratie kan berekend worden als een oppervlaktegewogen waarde, indien meerdere delen in aanmerking komen voor blootstelling. Indien ook assenwegen betrokken zijn, dient de oppervlaktegewogen waarde ook rekening te houden met eventuele verschillen in relatieve biobeschikbaarheid tussen assen en bodem. De concentraties in huisstof zijn de lokaal gemeten concentraties.

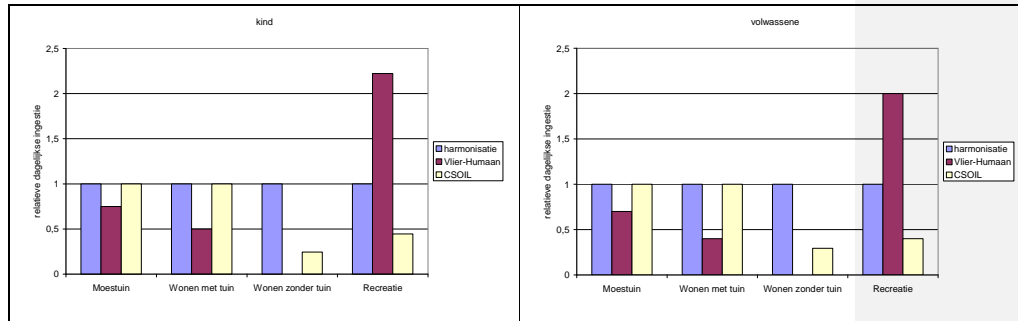
#### **6.4.4 Impact op de risicobeoordeling**

In deze alinea wordt de impact van de keuzes voor de berekening van de blootstelling via ingestie van bodem- en stofdeeltjes besproken. In het algemeen kan worden gesteld dat de blootstelling via ingestie van bodem- en stofdeeltjes van groot belang is voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie, omdat de blootstelling via gewasconsumptie hierbij geen rol speelt. Voor de bodemgebruiksvormen Wonen met tuin en, in mindere mate, Moestuin speelt de blootstelling via ingestie van bodem- en stofdeeltjes eveneens een belangrijke rol voor arseen en lood.

De data voor grondingestie die momenteel worden gehanteerd in Vlier-Humaan en CSOIL zijn weergegeven in Tabel 35, samen met de getallen van de harmonisatie. Om vergelijking met de nieuw voorgestelde waarden mogelijk te maken, werden de uurlijkse getallen van de geharmoniseerde methodiek voor recreatie omgerekend naar dagelijkse ingestiegetallen via de tijdsbesteding. De vergelijking is opgenomen in Figuur 13 en geeft de verhouding weer van de dagelijkse ingestiegetallen momenteel gebruikt in Vlier-Humaan en CSOIL tot de ingestiegetallen voorgesteld in de geharmoniseerde methodiek.

	Volwassene	Kind
<b>Harmonisatie</b>		
Moestuin	50	100
wonen met tuin	50	100
wonen zonder tuin	34	82
Verblijfsrecreatie	20	130
Dagrecreatie	25	45
<b>Vlaanderen</b>		
type II (landbouw)	35	75
type III (wonen)	20	50
type IV (dagrecreatie)	50	100
type IV (verblijfsrecreatie)	25	100
<b>Nederland</b>		
Wonen met tuin	50	100
Plaatsen waar kinderen spelen	50	100
Moestuin	50	100
Landbouw	50	100
Wonen zonder tuin	10	20
Natuur	10	20
Groen met natuurwaarde	10	20
Ander groen/ infrastructuur/ industrie	10	20

**Tabel 35: Waarden voor grondingestie per blootstellingsscenario in de geharmoniseerde methodiek in vergelijking met Vlier-Humaan en CSOIL (mg/dag)**



**Figuur 13: Verhouding van de huidige dagelijkse ingestiegetallen in Vlier-Humaan en CSOIL tot de dagelijkse ingestiegetallen voorgesteld in de geharmoniseerde methodiek**

Voor volwassenen en kinderen is er geen wijziging in de ingestiegetallen voor Moestuin en Wonen met tuin ten opzichte van CSOIL. In vergelijking met Vlaanderen stijgen de getallen voor ingestie. Voor Moestuin (vergeleken met landbouw) betekent dit een stijging met een factor 1,3 (kinderen) en 1,4 (volwassenen), voor Wonen met tuin is er een stijging met een factor 2 (kinderen) en 2,5 (volwassenen). Voor wonen zonder tuin (geen actueel scenario in Vlaanderen) geven de nieuwe getallen een stijging met een factor 4 (kinderen) en 3 (volwassenen) in vergelijking met de waarden gehanteerd in CSOIL. Met betrekking tot recreatie wordt voor CSOIL een stijging genoteerd (vergelijking met scenario natuur/groen) met een factor 2,5 voor kinderen en volwassenen. Voor Vlaanderen is er voor het bodemgebruiksscenario voor recreatie een daling met een factor 2,2 voor kinderen en 2 voor volwassenen.

Daarnaast moet nog rekening gehouden worden met de verdeling over ingestie buiten en binnen. Voor Vlaanderen werd de ingestie tot nu toe evenredig aan de tijdsbesteding verdeeld. De wijziging zal een verhoging van het aandeel bodemingestie ten opzichte van stofingestie inhouden. De impact hiervan is afhankelijk van de concentraties buitenshuis en binnenshuis. Voor Nederland werd alle ingestie gekoppeld aan de bodemconcentratie en zal de impact van de verdeling dus ook bepaald worden door de verschillen in concentraties buitenshuis en binnenshuis.

In totaliteit werken de wijzigingen lineair door in de blootstellingsroute "blootstelling via ingestie van bodem en stof". Voor Moestuin en Wonen met moestuin wordt het geheel voor Nederland minder streng (factor 1,5 voor kinderen) onder aanname van gelijke concentraties buiten- en binnenshuis. Voor Vlaanderen wordt de blootstelling daarentegen hoger, vooral in het scenario Wonen met tuin (factor 2 of meer). Onder standaardaannames is de impact van verdeling buiten/binnen beperkt (maar niet meer indien reële metingen in huisstof worden gebruikt). Voor recreatie is er een stijging van de ingestie voor Nederland en een beduidende daling voor Vlaanderen (ongeveer factor 2).

Voor arseen en cadmium zal de impact op de risico index beperkt blijven in de scenario's Moestuin en Wonen met tuin, maar vrijwel lineair zijn voor de scenario's van recreatie (indien achtergrondblootstelling niet meegenomen wordt). Voor lood wordt verwacht dat de impact op de risico index bij de bodemgebruiksscenario's Moestuin en Wonen met tuin minder dan lineair, maar toch beduidend zal zijn. Voor Wonen zonder tuin zal de impact op de risico index ongeveer lineair zijn. Voor recreatie zal hier de impact op de berekende blootstelling ook vrijwel lineair zijn (indien achtergrondblootstelling niet meegenomen wordt).

#### 6.4.5 Nader onderzoek

Aanbevolen wordt nader onderzoek te verrichten naar de hoeveelheid ingenomen bodem- en stofdeeltjes buiten- en binnenshuis, en de concentraties aan contaminanten hierin. Hierbij moet gebruik worden gemaakt van de onderzoeken die momenteel worden uitgevoerd. Tevens moet aandacht worden besteed aan verschillen voor diverse vormen van bodemgebruik. In Bijlage 5 wordt meer gedetailleerde informatie over dit nader onderzoek beschreven.

## 6.5 Inademing van bodem- en stofdeeltjes

### 6.5.1 Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL

Inhalatoire blootstelling aan metalen vindt buitenshuis plaats door inademing van zwevende deeltjes. Naar analogie van de orale blootstelling via inhalatie van bodem- en stofdeeltjes kan inhalatoire blootstelling eveneens binnenshuis plaatsvinden door inademing van met bodemdeeltjes aangerijkt stof. De inhalatoire blootstelling via de inademing van bodem- en stofdeeltjes wordt als volgt berekend:

$$D_{inhalatie} = D_{inhalatie}^{buiten} + D_{inhalatie}^{binnen}$$

vgl. 32

$$D_{\text{inhalatie}} = \frac{AV \times (C_{\text{lucht}}^{\text{buiten}} \times t_{\text{buiten}} + C_{\text{lucht}}^{\text{binnen}} \times t_{\text{binnen}})}{BW} \quad \text{vgl. 33}$$

waarbij

$D_{\text{inhalatie}}$	blootstelling via inhalatie van PM <sub>10</sub>	[mg/kg.d]
AV	ademvolume	[m <sup>3</sup> /h]
C	concentratie aan contaminanten in lucht	[mg/m <sup>3</sup> ]
t	de tijd op de locatie die buiten, respectievelijk binnen wordt doorgebracht	[h/dag]
BW	lichaamsgewicht	[kg]

In Tabel 36 zijn de waarden voor het ademvolume weergegeven voor Vier-Humaan en CSOIL.

	Vier-Humaan		CSOIL	
	volwassene	kind	volwassene	kind
Landbouw	20	7,6	20	7,6
Wonen	20	7,6	20	7,6
Dagrecreatie	40	7,6	20	7,6
Verblijfsrecreatie	20	7,6	20	7,6

Tabel 36: Ademvolumes in Vier-Humaan en CSOIL (m<sup>3</sup>/dag)

## 6.5.2 Analyse

De formules voor berekening van de blootstelling via inademing van gronddeeltjes zijn vrij generiek en verschillen bijgevolg nauwelijks tussen Vlaanderen en Nederland. De ademvolumes zijn momenteel ook gelijk. De ademvolumes zijn echter onafhankelijk van de leeftijdscategorie en activiteit. Daarom wordt voor de geharmoniseerde methodiek gebruik gemaakt van leeftijds- en activiteitsafhankelijke ademvolumes.

## 6.5.3 Geharmoniseerde methodiek

De blootstelling als gevolg van inhalatie van zwevend stof wordt gegeven door

$$ED_{\text{inhalation\_out}}^{\text{daily}} = \frac{C_{PM10,o} * AV_{\text{out}} * t_{\text{out}}}{BW} \quad \text{vgl. 34}$$

$$ED_{\text{inhalation\_in}}^{\text{daily}} = \frac{C_{PM10,i} * (AV_{\text{in}} * t_{\text{in}} + AV_{\text{sleep}} * t_{\text{sleep}})}{BW} \quad \text{vgl. 35}$$

$$ED_{\text{inhalation}}^{\text{daily}} = ED_{\text{out}}^{\text{daily}} + ED_{\text{in}}^{\text{daily}} \quad \text{vgl. 36}$$

$$ED_{\text{inhalation\_out}}^{\text{yearly}} = \frac{ED_{\text{out}}^{\text{daily}} * EF}{365} \quad \text{vgl. 37}$$



$$ED_{inhalation\_in}^{yearly} = \frac{ED_{in}^{daily} * EF}{365} \quad \text{vgl. 38}$$

$$ED_{inhalation}^{yearly} = ED_{inhalation\_out}^{yearly} + ED_{inhalation\_in}^{yearly} \quad \text{vgl. 39}$$

waarbij

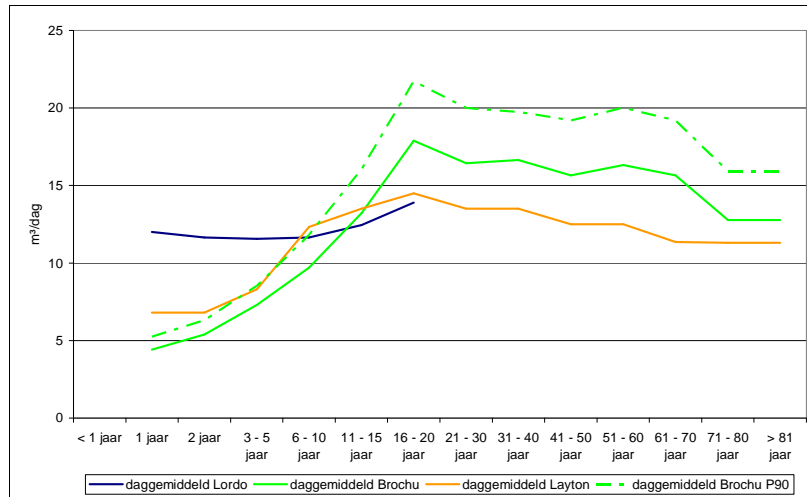
$ED_{inhalation}$	externe blootstelling bij inademing	[mg/kg.d]
$AV_{out}$	ademvolume bij buitenactiviteit	[m <sup>3</sup> /h]
$AV_{in}$	ademvolume bij binnenactiviteit	[m <sup>3</sup> /h]
$AV_{sleep}$	ademvolume bij slapen	[m <sup>3</sup> /h]
EF	blootstellingsfrequentie	[d/jaar]

Bij voorkeur dienen de ademvolumes aan de verschillende leeftijdscategorieën te worden gekoppeld. Daarom werden hiervoor de gegevens genomen, zoals deze voor de herziening van Vlier-Humaan uitgewerkt werden (Cornelis et al., 2007). De gevolgde werkwijze wordt hierna toegelicht.

Ter voorbereiding van de selectie van de ademvolumes werden de daggemiddelde data van verschillende auteurs naast elkaar gelegd: Layton (1993), Lordo (2006) in US-EPA (2006) en Brochu et al. (2006b). Volgens Brochu (Brochu, Ducre-Robitaille, & Brodeur, 2006a; Brochu et al., 2006b) zijn de DLW<sup>19</sup>-metingen fysiologisch correcte waarden en dienen dus als referentiebasis voor de andere studies. De vergelijking als functie van leeftijd is gegeven in Figuur 14. De interpretatie van Brochu et al. (2006b) met betrekking tot de studie van Layton (1993) komt hier naar voren, met name een overschatting voor lage leeftijd en een onderschatting voor hogere leeftijd. Lordo (2006) in US-EPA (2006) geeft zeer hoge resultaten voor jonge kinderen om vervolgens eerder gelijklopend te zijn aan Layton (1993).

---

<sup>19</sup> Doubly Labeled Water



**Figuur 14: Vergelijking van daggemiddelde ademvolumes als functie van leeftijd (gemiddelde waarden, uitgezonderd Brochu: gemiddelde en P90), via verschillende methoden**

Doordat behoefte is aan ademvolumes bij verschillende typen activiteiten, kan de studie van Brochu als referentie genomen worden, maar moeten ook activiteitsafhankelijke cijfers gebruikt worden. Daartoe werd gebruik gemaakt van de gegevens van Layton (1993). De studie van Lordo (2006) in US-EPA (2006) vertoont grote afwijkingen, is niet publiek beschikbaar en nog niet in de wetenschappelijke literatuur verschenen.

Een probleem in de studies is evenwel het koppelen van activiteitsniveau (slapen/rusten, licht, matig, intens) aan concrete activiteiten. In het US-EPA Exposure Factors Handbook wordt deze informatie niet gegeven. Layton (1993) geeft voorbeelden van activiteiten gekoppeld aan activiteitsniveaus, onderverdeeld in vier categorieën (zie Tabel 37).

<i>Activiteitsniveau</i>	<i>Activiteiten</i>
<i>Sedentair</i>	<i>Geen</i>
<i>Licht</i>	<i>naaien, breien</i> <i>staan</i> <i>vloer vegen</i> <i>groenten bereiden</i> <i>bureelwerk</i>
<i>Matig</i>	<i>tapijt vegen</i> <i>koken</i> <i>maaltijd klaarmaken</i> <i>afwassen</i> <i>volleybal</i> <i>tafeltennis</i> <i>lichte industrie</i> <i>wandelen</i> <i>bed opdekken</i> <i>stofzuigen</i> <i>fietsen</i> <i>zwemmen</i> <i>dansen</i>
<i>Zwaar</i>	<i>verschillende sportactiviteiten</i> <i>zwaar industrieel werk</i>

**Tabel 37: Activiteiten en activiteitsniveaus (uit: Layton (1993))**

De data uit de verschillende publicaties werden omgezet naar de hier gehanteerde leeftijdscategorieën. In Tabel 38 zijn de voorgestelde ademvolumes als functie van activiteit opgenomen (afgeleid uit (Layton, 1993). Om een vergelijking met de dagelijkse waarden van Brochu mogelijk te maken, is de gemiddelde dagwaarde van (Brochu et al., 2006b) overgenomen en werd met de data van Layton een daggemiddelde berekend met de tijdsbesteding voor wonen en volgende aannames<sup>20</sup>:

- tijd slapen = ademvolume slapen;
- tijd binnen = ademvolume rust\*1/5 + ademvolume licht \*3/5+ademvolume matig\*1/5;
- tijd buiten = ademvolume licht\*1/2 + ademvolume matig\*1/2;
- niet-toegekende tijd = ademvolume licht\*1/2 + ademvolume matig\*1/2

Uit de vergelijking van de uit Brochu et al. (2006b) afgeleide ademvolumes en de berekende ademvolumes blijken de verwachte overschattingen voor jongere kinderen en lichte overschattingen voor volwassenen. Momenteel blijken de data van Layton voor activiteitsgebonden ademvolumes evenwel de beste schatters.

<sup>20</sup> In principe kan men via micro-activiteitspatronen, gekoppeld aan activiteitsniveaus een daggemiddeld ademvolume berekenen. Dit is bijvoorbeeld door Lordo (2006) uitgevoerd, de data zijn beschikbaar voor de VS, de tijdsbesteding voor volwassenen in Vlaanderen zou ook kunnen gebruikt worden. Dit vergt evenwel veel tijd en levert waarschijnlijk geen betere inschatting op in het licht van de onzekerheden.

Leeftijd	dag Brochu*	slapen	rust	licht	matig	intens	berekend daggemiddelde
1 - < 3 jaar	4,9	4,0	4,8	8,04	16,6	40,3	6,6
3 - < 6 jaar	7,3	5,6	6,7	11,3	22,3	56,2	9,7
6 - < 10 jaar	9,7	5,6	6,7	11,3	22,3	56,2	10,0
10 - < 15 jaar	13,2	8,4	10,0	17,3	33,1	83,5	15,4
15 - < 21 jaar	17,9	8,4	10,0	17,3	33,1	83,5	17,5
21 - < 31 jaar	16,4	9,1	11,0	18,0	36,7	91,4	18,4
31 - < 41 jaar	16,6	8,6	10,7	18,0	36,0	89,3	17,6
41 - < 51 jaar	15,7	8,6	10,7	18,0	36,0	89,3	17,5
51 - < 61 jaar	16,3	8,6	10,7	18,0	36,0	89,3	17,5
60 - ... jaar	13,7	7,7	9,4	14,4	31,0	77,0	14,6

\*: berekend met ademvolume in m<sup>3</sup>/kg.d en Vlaams lichaamsgewicht (geeft hogere waarden dan m<sup>3</sup>/dag in Brochu et al.)

**Tabel 38: Ademvolumes als functie van activiteit, voor de verschillende leeftijdscategorieën (m<sup>3</sup>/dag)**

Vergeleken met de huidige ademvolumes in Vlier-Humaan en CSOIL voor woongebied geeft dit lagere waarden voor volwassenen en hogere waarden voor kinderen: de huidige waarde bedraagt 20 m<sup>3</sup>/dag voor volwassenen en 7,6 m<sup>3</sup>/dag voor kinderen. De nieuwe waarden komen ongeveer overeen met 17 m<sup>3</sup>/dag voor volwassenen en 8,4 m<sup>3</sup>/dag voor kinderen.

(noot: Brochu et al. stellen in hun publicatie voor om bij het opstellen van luchtkwaliteitsdoelstellingen voor niet-carcinogenen het 99<sup>ste</sup> percentiel voor jongens van 6 maanden tot 2,6 jaar (0,725 m<sup>3</sup>/kg.dag) te gebruiken). Uit Figuur 14 is duidelijk dat het 90ste percentiel van Brochu et al. (2006b) voor volwassenen meer overeenstemt met de 20 m<sup>3</sup>/dag die standaard gebruikt wordt voor het opstellen van luchtkwaliteitsdoelstellingen en RfC-waarden.

De blootstellingsscenario-afhankelijke ademvolumes worden bepaald aan de hand van de publicatie van Layton (1993). Hierbij worden de volgende aannames gedaan voor mate van activiteit:

- slapen = slapen
- douchen = lichte activiteit
- wonen/landbouwer/industrie binnen = rust\*1/5 + licht \*3/5+ matig\*1/5;
- wonen/landbouwer/industrie buiten = licht\*1/2 + matig\*1/2;
- dagrecreatie = matig;
- sporten = matig\*2/3 + intens\*1/3

De getallen zijn opgenomen in Tabel 39.

Leeftijd	wonen			dagrecreatie		sporten	
	slapen	binnen	buiten	binnen	buiten	binnen	buiten
1 - < 3 jaar	0,165	0,379	0,5125	0,69	0,69	1,02	1,02
3 - < 6 jaar	0,165	0,379	0,69	0,69	0,69	1,02	1,02
6 - < 10 jaar	0,235	0,524	0,93	0,93	0,93	1,4	1,4
10 - < 15 jaar	0,235	0,524	0,93	0,93	0,93	1,4	1,4
15 - < 21 jaar	0,35	0,791	1,38	1,38	1,38	2,08	2,08
21 - < 31 jaar	0,35	0,791	1,38	1,38	1,38	2,08	2,08
31 - < 41 jaar	0,38	0,848	1,53	1,53	1,53	2,29	2,29
41 - < 51 jaar	0,36	0,839	1,5	1,5	1,5	2,24	2,24
51 - < 61 jaar	0,36	0,839	1,5	1,5	1,5	2,24	2,24
61 - ... jaar	0,36	0,839	1,5	1,5	1,5	2,24	2,24

Tabel 39: Gemiddelde ademvolumes (m<sup>3</sup>/h) per blootstellingsscenario en leeftijdscategorie

#### 6.5.4 Impact op de risicobeoordeling

In deze alinea wordt de impact van de keuzes voor de berekening van de blootstelling via inademing van bodem- en stofdeeltjes besproken. De impact van wijzigingen in ademvolume hangt af van het belang van de blootstellingsroute "blootstelling via inhalatie van gronddeeltjes". Daarom is de impact van de waarden voor het ademvolume belangrijker voor de bodemgebruiksvormen Wonen zonder tuin en Recreatie, omdat de orale blootstelling lager is dan voor Moestuin en Wonen met tuin. Bij deze laatste beide bodemgebruiksvormen is de orale blootstelling immers hoger ten gevolge van het beschouwen van blootstelling via groentenconsumptie.

De waarde voor het ademvolume telt lineair door in de blootstelling via "inhalatie van gronddeeltjes". De voorgestelde wijzigingen zijn beperkt ten opzichte van de waarden in Vlier-Humaan en CSOIL. Voor kinderen is er een lichte stijging (10 %), voor volwassenen is er een daling (15 %). De impact op de risicobeoordeling zal dus beperkt zijn.

## 6.6 Consumptie van groenten

Metalen kunnen worden opgenomen in groenten, voornamelijk via de wortels en in mindere mate via de bladeren. Ten gevolge van consumptie van groenten gekweekt op een verontreinigde locatie kunnen mensen daarom oraal worden blootgesteld aan metalen.

### 6.6.1 Modelconcept Vlier-humaan en CSOIL

De orale blootstelling via groentconsumptie wordt als volgt berekend:

$$D_{\text{groente}} = \frac{Q_{\text{groente}} \times C_{\text{groente}} \times f^{\text{tuin}}}{W}$$

vgl. 40

waarbij

$D_{\text{groente}}$	blootstelling via consumptie van groenten	[mg/kg.d]
$Q_{\text{groente}}$	totale consumptiehoeveelheid groenten	[kg vg/d]
$C_{\text{groente}}$	concentratie in groente	[mg/kg vg]
$f^{\text{tuin}}$	fractie van de groenteconsumptie uit eigen tuin	[-]
$W$	lichaamsgewicht	[kg]

De verschillen tussen Vlier-Humaan en CSOIL met betrekking tot het berekenen van de concentraties in groenten zijn weergegeven in hoofdstuk 5.4. In de huidige procedure levert CSOIL een groentecategorie-consumptiehoeveelheid-gewogen BCF, die vermenigvuldigd wordt met een totale groenteconsumptie. Indien er sprake is van verschillende fracties van de consumptie uit eigen tuin voor verschillende gewasgroepen worden BCF's per groentecategorie gehanteerd. Vlier-Humaan berekent een concentratie in ondergrondse en bovengrondse groenten en vermenigvuldigt deze met de overeenkomstige consumptiegetallen.

De gebruikte consumptiehoeveelheden in Vlier-Humaan en CSOIL zijn weergegeven in Tabel 40.

Parameter	Vlier-Humaan		CSOIL	
	kinderen	volwassenen	kinderen	volwassenen
Aardappelen	90	207	60	122
Overige groenten	60	137	58	139

**Tabel 40: Consumptiehoeveelheden voor aardappelen en groenten in Vlier-Humaan en CSOIL (g vers gewicht/dag)**

De fractie groenten uit eigen tuin bedraagt in Nederland 0,1 voor het bodemgebruik Wonen met tuin. Voor het bodemgebruik Moestuin wordt in Nederland 0,5 voor aardappelen en 1,0 voor de overige groenten gehanteerd. Deze waarden zijn gebaseerd op het beleidsmatige uitgangspunt dat een specifiek aandeel van de groenteconsumptie uit de eigen productie moet kunnen komen. In Vlaanderen bedraagt de fractie groenten uit eigen tuin 0,50 in landbouwgebied en 0,25 in overig woongebied. Hier geldt meer de weerspiegeling van een veronderstelde reële waarde.

## 6.6.2 Analyse

De consumptiehoeveelheden worden bij voorkeur aan de verschillende leeftijdscategorieën gekoppeld. Daarom wordt voor de geharmoniseerde methodiek een actualisatie van de Vlaamse consumptiehoeveelheden uitgevoerd. De onderbouwing van deze data is uitgebreid toegelicht in de herziening van Vlier-Humaan (Cornelis et al., 2007). De consumptiehoeveelheden werden afgeleid voor de leeftijdscategorieën vanaf 3 jaar. Ze zijn gebaseerd op 3 studies die aan de Universiteit van Gent werden uitgevoerd. Ontbrekende leeftijdsgroepen in deze

studies werden ingevuld op basis van interpolatie en vergelijking met buitenlandse (waaronder Nederland) gegevens. Voor de leeftijdscategorie 1 - < 3 jaar werden de data uit Nederland (Voedingscentrum, 2002) gehanteerd. Recent werden ook de resultaten van de Belgische Voedselconsumptiepeiling gepubliceerd (Devriese, Huybrechts, Moreau, & Van Oyen, 2006) voor personen vanaf 15 jaar. Op dit ogenblik zijn evenwel alleen gegroepede gegevens publiek beschikbaar. De originele databank is beschikbaar, maar het verwerken van deze gegevens is niet haalbaar binnen het project BeNeKempen. Daarom wordt in het hiernavolgende deel harmonisatie alleen vergeleken op het niveau van aardappelen en overige groenten.

De momenteel gebruikte data zijn gemiddelde waarden voor de algemene bevolking. De route "blootstelling via groenteconsumptie" is op dit ogenblik te beschouwen als realistisch (niet-conservatief). We gebruiken gemiddelde consumptiecijfers en gemiddelde BCF-relaties of BCF-waarden. Er zijn evenwel redenen om voor de consumptiecijfers niet uit te gaan van gemiddelden:

- de groenteconsumptie van Vlamingen en Nederlanders is gemiddeld beduidend lager dan de aanbevelingen (Devriese et al., 2006);
- de groenteconsumptie van mensen met een moestuin kan hoger zijn dan deze van mensen zonder moestuin.

Om het eerste punt te onderbouwen kan gebruik gemaakt worden van de percentielen op de groenteconsumptiedata. Omdat mensen niet systematisch alle groenten in hogere mate eten, kunnen we wel aangeven dat we mensen met een 95-percentiel groenteconsumptie willen beschermen, maar we kunnen dit niet vertalen naar een 95-percentiel op alle groenten.

Om het tweede punt te onderbouwen ontbreken harde data. Voor Vlaanderen zijn resultaten van de Humane biomonitoringsstudie beschikbaar gesteld (Maaïke Bilau, Universiteit Gent). In Nederland zijn voedselconsumptiehoeveelheden geschat op basis van oudere gegevens over verschillen tussen mensen die een moestuin hebben en de algemene bevolking (Swartjes et al., 2007).

### **6.6.3 Geharmoniseerde methodiek**

De formules voor berekening van de blootstelling via groenteconsumptie zijn een combinatie van de Nederlandse benadering om gemiddelde BCF-waarden voor het voedselpakket te berekenen en deze vervolgens te combineren met totale groenteconsumptie en de Vlaamse benadering om concentraties op het niveau van de groenten te berekenen.

Er wordt een gewogen concentratie per groentecategorie berekend, waarbij de weging plaatsvindt op basis van consumptiehoeveelheden per groente. Deze gewogen concentratie wordt vervolgens gecombineerd met de consumptie per groentecategorie, de fractie van die groentecategorie uit eigen moestuin en een eventuele bereidingsfactor. Voordeel van deze benadering is de mogelijkheid om depositie mee te nemen, toetsing te doen op het niveau van concentraties in groenten (bijvoorbeeld aan wettelijke normen) en de fractie uit eigen tuin afhankelijk te maken van de groentecategorie.

$$C_{crop\_category} = \frac{\sum C_{vegetable\_i} * Q_{vegetable\_i}}{\sum Q_{vegetable\_i}} \quad \text{vgl. 41}$$

$$ED_{crop\_category}^{daily} = \frac{C_{crop\_category} * Q_{crop\_category} * f_{crop\_category}^{garden} * f_{crop\_category}^{preparation}}{BW} \quad \text{vgl. 42}$$

$$ED_{vegetables}^{daily} = \sum ED_{crop\_category} \quad \text{vgl. 43}$$

$$ED_{crop\_category}^{yearly} = \frac{ED_{crop\_category}^{daily} * EF}{365} \quad \text{vgl. 44}$$

$$ED_{vegetables}^{yearly} = \frac{ED_{vegetables}^{daily} * EF}{BW} \quad \text{vgl. 45}$$

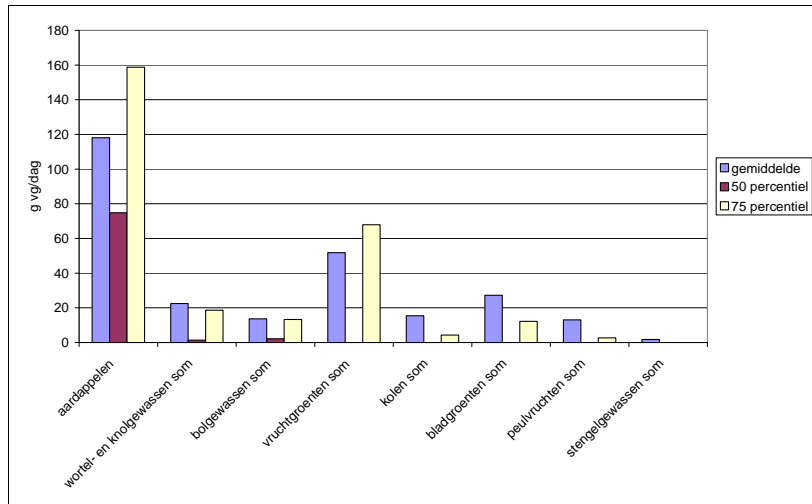
waarbij

$C_{crop\_category}$	concentratie in gewascategorie	[mg/kg vg]
$C_{vegetable\_i}$	concentratie in groente i van de gewascategorie	[mg/kg.vg]
$Q_{vegetable\_i}$	consumptie van groente i van de gewascategorie	[kg vg/dag]
$Q_{crop\_category}$	consumptie van gewascategorie	[kg vg/dag]
$f_{garden}^{crop\_category}$	fractie gewascategorie met lokale herkomst	[-]
$f_{preparation}^{crop\_category}$	reductiefactor als gevolg van bereiding	[-, standaard 1]
$ED_{crop\_category}$	externe blootstelling via gewascategorie	[mg/kg.d]
$ED_{vegetables}$	externe blootstelling via groenten	[m/kg.dag]

### 6.6.3.1 Groenteconsumptie

De gemiddelde consumptiehoeveelheden per leeftijdsgroep zoals voor de herziening van Vlier-Humaan voorgesteld zijn weergegeven in Tabel 41. Een vergelijking tussen gemiddelde, 50-percentiel en 75-percentiel op het niveau van groentecategorieën is opgenomen in Figuur 15. We stellen hierbij vast dat in de gebruikte dataset het gemiddelde beduidend hoger is dan het 50-percentiel en vaak vergelijkbaar of hoger dan het 75-percentiel. Dit heeft te maken met het voorkomen van soms enkele hoge verbruikers. Een uitzondering is de groep aardappelen, waarbij het 75-percentiel duidelijk hoger ligt dan het gemiddelde.





**Figuur 15: Gemiddelde, 50-percentiel en 75-percentiel van de consumptiehoeveelheden voorgesteld voor de herziening van Vlier-Humaan, leeftijdscategorie 21 - < 31 jaar**

geslacht	leeftijd (jaar)	aardappelen		wortel- en knolgewassen			bolgewassen			vruchtgroenten			vrucht- groenten som
		aardappelen	wortel	schorsen eer en pastinaak	overige wortelge wassen	wortel- en knolge- wassen som	bolgewas sen	prei	bolgewa ssen som	komkom merachtig en	tomaat	besvrucht en	
M/V	1-2	33	7,89	0,21	0,39	8,48	1,65	2,68	4,33	1,39	5,53	0,76	6,29
M/V	3-5	77,59	12,04	0,32	0,59	12,95	2,52	4,09	6,61	2,13	8,45	1,16	9,61
M/V	6-9	91,65	12,86	0,40	0,67	13,93	3,99	3,82	7,81	3,08	13,48	1,45	14,93
M/V	10-15	109,72	13,90	0,50	0,79	15,20	5,89	3,47	9,36	4,31	19,95	1,82	21,77
M/V	16-20	127,46	17,97	0,66	1,21	19,84	8,34	3,60	11,95	7,16	30,64	3,68	34,32
M/V	21-30	118,09	20,65	0,38	1,42	22,45	9,89	3,78	13,67	14,15	44,28	7,52	51,81
M/V	31-40	113,22	17,89	0,71	2,28	20,88	13,37	5,40	18,78	18,89	57,45	9,33	66,78
M/V	41-50	113,22	17,89	0,71	2,28	20,88	13,37	5,40	18,78	18,89	57,45	9,33	66,78
M/V	51-60	113,22	17,89	0,71	2,28	20,88	13,37	5,40	18,78	18,89	57,45	9,33	66,78
M/V	> 60	113,22	17,89	0,71	2,28	20,88	13,37	5,40	18,78	18,89	57,45	9,33	66,78

*Tabel 41: Cijfers voor groenteconsumptie in g vg/dag, gebaseerd op de databank in XtraFood (Seuntjens et al., 2006)*

geslacht	Leeftijd	Kolen			Bladgroenten					bladgroenten som
		kolen	bloemgroenten	kolen som	sla	spinazie	witloof	selder/selderie	overige	
M/V	1-2	3,01	3,25	6,26	0,43	3,52	1,79	0,78	0,24	6,77
M/V	3-5	4,60	4,96	9,56	0,66	5,38	2,73	1,19	0,37	10,33
M/V	6-9	4,00	5,41	9,40	2,42	5,31	3,94	1,31	0,73	13,71
M/V	10-15	3,22	5,99	9,21	4,68	5,23	5,48	1,57	1,20	18,16
M/V	16-20	2,50	8,78	11,28	7,04	4,41	7,41	1,73	2,00	22,60
M/V	21-30	4,16	11,25	15,42	8,80	7,12	7,77	2,02	1,53	27,25
M/V	31-40	4,90	11,79	16,69	10,67	7,79	9,41	1,96	2,12	31,95
M/V	41-50	4,90	11,79	16,69	10,67	7,79	9,41	1,96	2,12	31,95
M/V	51-60	4,90	11,79	16,69	10,67	7,79	9,41	1,96	2,12	31,95
M/V	> 60	4,90	11,79	16,69	10,67	7,79	9,41	1,96	2,12	31,95

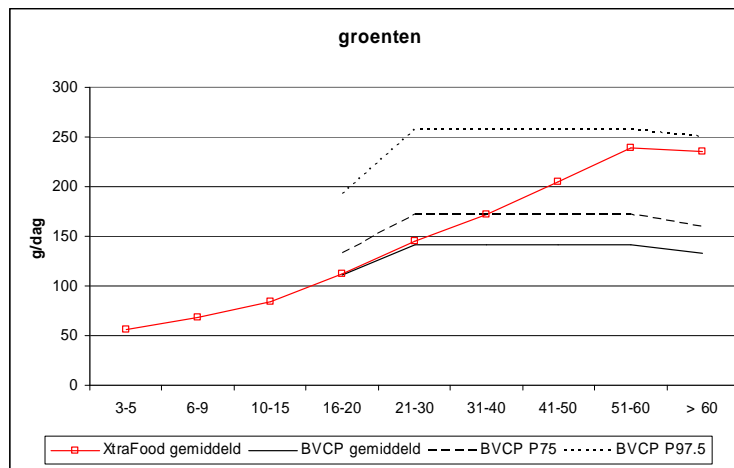
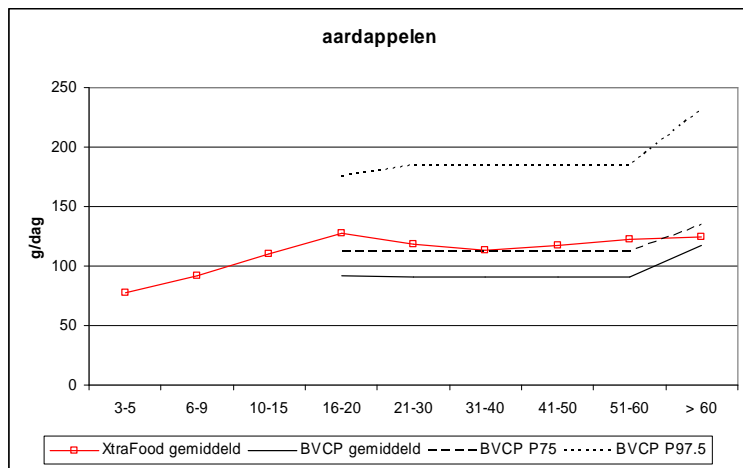
**Tabel 41: Cijfers voor groenteconsumptie in g vg/dag, gebaseerd op de databank in XtraFood (Seuntjens et al., 2006) (vervolg)**

Geslacht	leeftijd	peulvruchten			Stengelgewassen			
		bonen	erwten	rest	peulvruc hten som	asperge	overig	stengelg ewassen som
M/V	1-2	2,21	0,95	1,57	4,73	0,08	0,06	0,14
M/V	3-5	3,38	1,45	2,39	7,22	0,12	0,09	0,21
M/V	6-9	3,98	1,56	2,74	8,28	0,22	0,21	0,43
M/V	10-15	4,76	1,70	3,19	9,66	0,35	0,35	0,71
M/V	16-20	6,38	1,87	3,24	11,50	0,54	0,73	1,27
M/V	21-30	8,62	2,05	2,34	13,02	0,56	1,19	1,75
M/V	31-40	8,73	2,91	3,76	15,40	0,91	0,67	1,58
M/V	41-50	8,73	2,91	3,76	15,40	0,91	0,67	1,58
M/V	51-60	8,73	2,91	3,76	15,40	0,91	0,67	1,58
M/V	> 60	8,73	2,91	3,76	15,40	0,91	0,67	1,58

**Tabel 41: Cijfers voor groenteconsumptie in g vg/dag, gebaseerd op de databank in XtraFood (Seuntjens et al., 2006) (vervolg)**

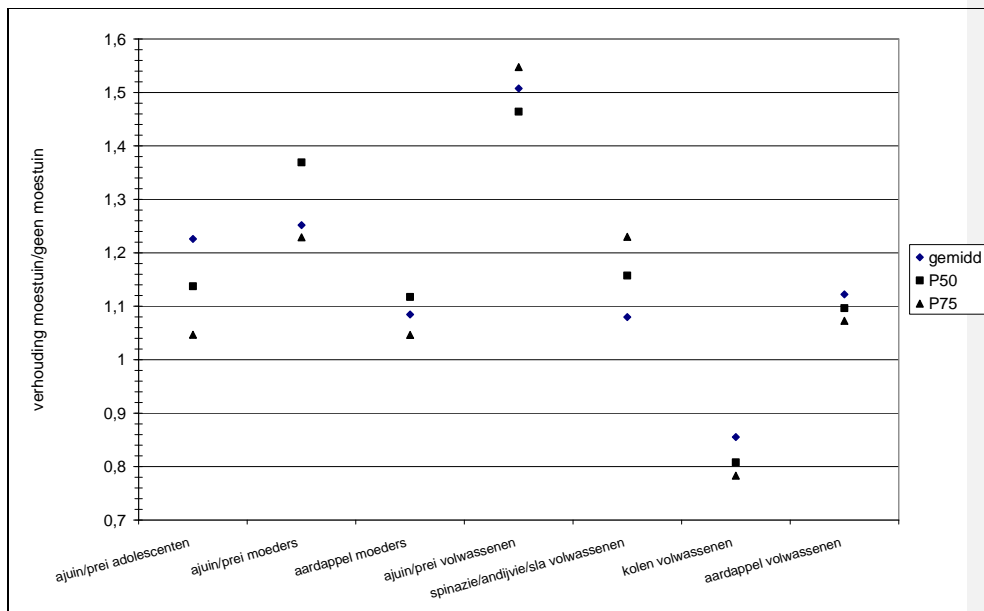
De voorgestelde gemiddelde consumptiecijfers worden vergeleken met de gemiddelden en percentiele waarden uit de Belgische Voedselconsumptiepeiling (Devriese et al., 2006) (zie Figuur 16).

Uit deze vergelijking blijkt dat de voorgestelde gemiddelde consumptiecijfers voor aardappelen eerder overeenkomen met het 75-percentiel uit de nationale consumptiepeiling, terwijl voor groenten de voorgestelde cijfers (alleen te vergelijken tot de leeftijd van 30 jaar) overeenkomen met het gemiddelde van de nationale consumptiepeiling. Vanaf de leeftijd van 30 jaar geven de cijfers uit de databank van XtraFood voor groenten een stijging, die niet waarneembaar is in de Belgische Voedselconsumptiepeiling. Om die reden werden de consumptiecijfers voor groenten bij de hogere leeftijdsgroepen in het finale voorstel afgetopt op de waarden voor de leeftijdsgroep 21 – 30 jaar. In de Belgische Voedselconsumptiepeiling ligt het gemiddelde licht hoger dan het 50-percentiel.



Figuur 16: Vergelijking van de voorgestelde gemiddelde groenteconsumptiedata en de BVCP (Devriese et al., 2006)

Op basis van de data van de Vlaamse Humane Biomonitoringsstudie werd nagegaan of er significante verschillen waren in groenteconsumptie tussen mensen met moestuin en zonder moestuin. In Figuur 17 worden deze resultaten weergegeven als de verhouding tussen consumptiecijfers (voor groentecategorieën waarbij het verschil significant is) bij mensen met een moestuin en mensen zonder moestuin. Vooral voor ajuin en prei is er een duidelijk verschil (tot factor 1,5 meer consumptie bij mensen met een moestuin). Ondanks het feit dat in deze studie gebruik gemaakt werd van voedselfrequentielijsten in plaats van dagboekjes komen de gemiddelde waarden (mensen zonder moestuin) vrij goed overeen met deze van de voorgestelde waarden voor herziening van Vlier-Humaan.



**Figuur 17: Verhouding van groenteconsumptie bij mensen met moestuin in vergelijking met mensen zonder moestuin (data uit Humane Biomonitoring Vlaanderen)**

De data uit Nederland zijn opgenomen in Swartjes et al. (2007). Hieruit blijkt dat bezitters van volkstuinen 10% meer aardappelen consumeren en 20% (kinderen), respectievelijk 70% (volwassenen) meer overige groenten consumeren dan de algemene bevolking (Tabel 42).

Leeftijdsgroep	leeftijd	aardappelen	overige groenten
babies en jonge kinderen	0-6 jaar	1,1	1,2
volwassenenen en schoolgaande kinderen	7-70 jaar	1,1	1,7

**Tabel 42: Verhouding tussen consumptie van groenten door bezitters van volkstuinen in vergelijking met de algemene bevolking in Nederland (Swartjes et al., 2007)**

Om rekening te houden met de variatie op de groenteconsumptie en mensen met een hoger dan gemiddelde consumptie te beschermen, wordt – na discussie in de werkgroep risico-evaluatie van BeNeKempen – besloten om de gemiddelde consumptie te hanteren en deze waarden te vermenigvuldigen met een factor 1,1 voor aardappelen, een factor 1,4 voor ajuin/prei en een factor 1,2 voor overige groenten.



geslacht	leeftijd (jaar)	Aardappelen	wortel- en knolgewassen				bolgewassen			vruchtgroenten			vruchtgroenten som
		Aardappelen	wortel	schorseneren pastinaak	overige wortelge wassen	wortel- en knolgewassen som	bolgewassen	prei	bolgewassen som	komkommerachtigen	tomaat	besvruchten	
M/V	1-2	36,3	9,5	0,2	0,5	10,2	2,3	3,8	5,2	1,7	6,6	0,9	7,6
M/V	3-5	85,4	14,5	0,4	0,7	15,5	3,5	5,7	7,9	2,6	10,1	1,4	11,5
M/V	6-9	100,8	15,4	0,5	0,8	16,7	5,6	5,3	9,4	3,7	16,2	1,7	17,9
M/V	10-15	120,7	16,7	0,6	0,9	18,2	8,2	4,9	11,2	5,2	23,9	2,2	26,1
M/V	16-20	140,2	21,6	0,8	1,4	23,8	11,7	5,0	14,3	8,6	36,8	4,4	41,2
M/V	21-30	129,9	24,8	0,5	1,7	26,9	13,8	5,3	16,4	17,0	53,1	9,0	62,2
M/V	31-40	124,5	24,8	0,5	1,7	26,9	13,8	5,3	16,4	17,0	53,1	9,0	62,2
M/V	41-50	129,3	24,8	0,5	1,7	26,9	13,8	5,3	16,4	17,0	53,1	9,0	62,2
M/V	51-60	134,3	24,8	0,5	1,7	26,9	13,8	5,3	16,4	17,0	53,1	9,0	62,2
M/V	> 60	137,2	24,8	0,5	1,7	26,9	13,8	5,3	16,4	17,0	53,1	9,0	62,2

Tabel 43: Cijfers voor groenteconsumptie in g vg/dag voorgesteld voor de harmonisatie

Geslacht	Leeftijd	kolen			Bladgroenten					bladgroenten som
		kolen	bloemgroenten	kolen som	sla	spinazie	witloof	selder/selderie	overige	
M/V	1-2	3,6	3,9	7,5	0,5	4,2	2,1	0,9	0,3	8,1
M/V	3-5	5,5	6,0	11,5	0,8	6,5	3,3	1,4	0,4	12,4
M/V	6-9	4,8	6,5	11,3	2,9	6,4	4,7	1,6	0,9	16,5
M/V	10-15	3,9	7,2	11,1	5,6	6,3	6,6	1,9	1,4	21,8
M/V	16-20	3,0	10,5	13,5	8,5	5,3	8,9	2,1	2,4	27,1
M/V	21-30	5,0	13,5	18,5	10,6	8,5	9,3	2,4	1,8	32,7
M/V	31-40	5,0	13,5	18,5	10,6	8,5	9,3	2,4	1,8	32,7
M/V	41-50	5,0	13,5	18,5	10,6	8,5	9,3	2,4	1,8	32,7
M/V	51-60	5,0	13,5	18,5	10,6	8,5	9,3	2,4	1,8	32,7
M/V	> 60	5,0	13,5	18,5	10,6	8,5	9,3	2,4	1,8	32,7

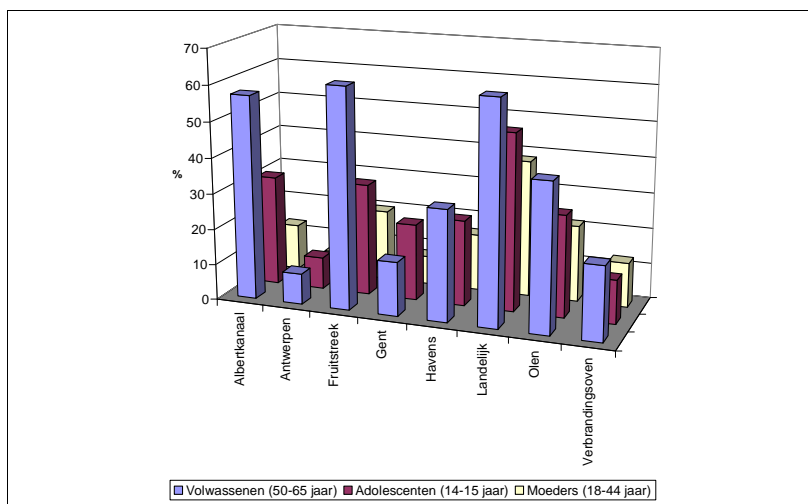
**Tabel 43: Cijfers voor groenteconsumptie in g vg/dag voorgesteld voor de harmonisatie (vervolg)**

Geslacht	leeftijd	Peulvruchten			Stengelgewassen			
		bonen	erwten	rest	peulvruc hten som	asperge	overig	stengelg ewassen som
M/V	1-2	2,7	1,1	1,9	5,7	0,1	0,1	0,2
M/V	3-5	4,1	1,7	2,9	8,7	0,1	0,1	0,3
M/V	6-9	4,8	1,9	3,3	9,9	0,3	0,2	0,5
M/V	10-15	5,7	2,0	3,8	11,6	0,4	0,4	0,9
M/V	16-20	7,7	2,2	3,9	13,8	0,6	0,9	1,5
M/V	21-30	10,3	2,5	2,8	15,6	0,7	1,4	2,1
M/V	31-40	10,3	2,5	2,8	15,6	0,7	1,4	2,1
M/V	41-50	10,3	2,5	2,8	15,6	0,7	1,4	2,1
M/V	51-60	10,3	2,5	2,8	15,6	0,7	1,4	2,1
M/V	> 60	10,3	2,5	2,8	15,6	0,7	1,4	2,1

**Tabel 43: Cijfers voor groenteconsumptie in g vg/dag voorgesteld voor de harmonisatie (vervolg)**

### 6.6.3.2 Fractie groenten uit eigen tuin

Voor de reële fractie groenten, die uit eigen tuin afkomstig is, bestaan geen betrouwbare gegevens. Wel zijn er voor Vlaanderen cijfers met betrekking tot het aandeel van de bevolking dat een eigen moestuin heeft. Bij de Belgische Voedselconsumptiepeiling (Devriese et al., 2006) werd ook gevraagd naar het gebruik van een moestuin. Hiermee werd bedoeld op een tuin of een gedeelte van de tuin waar groenten voor consumptie worden verbouwd en is daarom zowel aan het bodemgebruik Moestuin, als aan het bodemgebruik Wonen met tuin gerelateerd. Uit deze studie bleek dat op de totale steekproef 15,3 % een moestuin had. Dit percentage blijkt afhankelijk te zijn van de grootte van het huishouden. Bij huishoudens bestaande uit 1 persoon had slechts 9 % een moestuin, terwijl bij huishoudens met 4 en meer personen dit percentage opliep tot 17 %. De gegevens van de biomonitoring, die in Vlaanderen uitgevoerd werd door het Steunpunt Milieu en Gezondheid (2002 – 2006) bevestigen deze cijfers, maar laten wel duidelijke streek- en leeftijdsverschillen zien (data ter beschikking gesteld door Maaïke Bilau, Universiteit Gent). Figuur 18 toont dat beduidend meer vrouwen in de leeftijd 50 – 65 jaar groenten uit de eigen moestuin verbruiken dan de vrouwen in jongere leeftijdscategorieën. Verder zien we ook dat in het meer landelijk gebied 30 – 55 % van de mensen een moestuin heeft, terwijl de cijfers in het stedelijk gebied veel lager zijn (10 – 30 %). Ondanks het feit dat we hierdoor nog niet weten hoe belangrijk de moestuin is in termen van zelfvoorzieningsgraad, is het duidelijk dat in de praktijk rekening moet worden gehouden met de aanwezigheid van moestuinen. Cijfers met betrekking tot het aandeel groenten uit eigen moestuin worden daarom gebaseerd op buitenlandse gegevens en kunnen worden getoetst op basis van de relatie tussen omvang van de moestuin en mate van zelfvoorziening.



**Figuur 18: Percentage van de bevolking dat groenten uit eigen moestuin verbruikt (volwassenen heeft betrekking op volwassen vrouwen)**

De fractie groenteconsumptie uit eigen tuin wordt gespecificeerd voor de verschillende woonscenario's en is gebaseerd op de Ciblex-databank (ADEME,

2003) van Frankrijk. Deze data zijn onzeker, aangezien ze dateren uit 1991 en de informatie aangeeft dat de data als grootteorden te beschouwen zijn. Om de Vlaamse waarden te onderbouwen werden de data voor de departementen Nord en Région Parisienne genomen voor landbouwers en voor algemeen. Tevens werden de cijfers voor bedienden uit gebieden met meer dan 100 000 inwoners genomen. De uit de Ciblex-databank geëxtraheerde getallen zijn opgenomen in Tabel 44.

DEFRA (2002) geeft eveneens cijfers voor de fractie groenten uit eigen tuin. Zij baseren deze schattingen op de Britse nationale voedselconsumptiepeiling (2000), waarin ook de "totale consumptie" en "de aangekochte hoeveelheid groenten" werden gepeild. Het verschil tussen deze beide wordt beschouwd als lokale productie en wordt in het CLEA-model gebruikt als maat voor de groenteconsumptie uit eigen tuin. Dit kan zowel een specifieke moestuin zijn, als een gedeelte van een (sier)tuin bij een huis. De bovengrens werd bepaald rekening houdend met seizoensgebonden consumptie (Tabel 45).

Omschrijving	bladgroenten	vruchtgroenten	wortelgroenten	aardappelen
+100 000 inwoners – bedienden	26	13	24	24
landelijk – landbouwers	71	33	68	77
dept Nord – algemeen	21	8	26	10
dept Nord – landbouwers	69	29	70	73
dept Rég. Parisienne – algemeen	8	5	7	6
dept Rég. Parisienne – landbouwers	63	26	62	71

**Tabel 44: Percentage lokaal gebruik uit de Ciblex-databank (ADEME, 2003) voor enkele bevolkingsgroepen**

	gemiddeld (alle huishoudens)	gemiddeld (participanten; 15 %)	bovengrens
Spruiten	0,06	0,39	0,94
Kool	0,06	0,38	1,00
Wortelen	0,04	0,24	0,78
Bladsla	0,02	0,12	0,64
Bolgewassen	0,05	0,35	1,00
Aardappelen	0,03	0,22	0,75

**Tabel 45: Fractie uit eigen moestuin als basis voor de CLEA-berekeningen (uit: (DEFRA, 2002))**

De voorgestelde fracties voor de geharmoniseerde methodiek zijn opgenomen in Tabel 46. Voor Wonen met tuin werd het gehalte uit Vlaanderen behouden, behalve voor die gewassen, waarvan men omwille van seizoensgebondenheid of teeltwijze verwacht dat ze minder voorkomen in een groentetuin. Voor Wonen met moestuin werd door de werkgroep risico-evaluatie van BeNeKempen beslist om consistent te blijven met de keuze in Nederland, dat wil zeggen 50 % aardappelen en 100 % overige groenten uit de moestuin.

Gewascategorie	Moestuin	Wonen met tuin	Wonen zonder tuin	Recreatie
Aardappelen	0,5	0,1	0	0
wortel- en knolgewassen	1	0,25	0	0
Bolgewassen	1	0,25	0	0
Vruchtgroenten	1	0,1	0	0
Kolen	1	0,25	0	0
Bladgroenten	1	0,25	0	0
Peulvruchten	1	0,1	0	0
Stengelgewassen	1	0,1	0	0

**Tabel 46: Fractie groenten uit eigen tuin ten opzichte van de totale groenteconsumptie**

De voorgestelde cijfers werden getoetst ten opzichte van afmetingen van volkstuinen in Vlaanderen en relatie opbrengst – oppervlakte. In eerste instantie is er de vaststelling dat er weinig variatie is in de oppervlakte van volkstuinen en dat deze oppervlakte ongeveer 150 – 200 m<sup>2</sup> bedraagt (informatie op internet met betrekking tot volkstuinen in Vlaanderen). Een vuistregel is dat een oppervlakte van ongeveer 250 m<sup>2</sup> voldoende is om een gezin van 4 personen te voorzien van de totale hoeveelheid te consumeren groenten (met uitzondering van bewaaraardappelen) (informatie op [http://www.tuinadvies.be/biologisch\\_tuinieren.htm](http://www.tuinadvies.be/biologisch_tuinieren.htm); geraadpleegd op 17/01/2007, DEFRA (2006). Hieruit is te concluderen dat de meeste moestuinen geschikt zijn om in de behoefte van het grootste gedeelte van de benodigde groenten voor een gezin van 4 personen te voldoen.

Een oppervlakte van 30 m<sup>2</sup> volstaat in de aardappelbehoefte van een gezin van 4 personen (DEFRA, 2006). Indien wordt uitgegaan van de consumptiecijfers van 130 g/dag aardappelen voor een volwassene en 85 g/dag aardappelen per dag voor kinderen (Tabel 43) en een opbrengst van 4 kg/m<sup>2</sup> (Tabel 15), alles in vers gewicht, dan is voor een gezin van 4 personen een oppervlakte benodigd van ongeveer 40 m<sup>2</sup>. Dit is inderdaad van dezelfde orde grootte als de eerder genoemde 30 m<sup>2</sup>.

Indien een beperktere fractie groenten uit eigen tuin gekozen wordt, dan kan de benodigde oppervlakte ongeveer lineair verminderd worden ten opzichte van de benodigde 250 m<sup>2</sup> voor volledige voorziening van een gezin van 4 personen. Bijvoorbeeld voor 25 % groenten uit eigen tuin is 65 m<sup>2</sup> moestuin nodig, voor 10 % groenten uit eigen tuin is 25 m<sup>2</sup> moestuin nodig. Uit Vlaamse statistieken blijkt dat de gemiddelde perceelsoppervlakte in het buitengebied en kleinstedelijk gebied 700 – 900 m<sup>2</sup> bedraagt (bebouwde oppervlakte in mindering te brengen).

#### 6.6.4 Impact op de risicobeoordeling

In deze alinea wordt de impact van de keuzes voor de berekening van de blootstelling via groenteconsumptie besproken. Deze voor de geharmoniseerde methodiek voorgestelde consumptiehoeveelheden zijn voornamelijk op Vlaamse gegevens gebaseerd. Ze worden vergeleken met de Nederlandse consumptiecijfers op een geaggregeerd niveau, in Tabel 47.

	1 – 6 jaar*		Volwassene**	
	aardappelen	overige groenten	aardappelen	overige groenten
<i>Harmonisatie</i>	66	60	132	174
<i>Vlier-Humaan</i>	90	60	207	137
<i>CSOIL</i>	60	58	122	139

\*: harmonisatie: 1 – 5 jaar

\*\*.:Vlier-Humaan 18-70 jaar (harmonisatie 16 – >60 jaar); CSOIL 6 – 70 jaar (harmonisatie 6 – >60 jaar)

**Tabel 47: Gemiddelde consumptiehoeveelheden voorgesteld voor harmonisatie, vergeleken met Vlier-Humaan en CSOIL, geaggregeerd weergegeven (g vers gewicht/dag)**

De consumptiehoeveelheden voor de volwassenen zijn berekend op basis van middeling, waarbij iedere categorie een specifiek gewicht meegekregen heeft op basis van het aantal jaren in die categorie). Deze leeftijdsgroep kan worden vergeleken met de leeftijdsgroep 6 – 70, zoals gebruikt in CSOIL. De leeftijdsgroepen komen niet geheel overeen en zeker voor kinderen bepaalt dit een deel van de verschillen.

Uit Tabel 47 kan worden geconcludeerd dat de consumptiehoeveelheden voor kinderen voor aardappelen in de geharmoniseerde methodiek iets hoger zijn dan voor CSOIL en lager zijn in vergelijking met Vlier-Humaan. Voor overige groenten blijven de cijfers vrijwel gelijk bij kinderen. Voor volwassenen zijn de consumptiecijfers in de geharmoniseerde methodiek hoog in vergelijking met CSOIL, vooral voor de categorie overige groenten. In vergelijking met Vlier-Humaan zijn de cijfers voor aardappelconsumptie laag, maar voor de overige groenten hoog.

De fractie groenten uit eigen tuin voor het scenario Moestuin blijft gelijk voor Nederland, maar stijgt voor Vlaanderen. In het scenario Wonen met tuin is er voor Nederland voor sommige groentecategorieën een verhoging ten opzichte van de huidige waarden in CSOIL, terwijl er voor Vlaanderen een daling is voor een aantal groentecategorieën.

### 6.6.5 Nader onderzoek

Zowel de consumptiecijfers voor dat deel van de bevolking, dat groenten uit eigen tuin verbruikt, als de fractie groenten uit eigen tuin zouden beter onderbouwd moeten worden. Dit betreft zowel de algemene data in Vlaanderen en Nederland, met name voor het landelijk gebied, als specifieke data voor de Kempen. Hierbij moet aandacht worden besteed aan het verschil tussen specifieke moestuinen en siertuinen die deels als groentetuin worden gebruikt.

Voor volwassenen in Vlaanderen (België) is het misschien mogelijk de gegevens over groentecconsumptie te extraheren uit de Belgische voedselconsumptiepeiling.

## 6.7 Consumptie van water

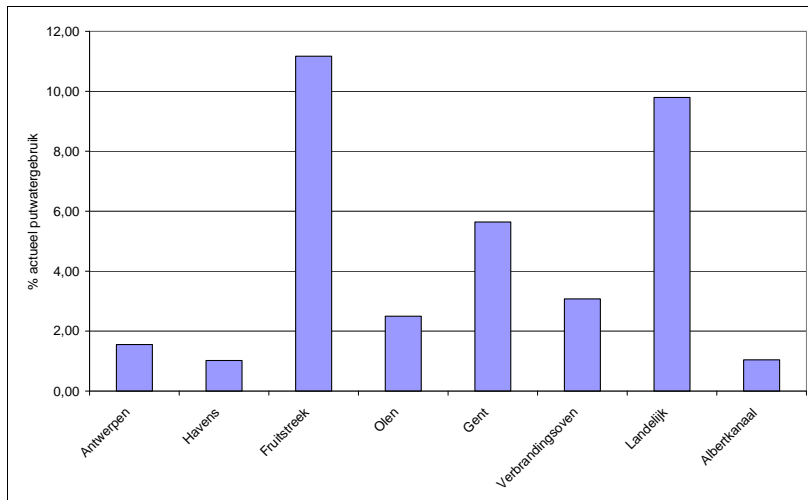
### 6.7.1 Modelconcept Vlier-Humaan en CSOIL

Dit betreft de blootstelling via grondwater van de eigen locatie dat, via winning uit een private put, als drinkwater wordt gebruikt. De consumptie van water moet niet meegenomen worden in de blootstelling voor die situaties waarbij alleen leidingwater gebruikt wordt. Immers, de leidingwatermaatschappijen controleren de kwaliteit van het drinkwater, dat derhalve aan de geldende normen voldoet en doorgaans is het water afkomstig van een andere locatie. Desgewenst kan de blootstelling via leidingwater meegenomen worden in de achtergrondblootstelling (zie paragraaf 7.4).

In Vlaanderen blijkt het voor te komen dat grondwater deels of volledig gebruikt wordt als drinkwater of voor het bereiden van de maaltijd. Daarom wordt ook de berekening via verbruik van water meegenomen in het model. In Nederland wordt de blootstellingsroute via rechtstreeks gebruik van grondwater als drinkwater niet meegenomen.

### 6.7.2 Analyse

In Nederland gaat men er van uit dat geen private putwaters voorhanden zijn met gebruik van het opgepompte water als drinkwater. Cijfers gerapporteerd binnen de biomonitoring van het Steunpunt Milieu en Gezondheid in Vlaanderen geven aan dat het gebruik van putwater als drinkwater nog steeds plaatsvindt (data ter beschikking gesteld door Maaïke Bilau, Universiteit Gent). In Figuur 19 is het percentage deelnemers aangegeven dat drinkwater uit een eigen put gebruikt.



**Figuur 19: Percentage van de deelnemers dat grondwater als drinkwater gebruikt (data uit de humane biomonitoring Vlaanderen)**



### 6.7.3 Geharmoniseerde methodiek

Omwille van de verschillen en het feit dat gebruik van putwater als drinkwater in de regio afgeraden wordt, wordt de blootstellingsroute wel voorzien in de modellering, maar wordt de bijdrage hiervan standaard op nul gezet. Indien gewenst, kan de blootstelling wel doorgerekend worden.

De berekening gebeurt als volgt

$$ED_{drinking\_water}^{daily} = \frac{C_{drinking\_water} * RBA_{drinking\_water} * Q_{drinking\_water} * RF_{drinking\_water}}{BW} \quad \text{vgl. 46}$$

$$ED_{drinking\_water}^{yearly} = \frac{ED_{drinking\_water}^{daily} * EF}{365} \quad \text{vgl. 47}$$

waarbij

$ED_{drinking\_water}$	externe blootstelling via drinkwater	[mg/kg.dag]
$C_{drinking\_water}$	concentratie in drinkwater	[mg/l]
$Q_{drinking\_water}$	drinkwaterconsumptie	[l/dag]
$RBA_{drinking\_water}$	relatieve biobeschikbaarheid drinkwater	[-]
$RF_{drinking\_water}$	reductiefactor voor drinkwaterconsumptie	[-]
$BW$	lichaamsgewicht	[kg]

De parameterwaarden zijn gegeven in Tabel 48. De waterconsumptie stemt overeen met het 95-percentiel van de consumptie van leidingwater, koffie en thee in Vlaanderen (voor details zie Cornelis et al. (2007). Voor peuters (< 3 jaar) werden de data uit Nederland genomen (Voedingscentrum, 2002). Er wordt voorzien in een factor voor relatieve biobeschikbaarheid zodat eventueel kan rekening gehouden worden met verschillen in biobeschikbaarheid tussen water en voeding. De waarde is hier gelijk aan 1.

<i>Parameter</i>		<i>Waarde</i>
$Q_{\text{drinking\_water}}$ [l/dag]	1 - < 3 jaar	0,3
	3 - < 6 jaar	0,313
	6 - < 10 jaar	0,381
	10 - < 15 jaar	0,649
	15 - < 21 jaar	0,999
	21 - < 31 jaar	1,759
	31 - < 41 jaar	2,231
	41 - < 51 jaar	2,199
	51 - < 61 jaar	1,798
	60 - ... jaar	1,590
$RF_{\text{drinking\_water}}$ [-]		0
$RBA_{\text{drinking\_water}}$	arsen	1
	cadmium	1
	lood	1

**Tabel 48: Parameterwaarden voor het berekenen van de voor de blootstelling via consumptie van grondwater**

#### 6.7.4 Impact op de risicobeoordeling

In deze alinea wordt de impact van de keuzes voor de berekening van de blootstelling via consumptie van water besproken. Voor Nederland is er geen invloed op de risicobeoordeling. Voor Vlaanderen verdwijnt consumptie van putwater waarschijnlijk uit het standaardscenario voor landbouwgebied, maar dit heeft voor locatiespecifieke beoordelingen (waarbij rekening kan gehouden worden met de werkelijke situatie) geen impact. Er is immers ook geen standpunt dat grondwater rechtstreeks moet kunnen gebruikt worden als drinkwater. Indien de blootstellingsroute wel wordt geëvalueerd, dan is er wel een beduidende reductie in waterconsumptie voor kinderen, met name een daling van 1 l/dag naar ongeveer 350 ml/dag. Dit betekent ook dat hier een verschil ontstaat met de standaard gebruikte consumptiewaarden bij het afleiden van kindgerichte drinkwateradvieswaarden (voorbeeld: lood).

## 7 Toetsing humane risico's

### 7.1 Risicotoetsing

Bij de risicotoetsing wordt de berekende blootstelling vergeleken met de toelaatbare blootstelling. Hierbij is het van belang op welke termijn blootstelling aan specifieke contaminanten toxische effecten teweeg brengt. De berekende blootstelling dient afgestemd te zijn op deze termijn. Dit betekent dat de middelingstijd voor de blootstelling (bijvoorbeeld: gemiddelde over één jaar, over de totale kindertijd, over het gehele leven) overeen dient te komen met die voor TDI. De middelingstijd voor de TDI is afhankelijk van de aard van het kritische effect: wanneer het kritische effect al optreedt na kortdurende expositie aan de contaminant in kwestie dient deze TDI als kortdurend gemiddelde beschouwd te worden, treedt het kritische effect op na chronische expositie dan dient deze TDI als lange-termijngemiddelde beschouwd te worden. Uitgaande van dit principe ligt specifieke toetsing van blootstelling gedurende de kindertijd voor de hand wanneer de TDI specifiek is afgeleid voor kinderen, zoals bijvoorbeeld geldt voor lood. In andere gevallen is het niet duidelijk of de waargenomen effecten al dan niet als gevolg van blootstelling tijdens de kindertijd kunnen optreden, of dat eventueel andere effecten na blootstelling tijdens de kindertijd kunnen optreden.

Voor de risicotoetsing bestaan verschillen tussen Nederland en Vlaanderen. In Nederland wordt de levenslang gemiddelde blootstelling berekend door aan te nemen dat een mens gedurende zes jaar van zijn leven kind is en 64 jaar van zijn leven volwassene. In Vlaanderen wordt levenslange uitmiddeling alleen toegepast voor niet-drempelstoffen, terwijl voor stoffen met een werkingsdrempel voor effecten de blootstelling van de meest kwetsbare groep (meestal kinderen) wordt beschouwd in de risicotoetsing. Voor de drempelstoffen wordt bovendien, in tegenstelling tot zoals dit in Nederland gebeurt, ook de achtergrondblootstelling (blootstelling aan de contaminant, die niet het gevolg is van de aanwezigheid van de lokale bodemverontreiniging) bijgeteld. In Nederland wordt voor lood eveneens de meest kwetsbare groep beschouwd, namelijk kinderen.

### 7.2 Achtergrond

De risicotoetsing omvat de combinatie van de blootstelling via de verschillende blootstellingsroutes (oraal, inhalatoir) en blootstellingsroutes (bijvoorbeeld de inname van bodemdeeltjes) en de vergelijking van de blootstelling met toxicologische referentiewaarden voor blootstelling. Deze risicotoetsing leidt finaal tot een uitspraak over het al dan niet bestaan van een onacceptabel gezondheidsrisico. Desgewenst kan op basis van het vergelijk tussen berekende blootstelling en referentiewaarden voor blootstelling een norm voor bodemkwaliteit worden afgeleid. Deze norm is dan gedefinieerd als het gehalte in de bodem waarbij volgens een gespecificeerd blootstellingsscenario blootstelling plaatsvindt die precies gelijk is aan de kritische blootstelling, oftewel aan toxicologische referentiewaarden voor blootstelling.

Zolang de blootstelling de toxicologische referentiewaarden niet overschrijdt is er met grote waarschijnlijkheid geen sprake van een onacceptabel gezondheidsrisico. Het overschrijden van de toxicologische grenswaarden heeft niet noodzakelijk tot gevolg dat nadelige effecten zullen optreden, maar wel dat er een verhoogd risico bestaat op het optreden van deze effecten. De veilige waarden omvatten immers een aantal factoren waarbij rekening gehouden wordt met gevoelige groepen en onzekerheden in de toxicologische datasets.

De afleiding van humaan toxicologische grenswaarden wordt bij het RIVM verzorgd door de afdeling SIR<sup>21</sup>. De opmerkingen in deze rapportage over de humaan toxicologische grenswaarden en hun gebruik in de risicotetsing zijn afgestemd met SIR.

## 7.3 Humaan toxicologische grenswaarden

### 7.3.1 Algemeen

Voor stoffen met een drempel voor het optreden van effecten wordt als veilige waarde de TDI (Toelaatbare Dagelijkse Inname) gebruikt. Dit is de blootstelling, waaronder geen nadelige effecten op de gezondheid te verwachten zijn. In de regulatoire toxicologie is de afkorting TDI gekoppeld aan de orale blootstellingsroute. Referentiewaarden voor de inhalatoire route als concentratie in de lucht worden meestal met andere afkortingen aangeduid. In Nederland is bv. de afkorting TCL (Toelaatbare Concentratie in Lucht) of TCA (Tolerable Concentration in Air) gangbaar. De inhalatoire TDI is afgeleid uit de TCL (door ademvolume en lichaamsgewicht in rekening te brengen) en geeft de maximale dosis aan als mg/kg lichaamsgewicht.dag die via de longen het lichaam mag bereiken. Wanneer een TDI voor één van beide wegen ontbreekt, wordt – indien verantwoord op basis van werkingsmechanisme en eindpunten per route - een extrapolatie uitgevoerd, waarbij eventueel rekening gehouden wordt met verschillen in absorptie. Vervolgens wordt de totale orale blootstelling en de totale inhalatoire blootstelling gedeeld door de overeenkomstige TDI en worden deze verhoudingen gesommeerd. Deze som wordt de risico-index genoemd. Is het getal groter dan 1, dan is er sprake van een risico. Vervolgens wordt ook nagegaan of de berekende (of gemeten) concentraties in milieucompartimenten wettelijke of toxicologische normen overschrijden.

Voor stoffen zonder werkingsdrempel voor effecten wordt een aanvaarde blootstelling berekend op basis van een eenheidsrisico (*unit risk*) of hellingsfactor (*slope factor*). Deze laatste waarden geven het additionele risico op een tumor aan voor een eenheid aan levenslange blootstelling aan een stof.

### 7.3.2 Verschillen tussen Vlier-Humaan en CSOIL

In Vlaanderen wordt de risico-index apart berekend voor kinderen en volwassenen. De hoogste waarde bepaalt het risico. In Nederland wordt de risico-index voor levenslang gemiddelde blootstelling bepaald. Een uitzondering betreft lood. Hiervoor wordt in Nederland alleen de risico-index voor kinderen berekend.

Voor stoffen zonder werkingsdrempel voor blootstelling wordt in Vlaanderen voor industriële terreinen een blootstellingsduur van 45 jaar genomen en een levensduur van 70 jaar, terwijl voor recreatiegebied niet uitgemiddeld wordt, omwille van mogelijke piekblootstelling. De toetsing gebeurt hier ook door deling van de blootstelling per route door de overeenkomstige aanvaarde blootstelling en

---

<sup>21</sup> SIR staat voor Centrum voor Stoffen en Integrale Risicoschatting

de sommatie van deze verhoudingen. In de herziening van Vlier-Humaan zullen wijzigingen doorgevoerd worden die te maken hebben met:

- combinatie van blootstellingsroutes als functie van toxicologie (bijvoorbeeld: indien er sprake is van andere eindpunten per blootstellingsroute wordt de blootstelling niet meer gecombineerd over blootstellingsroutes);
- al dan niet uitmiddeling als functie van toxicologie (bijvoorbeeld: indien niet-carcinogeen, maar cumulatief toxicant zal uitgemiddeld worden);
- detaillering van de leeftijdsklassen.

In Vlaanderen wordt bij de orale route en bij de inhalatoire route de respectievelijke achtergrondblootstelling bijgeteld. Voor de orale route betreft dit normaliter de blootstelling via voeding. Deze wordt gecorrigeerd voor de consumptie van groenten uit eigen moestuin. Als er namelijk meer groenten uit eigen tuin worden geconsumeerd neemt de blootstelling via bodemverontreiniging weliswaar toe, maar de achtergrondblootstelling via voeding uit bijvoorbeeld de supermarkt af. Voor de inhalatoire route wordt hoofdzakelijk gekeken naar de concentraties in buitenlucht. In Nederland wordt voor beoordeling van bestaande bodemkwaliteit (interventiewaarden) de achtergrondblootstelling niet beschouwd. De reden hiervoor is dat de Wet Bodembescherming alleen oordeelt over nadelige gevolgen van bodemverontreiniging, omdat alleen deze gevolgen via maatregelen vanuit het bodembeleid kunnen worden beïnvloed. Aangezien voor de Nederlandse BodemGebruiksWaarden (toekomst: Referentiewaarden) een strengere toetsing plaatsvindt, deze representeren immers de optimale bodemkwaliteit na bijvoorbeeld sanering, is voor deze normen de achtergrondblootstelling eveneens bijgeteld.

Bijtelling van achtergrondblootstelling resulteert in een strengere toetsing, aangezien een gedeelte van de toelaatbare blootstelling wordt opgevuld door blootstelling uit andere bronnen. In hoofdstuk 4.4 wordt toegelicht hoe met deze verschillen in zienswijze kan omgegaan worden bij de beoordeling van de blootstelling in de Noorderkempen.

In Tabel 49 zijn de humaan-toxicologische grenswaarden voor Vlaanderen en Nederland samengevat.

	orale TDI ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )		TCL ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )		inhalatoire TDI ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$ )		orale achtergrondblootstelling ( $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d}$ ) <sup>(e)</sup>		inhalatoire achtergrondblootstelling ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) <sup>(g)</sup>	
	VITO	RIVM	VITO	RIVM	VITO	RIVM	VITO	RIVM	VITO	RIVM
As <sup>(a)</sup>	2,0	1,0	13	1000	$3,7 \cdot 10^{-3}$ <sup>(c)</sup>	-	0,26 <sup>(f)</sup>	0,3	1,5 <sup>(h)</sup>	0,65 <sup>(i)</sup>
Cd	1,0	0,5	5,0	5,0 <sup>(b)</sup>	$1,43 \cdot 10^{-3}$ <sup>(c)</sup>	-	0,23	0,22 (mannen)/ 0,17 (vrouwen)	0,6 <sup>(h)</sup>	0,22 <sup>(i)</sup>
Pb	3,6	3,6	500	500 <sup>(b)</sup>	3,6 <sup>(d)</sup>	-	1,13 (kinderen)/ 0,37 (volwassenen)	2,0 (kinderen)/ 0,6 (volwassenen)	18 <sup>(h)</sup>	8,2 <sup>(i)</sup>

<sup>(a)</sup> van toepassing op anorganisch arseen

<sup>(b)</sup> Europese normen, gebruikt voor de integrale risicoanalyse voor de Kempen (Oomen et al., 2007). De waarden zijn niet door RIVM afgeleid; berekend uit de TCL via 20 m<sup>3</sup>/dag ademvolume en 70 kg lichaamsgewicht;

<sup>(c)</sup> gelijk aan de orale TDI, omdat de eindpunten oraal en inhalatoir gelijk zijn; verschil in TDI's is lager dan factor 10; orale route is dominant; let dus op: voor lood zijn de TCL en de inhalatoire TDI niet omrekenbaar; de TCL is een wettelijke streefwaarde waar in de onderbouwning ook indirecte blootstelling meegenomen is

<sup>(d)</sup> de weergegeven cijfers zijn de basisgegevens voor blootstelling via voeding; indien er een aandeel is uit eigen tuin (blootstelling via groenteconsumptie) wordt de achtergrondblootstelling via voeding hiervoor naar beneden gecorrigeerd;

<sup>(e)</sup> totale blootstelling aan arseen via voeding, verminderd met het aandeel via vis (arseen in vis komt grotendeels onder organische vorm voor, organisch arseen is minder toxisch dan anorganisch arseen);

<sup>(f)</sup> in Vlaanderen wordt ook rekening gehouden met de inhalatoire achtergrondblootstelling voor de tijd die men niet op het terrein doorbrengt; in woongebied is deze quasi verwaarloosbaar, evenwel niet in recreatiegebied; de basis-achtergrondblootstelling via inademing wordt bepaald door de gemeten concentraties in woonzones in Vlaanderen en omrekening naar blootstelling via standaard ademvolume en lichaamsgewicht;

<sup>(g)</sup> gerapporteerde jaargemiddelde luchtconcentraties voor 2005, gemiddeld over de meetstations van Koksijde, Gent en Antwerpen (VMM, 2006)

<sup>(i)</sup> gerapporteerde jaargemiddelde luchtconcentraties voor 2005, Bron: MNP Milieu- en Natuurcompendium (MNP, 2005).

**Tabel 49: Humaantoxicologische grenswaarden voor Vlaanderen en Nederland**

### 7.3.3 Analyse

Door RIVM werd ter ondersteuning van de werkgroep Risico-evaluatie van BeNeKempen een interne nota opgemaakt met betrekking tot de toxicologie van cadmium en lood en de verantwoording van de TDI-waarden. Voor arseen werd geen nota opgemaakt.

Een samenvatting van de belangrijkste elementen en openstaande discussies wordt hierna per metaal gegeven. De geharmoniseerde cijfers en het voorstel voor harmonisatie op die punten waar nog geen breed overlegde consensus over bestaat, worden besproken onder hoofdstuk 7.3.4.

#### 7.3.3.1 Arseen

Arseen is een bewezen carcinogeen. Inname via orale weg kan leiden tot de ontwikkeling van huidkanker, maar ook tot een verhoging van het risico op lever-, blaas-, nier-, prostaat- en longkanker. Inademing van anorganisch arseen leidt tot een verhoogd risico op longkanker.

Tot de niet-carcinogene effecten hoort bij langdurige orale inname de ontwikkeling van huidandoeningen. Bij langdurige inademing kunnen eveneens huideffecten optreden, evenals verstoring van het circulatoir en perifeer zenuwstelsel. Er zijn eveneens data die aangeven dat inademing van anorganisch arseen een invloed kan hebben op de ontwikkeling van de foetus.

VITO volgt bij het nieuwe voorstel voor bodemsaneringsnormen de WHO, die een PTWI voor effecten op de huid heeft afgeleid van 15 µg/kg.week (of PTDI van 2 µg/kg.dag).

Bij de meest recente evaluatie van arseen door de WHO (WHO, 2003) werd de advieswaarde voor drinkwater behouden (10 µg/l, origineel afgeleid uit de PTWI met een fractie van 20 % via drinkwater), maar wordt aangegeven dat er nog steeds veel onzekerheid bestaat over de het risico op kanker bij lage concentraties. Er worden verhoogde risico's (*maximum likelyhood estimates* bij lineaire extrapolatie) voor respectievelijk blaas- en longkanker opgegeven van 12 en 18 per 10.000 voor vrouwen en 23 en 14 per 10.000 voor mannen bij 10 µg/l. Er wordt niet uitgesloten dat deze schattingen te hoog zijn. Verder wordt er aangegeven dat voor drinkwater nog altijd geen adequate NOAEL geobserveerd werd.

Het behoud van de waarde van 10 µg/l voor drinkwater is dus provisioneel en houdt rekening met de onzekerheden op de risicobeoordeling en de haalbaarheid van verwijdering van arseen uit drinkwater. De afleiding is van toepassing voor arseen(III) en arseen(V)

Voor inademing volgt VITO de EU (EC, 2001) en stelde ze aanvankelijk de door de EU gepubliceerde streefwaarde voor (6 ng/m<sup>3</sup>). Deze ligt in het interval van 4 – 13 ng/m<sup>3</sup> dat door de EU als het interval binnen de onzekerheid voor carcinogene effecten werd aanvaard (pseudo-drempelafleiding door Groot-Brittannië). Voor niet-carcinogene effecten werd een grenswaarde van 100 ng/m<sup>3</sup> afgeleid door de EU. Omdat bij de VITO-methodiek rekening gehouden werd met achtergrondblootstelling, werd uiteindelijk voor het opstellen van de nieuwe bodemsaneringsnormen een waarde van 13 ng/m<sup>3</sup> gehanteerd (hoge achtergrondconcentraties in lucht op niveau van de streefwaarde).

RIVM (Baars, Theelen, Janssen, Hesse, & van Apeldoorn, 2001) oordeelde dat de evaluatie van arseen diende te gebeuren op basis van een NOAEL, vanwege het waarschijnlijk niet-genotoxische mechanisme in de carcinogene werking van

arseen. Zij hanteert voor de orale blootstellingsroute een extra veiligheidsfactor 2 ten opzichte van de WHO, omwille van het feit dat de afleiding gebaseerd is op epidemiologische studies (en de kans op waarnemingsfouten hierin). Hiermee volgt het RIVM een eerder advies van de Nederlandse Gezondheidsraad. RIVM hanteert bijgevolg een TDI van 1 µg/kg.dag (voor arseen(III) en arseen(V)). Voor inademing hanteert RIVM een TCL van 1 µg/m<sup>3</sup> (gebaseerd op een LOAEC voor longkanker).

ATSDR leidt in haar toxicologisch profiel voor arseen (*draft for public comment*) (ATSDR, 2005a) MRL (Minimal Risk Levels) waarden af. MRL-waarden hebben betrekking op toxicologische effecten met drempel en worden, indien mogelijk, afgeleid voor acute blootstelling (1 – 14 dagen), subchronische blootstelling (15 – 364 dagen) en chronische blootstelling (> 365 dagen). Volgende MRL-waarden werden afgeleid:

acute MRL	5 µg/kg.dag (arseenvergiftiging via sojasaus; kritische effecten: gezichtsroedeem en spijsverteringsstoornissen; LOAEL als vertrekpunt)
chronische MRL	0,3 µg/kg.dag (blootstelling aan arseen in water in Taiwan; kritische effecten: hyperpigmentatie, keratose en huidletsels, NOAEL als vertrekpunt)

### 7.3.3.2 Cadmium

De toxiciteit van cadmium is onderzocht in talloze dierexperimenten en studies in humane populaties. Een variëteit aan toxische effecten wordt beschreven, waaronder niertoxiciteit, osteoporose, neurotoxiciteit, carcinogeniteit, genotoxiciteit, teratogeniteit, endocriene toxiciteit en reproductietoxiciteit. Voor de orale route is het kritische effect de niertoxiciteit, bestaande uit inductie van irreversibele tubulaire nefropathie, die uiteindelijk kan leiden tot nierinsufficiëntie. Deze niereffecten ontstaan door lokale cadmiumophoping. In de nieren heeft cadmium een zeer lange halfwaardetijd, namelijk van 10 tot 30 jaar. Deze lange halfwaardetijd verklaart de accumulatie van cadmium, met een piek rond de leeftijd van 50 jaar, in de nieren.

Na inademing is eveneens niertoxiciteit waargenomen, maar doen zich ook directe effecten op de longfuncties voor bij relatief lage concentraties. Voor de inhalatoire route is ook een carcinogene werking aangetoond.

Voor orale blootstelling is niertoxiciteit het belangrijkste effect. VITO volgt voor orale inname de WHO (JECFA) die een PTWI hebben afgeleid van 7 µg/kg/week op basis van een kritische concentratie in de nierschors van 50 mg/kg, een orale absorptie van 5 % en een dagelijkse uitscheiding van 0,005 % van de lichaamsbelasting. De WHO geeft in de meer recente evaluaties aan dat deze PTWI voor een deel van de bevolking niet beschermend genoeg is. RIVM (Baars et al., 2001) volgen de literatuur, die aangeeft dat bij 50 mg/kg in de nierschors een gering deel van de bevolking reeds een schadelijk effect ondervindt en besliste daarom de PTWI te verlagen naar 3,5 µg/kg.week.

In het ontwerp EU RAR voor cadmium (ECB, 2004) wordt een uitscheiding van 2 µg Cd/g creatinine als de LOAEL beschouwd (2,5 µg/g creatinine komt overeen met 50 mg/kg in de nierschors), terwijl een factor 3 gehanteerd wordt om tot een NOAEL van 0,66 µg/g creatinine te komen.

Voor inademing zijn zowel niertoxiciteit, directe effecten op de longen als carcinogeniteit van belang. Met betrekking tot carcinogeniteit stellen zowel de EU als WHO dat de afgeleide carcinogene eenheidsrisico's zeer waarschijnlijk een



overschatting zijn en dat de TCL gebaseerd moet worden op niertoxiciteit. WHO leidt hierbij een TCL af van 300 ng/m<sup>3</sup>, terwijl de EU tot een TCL van 5 ng/m<sup>3</sup> kwam. Deze laatste waarde werd ook goedgekeurd als streefwaarde. Hierbij dient, volgens RIVM, te worden opgemerkt dat de TCL van de EU gebaseerd is op een veel strengere inschatting van de niertoxische effecten van cadmium dan de orale TDI. Dat wil zeggen dat de TCL aanzienlijk conservatiever is in termen van de daaraan gerelateerde niercortex-concentratie.

#### **7.3.3.3 Lood**

Voor lood zijn er geen verschillen tussen Vlaanderen en Nederland. Kinderen worden als kritische groep beschouwd en er wordt een TDI van 3,6 µg/kg.dag gehanteerd voor effecten op gedrag en intellectuele ontwikkeling.

Inhalatoire blootstelling wordt gecombineerd met orale blootstelling, er wordt niet gecombineerd voor verschillen in absorptie tussen inademing en voeding, omdat de verschillen klein zijn. De streefwaarde voor lucht van de EU wordt gehanteerd.

### **7.3.4 Geharmoniseerde methodiek**

Hoewel in de risicotetsing een aantal beleidsbeslissingen verweven zitten, is er een mogelijkheid tot harmonisatie vanuit de toxicologische eigenschappen van de beschouwde stoffen. Zo is het voor cadmium duidelijk dat het kritisch effect het gevolg is van cumulatieve blootstelling en dat dit een systemisch effect is. Bijgevolg kan een gemiddelde tot en met de leeftijd van 50 jaar berekend worden en kunnen inhalatie en orale inname gecombineerd worden (mits rekening te houden met een aparte TCL voor toetsing van luchtconcentraties). Voor lood is het kritisch effect eveneens een systemisch effect en zijn jonge kinderen de kritische leeftijdsgroep. Bijgevolg kunnen opnieuw inhalatie en orale inname gecombineerd worden en wordt de blootstelling voor kinderen < 6 jaar getoetst.

Voor arseen is er momenteel vanuit de toxicologie geen duidelijkheid over de te beschouwen leeftijdsgroep. Vanuit Vlaanderen wordt in dit geval voorgesteld om kinderen als aparte groep te behouden (< 6 jaar) en om de orale en inhalatoire blootstelling via hun eigen toxicologische werkingsdrempels te toetsen en vervolgens de combinatie te maken. In Nederland wordt in dat geval een beoordeling uitgevoerd op basis van levenslange blootstelling.

Het al dan niet bijtellen van de achtergrondblootstelling voor stoffen met een werkingsdrempel voor het kritisch effect, blijft een beleidsbeslissing en wordt vooral ingegeven vanuit het wettelijke kader van waaruit men handelt. Tevens geldt de beslissing niet alleen de achtergrondblootstelling via voeding en lucht, die niet het gevolg is van de verontreiniging, maar ook de lokale niveaus die het gevolg kunnen zijn van lokale bronnen zonder bodemherkomst of van historische belasting (bijvoorbeeld: binnenhuisbronnen, historische atmosferische depositie). Voor het eerste punt wordt voorgesteld een stapsgewijze aanpak te volgen. De blootstelling wordt telkens geëvalueerd met en zonder achtergrondblootstelling. Op deze wijze krijgt men zicht op het belang van de lokale blootstelling en de generieke blootstelling en kan men bepalen welke maatregelen het meest efficiënt zullen zijn. Met andere woorden, het is mogelijk dat zich een gezondheidseffect voordoet, maar dat maatregelen met betrekking tot de bodemverontreiniging nauwelijks een effect zullen hebben of misschien net wel het probleem kunnen reduceren. Een gelijkaardige redenering kan gevolgd worden met betrekking tot de lokale niveaus. Hierbij kan men in eerste instantie kijken naar het geheel van de lokale blootstelling en vervolgens het aandeel bodem hierin weergeven.

Hieromtrent is nog geen beslissing genomen. Een bijkomend probleem is dat het enerzijds moeilijk is om vanuit gemeten concentraties in bijvoorbeeld het binnenhuismilieu het aandeel bodem te schatten en gelijkaardig is het moeilijk om vanuit de bodemconcentraties de concentraties in het binnenhuismilieu te schatten. De actuele blootstelling voor het binnenhuismilieu kan derhalve veel nauwkeuriger bepaald worden op basis van metingen, maar het is zeer moeilijk hieruit het aandeel bodem te halen of het aandeel bodem te voorspellen.

Een samenvatting van het voorstel voor harmonisatie wordt gegeven in Tabel 50 en wordt vervolgens verder toegelicht.

	<i>Orale TDI</i>	<i>Inhalatoire TDI</i>	<i>TCL</i>	<i>Opmerkingen</i>
arsen	2 µg/kg.d (VI) 1 µg/kg.d (NI)	uit TCL	6 ng/m <sup>3</sup>	<i>kind en volwassene apart (VI) levenslang (NI) sommatie orale en inhalatoire RI</i>
cadmium	0,66 µg/g creatinine*	0,66 µg/g	5 ng/m <sup>3</sup>	<i>niereffecten (geabsorbeerde blootstelling); blootstelling tot 50 jaar TCL voor concentraties</i>
lood	3,6 µg/kg.d	3,6 µg/kg.d	500 ng/m <sup>3</sup>	<i>blootstelling kind TCL voor concentraties</i>

\*: komt overeen met een TDI van 0,7 µg/kg.d onder aanname van een orale absorptie van 3 % en een halfwaardetijd van 13,6 jaar  
RI: risico-index = dosis/TDI

**Tabel 50: Geharmoniseerde toxicologische criteria**

#### **7.3.4.1 Arseen**

Voor arseen werd tijdens de vergadering van de werkgroep risico-analyse van BeNeKempen van 12 januari 2007 besloten dat voor de orale blootstellingsroute een TDI van 1 µg/kg.dag gehanteerd zou worden, onder de voorwaarde dat rekening zou gehouden worden met de relatieve biobeschikbaarheid via bodem en stof. Volgende punten werden niet verder besproken:

- TCL;
- combinatie orale en inhalatoire weg;
- al dan niet levenslange uitmiddeling.

Voor de TCL wordt voorgesteld om de door de EU goedgekeurde streefwaarde van 6 ng/m<sup>3</sup> te hanteren. De afleiding van deze waarde door de desbetreffende toxicologische EU-werkgroep vond plaats op basis van een pseudo-drempelwaarde voor carcinogene effecten. Hierbij werd een LOAEL voor longtumoren in arbeidstoxicologische studies geëxtrapoleerd naar een NOAEL en naar continue levenslange blootstelling van de algemene bevolking. Vervolgens werd nogmaals een factor in rekening gebracht voor potentieel gevoelige subpopulaties. Deze aanpak werd gekozen in het licht van ontbrekende wetenschappelijke eenduidigheid omtrent het mechanisme van de tumorvorming (genotoxisch of niet-genotoxisch). Aldus resulteerde het interval 4 – 13 ng/m<sup>3</sup>. Het RIVM daarentegen ging uit van een waarschijnlijk niet-genotoxisch werkingsmechanisme en kwam op basis van een LOAEL, gedeeld door één enkele factor van 10, tot een veel hogere luchtnorm (TCL) van 1000 ng/m<sup>3</sup>. In het rapport van bovengenoemde EU-werkgroep worden dosis-respons analyses gepresenteerd die suggereren dat deze TCL mogelijk onvoldoende beschermend is voor het eindpunt longkanker. In het licht hiervan wordt de EU-streefwaarde van 6 ng/m<sup>3</sup> gekozen als geharmoniseerde luchtnorm.

Doordat de orale TDI en de TCL niet afgeleid zijn van dezelfde effecten (met name huideffecten enerzijds en longkanker anderzijds, maar er voor orale inname zeker ook rekening moet gehouden worden met kankerincidenties), wordt besloten dat een separate orale en inhalatoire TDI (in het laatste geval afgeleid van de TCL) moet gehanteerd worden, en dat de afzonderlijke RI's gesommeerd worden. De achtergrondblootstelling (oraal en inhalatoir) wordt in rekening gebracht in de eerste stap van de beoordeling.

Er zijn indicaties dat orale blootstelling aan arseen bij kinderen zou leiden tot afwijkingen in "neurologische gedragsparameters" (ATSDR, 2005a). Om uitsluitel te krijgen over de wijze van risicotoetsing, werd in juni-juli bijkomend advies ingewonnen bij de toxicologen van RIVM (de heren Baars en Janssen) en van VITO (mevrouw Schoeters) RIVM geeft in haar nota aan dat neurotoxicologische effecten effectief optreden bij hoge concentratieniveaus, maar dat het nog onduidelijk is of dit ook het geval is in het lagere concentratiegebied, waarin de huideffecten optreden (huideffecten vormen de basis van de TDI's van WHO, RIVM en ATSDR). Zij geeft aan dat, gezien de wijze waarop de TDI van 1 µg/kg.d onderbouwd is, deze TDI als een chronische waarde beschouwd moet worden en er dus een levenslang gemiddelde toetsing dient plaats te vinden. Op basis van beperkt literatuuronderzoek geeft VITO eveneens aan dat neurotoxicologische effecten optreden, maar dat er onzekerheid is over de effecten bij lage niveaus. Daartegenover staat dat de effecten bij hoge niveaus significant zijn, ondanks de kleine studiepopulaties. VITO besluit eveneens dat uit de literatuur blijkt dat kinderen even gevoelig zijn voor huideffecten als volwassenen, en dat, aangezien ze specifieke effecten vertonen en verhoogd blootgesteld zijn, het aangewezen is ze als een gevoelige populatie te beschouwen. Tevens moet rekening gehouden worden met het feit dat er indicaties zijn dat arseen een genotoxisch carcinogeen is (orale carcinogeniteit is nu niet meegenomen in de risicotoetsing).

Omdat voor arseen geen consensus kon bereikt worden over de te hanteren risicotoetsing, is besloten dat beide landen de eigen benadering blijven volgen. Met name wordt voor Nederland een orale TDI van 1 µg/kg.d gehanteerd in combinatie met een beoordeling van de levenslange blootstelling; voor Vlaanderen wordt een TDI van 2 µg/kg.d gehanteerd in combinatie met een toetsing van de blootstelling tijdens de kindertijd (1 - < 6 jaar). Het is duidelijk dat het aangewezen is om een uitgebreidere studie van de literatuur uit te voeren en dat ook meer data nodig zijn om een onderbouwing te kunnen geven aan de risicotoetsing van arseen.

#### **7.3.4.2 Cadmium**

Voor cadmium werd op de vergadering van de werkgroep Risicoanalyse van 12 januari 2007 besloten dat voor orale inname rekening zou worden gehouden met de afleiding in het EU RAR (ECB, 2004) en dat een NOAEL van 0,66 µg Cd/g creatinine zal gehanteerd worden. Indien deze omgerekend wordt met een absorptie van 3 % en een halfwaardetijd van 13,6 jaar (meest geschikte waarden op populatieniveau), dan resulteert dit in een TDI van 0,7 µg/kg.dag. Deze NOAEL wordt gehanteerd als criterium bij zowel orale als inhalatoire blootstelling. In de toetsing wordt rekening gehouden met verschillen in absorptie via orale en inhalatoire weg.

Voor inademing wordt bijkomend de TCL gehanteerd om luchtconcentraties te kunnen toetsen. De TCL biedt immers ook bescherming tegen carcinogene effecten.

Gezien het cumulatieve effect van cadmium wordt een uitmiddeling van de blootstelling over een periode tot en met 50 jaar uitgevoerd (de hoogste lichaamsbelasting wordt waargenomen rond de leeftijd van 50 jaar).

#### 7.3.4.3 Lood

Voor lood is geen verdere harmonisatie nodig. Het is evident dat er een aparte toetsing voor kinderen wordt uitgevoerd. Voor de TDI wordt de gemeenschappelijke waarde van 3,6 µg/kg.d gehanteerd. De inhalatoire en orale blootstelling worden getoetst aan de orale TDI, waarbij rekening gehouden wordt met verschillen in absorptie tussen de routes.

**Met opmaak:** opsommingstekens en nummering

## 7.4 Achtergrondblootstelling

De verschillen in achtergrondblootstelling tussen Vlaanderen en Nederland zijn beperkt. Aangezien de achtergrondblootstelling met uitsluitend toegepast zal worden voor Vlaanderen, wordt voorgesteld de waarden voor achtergrondblootstelling zoals in Vlaanderen gebruikt bij de herziening van de normering zware metalen te hanteren. Met betrekking tot luchtconcentraties worden gewijzigde waarden voorgesteld ten opzichte van deze in de herziening van de normering in Vlaanderen (Bierkens et al., 2007a, 2007b, 2007c) omdat in voorliggend document geen rekening wordt gehouden met meetposten in woonzones in Lommel. Tevens wordt gebruik gemaakt van nieuw gepubliceerde meetwaarden (jaar 2005).

De achtergrondblootstelling via voeding werd herberekend als functie van de verschillende leeftijdscategorieën. Hiervoor werden de consumptiecijfers en de gemiddelde concentraties in aardappelen, groenten, fruit, brood, granen, vlees, orgaanvlees en gevogelte genomen en werd de leeftijdsafhankelijke blootstelling berekend. Vervolgens werd deze blootstelling uitgedrukt ten opzichte van de inname voor de leeftijdscategorie 21 – 30 jaar. De verschillen tussen de metalen en tussen mannen en vrouwen zijn beperkt en resulteren in volgende gemiddelde leeftijdsafhankelijke correctiefactoren:

1-2 jaar	0,2
3-5 jaar	0,26
6-9 jaar	0,39
10-15 jaar	0,56
16-20 jaar	0,76
21-30 jaar e.v.	1,0

De orale achtergrondblootstelling voor volwassenen (in µg/dag) (Tabel 49; waarden \* 70) wordt vermenigvuldigd met deze factoren om tot een leeftijdsafhankelijke orale achtergrondblootstelling te komen. De waarden zijn opgenomen in Tabel 51.

	<i>arseen</i>	<i>cadmium</i>	<i>lood</i>
<i>1- &lt; 3 jaar</i>	3,64	3,22	5,18
<i>3- &lt; 6 jaar</i>	4,73	4,19	6,73
<i>6 - &lt; 10 jaar</i>	7,10	6,28	10,10
<i>10 - &lt; 16 jaar</i>	10,19	9,02	14,50
<i>16 - &lt; 21 jaar</i>	13,83	12,24	19,68
<i>21 - &lt; 31 jaar</i>	18,20	16,10	25,90
<i>31 - &lt; 41 jaar</i>	18,20	16,10	25,90
<i>41 - &lt; 51 jaar</i>	18,20	16,10	25,90
<i>51 - &lt; 61 jaar</i>	18,20	16,10	25,90
<i>61 - &lt; 71 jaar</i>	18,20	16,10	25,90

**Tabel 51: Achtergrondblootstelling via voeding ( $\mu\text{g}/\text{dag}$ )**

De verdeling van de achtergrondblootstelling over de verschillende groentecategorieën werd uitgevoerd op basis van de studies gerapporteerd in de herziening van de normering zware metalen in Vlaanderen. Hierbij was het meestal mogelijk om een verdeling te maken voor aardappelen, bladgroenten en overige groenten. Het aandeel via overige groenten werd gelijk verdeeld over de overblijvende groentecategorieën. De gebruikte percentages zijn opgenomen in Tabel 52.

<i>groentecategorie</i>	<i>arseen</i>	<i>cadmium</i>	<i>Lood</i>
<i>aardappelen</i>	0,07	0,34	0,03
<i>wortel- en knolgewassen</i>	0,02	0,02	0,01
<i>bolgewassen</i>	0,02	0,02	0,01
<i>vruchtgewassen</i>	0,02	0,02	0,01
<i>kolen</i>	0,02	0,02	0,01
<i>bladgroenten</i>	0,01	0,06	0,01
<i>peulvruchten</i>	0,02	0,02	0,01
<i>totaal via groenten</i>	0,16	0,48	0,11

**Tabel 52: Verdeling van de achtergrondblootstelling over de verschillende groentecategorieën (fractie van totale achtergrondblootstelling via voeding)**

## 7.5 Relatieve orale biobeschikbaarheid van metalen uit bodem en stof

### 7.5.1 Achtergrond

De beschikbaarheid van metalen voor opname in het maag-darmstelsel is afhankelijk van de matrix waarin ze voorkomen. Bij de bepaling van de blootstelling en het hieruit volgende risico dient men rekening te houden met verschillen in biobeschikbaarheid van de matrix in vergelijking met de matrix waarop de toxicologische waarde gebaseerd is.

Er wordt algemeen aangenomen dat de aanwezigheid van metalen in bodem of stof kan leiden tot een gereduceerde beschikbaarheid in vergelijking met de aanwezigheid in voeding. De toxicologische grenswaarden zijn vaak gebaseerd op voeding, zoals voor arseen (drinkwater), cadmium en lood het geval is.

Om te corrigeren voor gereduceerde biobeschikbaarheid maakt men gebruik van het begrip relatieve biobeschikbaarheid, die in dit geval de verhouding weergeeft van de beschikbaarheid in bodem en stof versus de beschikbaarheid in voeding (of drinkwater).

Bepaling van de relatieve biobeschikbaarheid gebeurt best *in vivo* in een dier dat qua spijsverteringsstelsel best aansluit bij de mens. Zo worden vaak jonge zwijntjes gebruikt als surrogaat voor kinderen. Omwille van kostprijs en ethische redenen zijn er *in vitro* methoden ontwikkeld voor het simuleren van biobeschikbaarheid. Deze technieken meten evenwel niet de echte biobeschikbaarheid, maar de zogenaamde bio toegankelijkheid (bioaccessibility) of de mate waarin de componenten vrijgesteld worden in een artificiële maag- of darmvloeistof en dus beschikbaar komen voor absorptie. Er wordt dus slechts een deel van de biobeschikbaarheid (omvattende het beschikbaar komen in maag-darmstelsel, absorptie, metabolisatie in de lever) gemeten. *In vitro* testen vereisen validatie vooraleer ze daadwerkelijk kunnen ingezet worden. Voor lood is de validatie reeds ver gevorderd en bestaan bruikbare methoden, voor arseen is de validatie moeilijker onder meer omwille van het ontbreken van goede *in vivo* data. Vooral nog worden *in vitro* testen nog niet standaard in de risicobeoordeling gebruikt.

In sommige landen (bijvoorbeeld: VS, UK) wordt, bij gebruik van *in vitro* bio toegankelijkheidstesten, de gemeten waarde rechtstreeks gebruikt als vervanging van de orale biobeschikbaarheid. De voorwaarde hierbij is dat de validatie een lineaire relatie geeft tussen bio toegankelijkheid en *in vivo* biobeschikbaarheid, met een helling die vrijwel 1 is en een intercept dat vrijwel 0 bedraagt. In Nederland evenwel wordt ook de validatie uitgevoerd, maar wordt vervolgens nog een herberekening uitgevoerd om, voor lood bijvoorbeeld, rekening te houden met nuchtere en gevoede omstandigheden en voor arseen met de biobeschikbaarheid van oplosbaar arseen.

De relatieve biobeschikbaarheid van bodem en stof dient in principe steeds per locatie te worden bepaald, omdat de matrix en de vorm waaronder de metalen voorkomen de beschikbaarheid beïnvloeden. Bij afwezigheid van locatiespecifieke data kan men nagaan of het mogelijk is een generieke maximale waarde te gebruiken die in (vrijwel) geen enkele situatie zal overschreden worden. Via de hiernavolgende oefening wordt getracht tot een voorstel voor generieke maximale waarden te komen.

De beschikbare informatie wordt hierna besproken op basis van overzichtswerken. Voorafgaand wordt evenwel toelichting gegeven bij de door RIVM uitgevoerde studies rond bio toegankelijkheid (bioaccessibility) in de Nederlandse Kempen.

## 7.5.2 Studies in de Kempen

Door het RIVM werd in opdracht van ABdK een opdracht uitgevoerd naar de bepaling van de bio toegankelijkheid en biobeschikbaarheid van arseen en lood in bodems en zinkassen in de Nederlandse Kempen. De resultaten werden gerapporteerd in twee documenten (Oomen & Hagens, 2006) voor bodems en zinkassen, (Oomen & Hagens, 2007) voor zinkassen). Onder bodems werden de stalen (monsters) verstaan afgezeefd op < 2 mm, onder zinkassen werden de stalen (monsters) verstaan met een korrelgrootte > 2 mm. Ook werden enkele zuivere zinkassen geanalyseerd.

Voor de digestieproeven ter bepaling van de biotoegankelijkheid werd 0,6 g materiaal gebruikt. Hierbij wordt afgeweken van de aanbeveling uit Oomen et al. (2006) om 0,06 g materiaal te gebruiken. In hetzelfde rapport wordt gesteld dat bij gebruik van 0,6 g materiaal er problemen kunnen optreden om de pH in de hand te houden en dat validatie nodig is bij gebruik van deze resultaten. De hoeveelheid van 0,6 g werd gebruikt omwille van heterogeniteit in samenstelling van de stalen (monsters). Grotere brokken werden verkleind tot een brokje van 0,6 g.

De resultaten van de biotoegankelijkheidsmetingen voor lood zijn opgenomen in Tabel 53. In het rapport zelf worden de afgeleide biobeschikbaarheidswaarden gerapporteerd in de overeenkomstige tabel. Hierbij werden de biotoegankelijkheidsmetingen voor lood vermenigvuldigd met een factor 2. Omdat dit geen algemeen aanvaarde werkwijze is (zie 7.5.1), worden deze waarden hier dan ook niet opgenomen. Tevens lijkt het dat de resultaten met de nodige voorzichtigheid moeten geïnterpreteerd worden wegens het afwijken van de aanbevolen proefopzet.

	<i>biotoegankelijkheid &gt; 2 mm</i>	
	<i>2006</i>	<i>2007</i>
<i>biotoegankelijkheid &lt; 2 mm</i>		
0,30	0,18	0,03
0,36	0,23	0,07
0,37	0,26	0,11
0,38	0,33	0,13
0,40	0,34	0,15
0,42	0,40	0,16
0,43		0,18
0,43		0,19
0,44		0,19
0,46		0,20
0,46		0,20
0,48		0,20
0,49		0,20
		0,21
		0,21
		0,24
		0,36

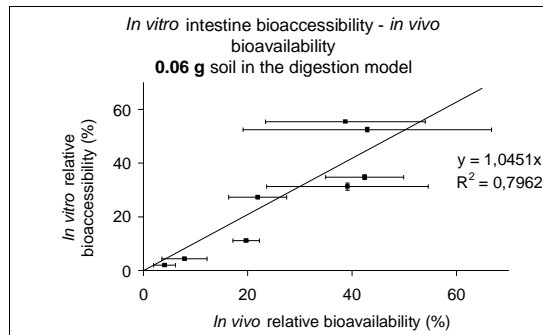
**Tabel 53: Resultaten van de biotoegankelijkheidsmetingen voor lood op bodem en zinkassen (gebaseerd op Oomen en Hagens, 2006 en 2007)**

Bij arseen bleek dat de biotoegankelijkheid van de fractie > 2 mm niet significant verschillend was van deze van de fractie < 2 mm, hoewel er een trend was tot een hogere waarde in de fractie < 2 mm. De gegevens van beide fracties werden daarom samengenomen. De resultaten van de biotoegankelijkheidsmetingen zijn opgenomen in Tabel 54. In het rapport zelf worden de afgeleide biobeschikbaarheidswaarden gerapporteerd in de overeenkomstige tabel. Hierbij werden de biotoegankelijkheidsmetingen voor arseen vermenigvuldigd met een factor 1,14 (1/0,88). Omdat dit geen algemeen aanvaarde werkwijze is, worden deze waarden hier niet opgenomen. Tevens lijkt het dat de resultaten met de nodige voorzichtigheid moeten worden geïnterpreteerd wegens het afwijken van de aanbevolen proefopzet.

<i>biotoegankelijkheid &lt; 2 mm en &gt; 2 mm (2006)</i>	<i>biotoegankelijkheid &gt; 2 mm (2007)</i>
0,011	0,011
0,034	0,012
0,068	0,013
0,068	0,016
0,068	0,016
0,091	0,016
0,091	0,02
0,114	0,022
0,114	0,023
0,125	0,031
0,125	0,042
0,125	
0,136	
0,182	
0,205	
0,330	
0,614	

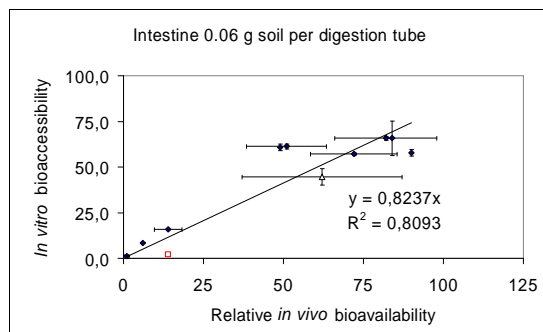
**Tabel 54: Resultaten van de bio-toegankelijkheidsmetingen voor arseen op bodem en zinkassen (gebaseerd op Oomen en Hagens, 2006 en 2007)**

Ter illustratie worden ook de validatieresultaten uit Oomen (2006) voor 0,06 g bodem weergegeven (resultaten uit de darmsimulatiefase gaven beste resultaten) in Figuur 20 en Figuur 21 voor respectievelijk arseen en lood.



**Figuur 20: In vitro bio-toegankelijkheid versus relatieve in vivo biobeschikbaarheid voor arseen (uit Oomen et al. (2006))**





Figuur 21: *In vitro* biotoegankelijkheid versus relatieve *in vivo* biobeschikbaarheid voor lood (uit Oomen et al. (2006))

### 7.5.3 Orale biobeschikbaarheid van arseen

De orale biobeschikbaarheid van arseen wordt besproken in NEPI (2000). Oplosbare arseenvormen worden vrijwel volledig (meer dan 95 %) geabsorbeerd in het maag-darmstelsel. De absorptie is verschillend naargelang de dierspecies. Data in muizen, apen en honden suggereren vergelijkbare cijfers als bij mensen.

De inname van minder oplosbare vormen van arseen leidt tot gereduceerde absorptie. Studies uitgevoerd bij proefdieren op bodems wijzen op orale relatieve biobeschikbaarheidsfactoren van 0,1 tot 0,5. De auteurs lichten een aantal studies toe. De meeste *in vivo* studies hadden betrekking op bodems afkomstig van de omgeving van smelters of op mijnafval. *In vitro* studies zouden aangeven dat dezelfde processen optreden bij bodems verontreinigd met arseen afkomstig van andere bronnen (bijvoorbeeld: pesticiden). Op basis van een evaluatie van de studies wordt aangegeven dat bij gelijke deeltjesgrootte, arseen onder de vorm van sulfiden en in slakken een lagere oplosbaarheid en dus lagere orale biobeschikbaarheid zullen hebben in vergelijking met metaal-arseenoxiden en arseen geadsorbeerd op ijzerhydroxiden.

Een studie bij kinderen (Walker & Giffin, 1998) gaf aan dat de gemeten blootstelling aan arseen overschat werd indien in de risico-evaluatie de standaardwaarde voor orale biobeschikbaarheid gebruikt werd. Een goede voorspelling werd bekomen bij een orale relatieve biobeschikbaarheid, bepaald in apen, van 18,3 % voor bodem en 25,8 % voor stof (gemiddelde waarden).

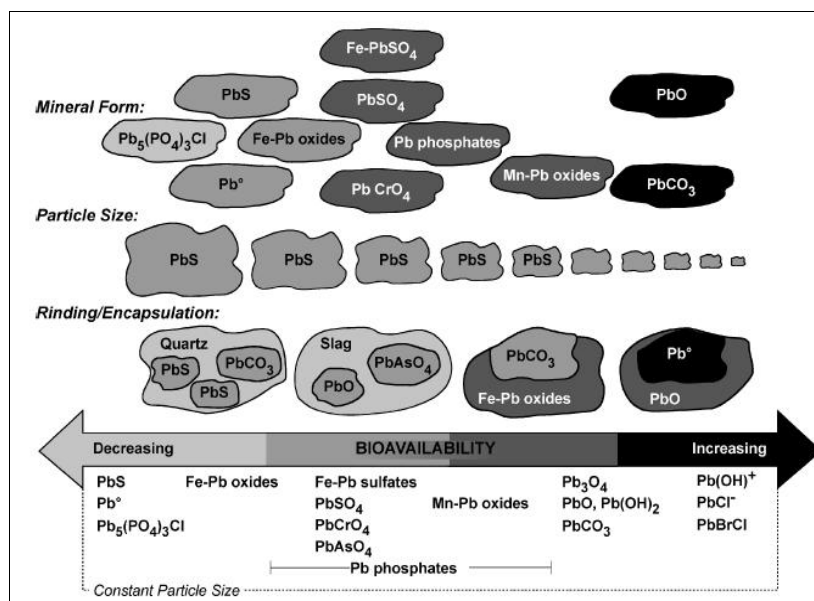
In een presentatie naar aanleiding van een internationale workshop rond orale biobeschikbaarheid (Health Canada, 2005) vermeldt Ollson dat de *in vivo* biobeschikbaarheid van arseen gerapporteerd in verschillende studies varieert van < 5 % tot 98 %, met een gemiddelde van 23 %, het 95-percentiel van de metingen bedroeg 52 %. Het type gecontamineerde bodems dat onderzocht werd was beperkt en had vooral betrekking op mijn- of smelteractiviteiten. De bioaccessibility-metingen gerapporteerd in de literatuur varieerden van < 1 % tot 95 % met een gemiddelde van 25,6 %. Het 95-percentiel bedroeg 59 %.

Samenvattend: Voor arseen kan een standaard orale relatieve biobeschikbaarheid in bodem en stof van 0,6 gehanteerd worden. De metingen van bio-toegankelijkheid op bodem en zinkassen in de Nederlandse Kempen suggereren een lagere

relatieve biobeschikbaarheid, maar voorlopig wordt de voorkeur gegeven aan een bovengrens op basis van het geheel van de literatuurdata. Gegevens over orale biobeschikbaarheid op stof geven de indicatie dat arseen op stof beter beschikbaar is; de voorgestelde waarde zou hiervoor voldoende hoog moeten zijn.

### 7.5.4 Orale biobeschikbaarheid van lood

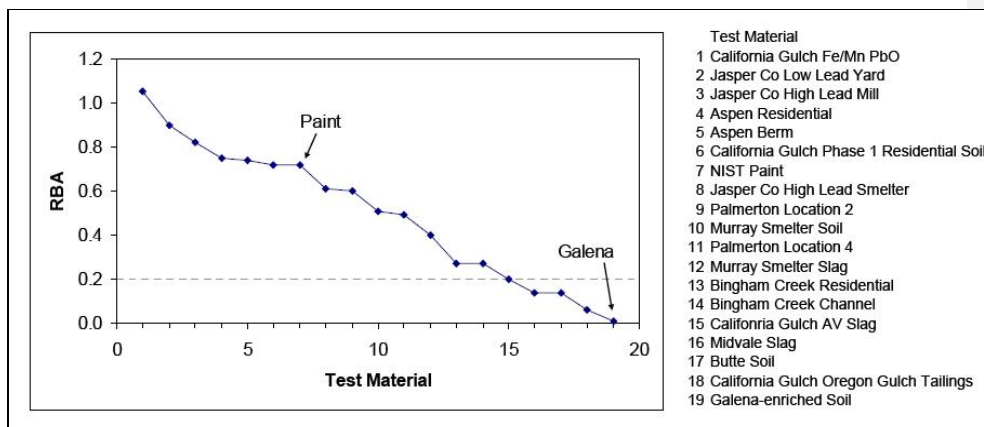
Bij de bepaling van een waarde voor de biobeschikbaarheid van lood moet men er rekening mee houden dat de risico-evaluatie betrekking heeft op kinderen. De orale biobeschikbaarheid van lood is hoger in kinderen dan in volwassenen. Daarnaast is er een hogere orale biobeschikbaarheid onder nuchtere omstandigheden vergeleken met niet-nuchtere omstandigheden. De biobeschikbaarheid van lood in bodem wordt bepaald door de deeltjesgrootte en door de chemische vorm, zoals geïllustreerd in Figuur 22.



**Figuur 22: Invloed van chemische vorm en deeltjesgrootte op de biobeschikbaarheid van lood in bodem (uit:Ruby (2004))**

De orale biobeschikbaarheid van lood wordt besproken in NEPI (2000) en in ATSDR (2005b). Volwassenen absorberen typisch 7 – 15 % van lood ingenomen via de voeding, zuigelingen en kinderen hebben een geschatte absorptie van 40 – 53 % via voeding. Toediening van oplosbare zouten onder nuchtere omstandigheden in vergelijking met gevoede omstandigheden leidt tot een significante daling van de opname (meer dan een factor 4).

Een overzicht van relatieve biobeschikbaarheid in jonge zwijnen is opgenomen in Figuur 23.



**Figuur 23: Relatieve biobeschikbaarheid van lood in bodem en bodemachtig materiaal getest in jonge zwijnen (uit: ATSDR (2005b))**

Op basis van deze resultaten en de samenstelling van de stalen (monsters) werd een tabel afgeleid, waarin relatieve biobeschikbaarheid gerelateerd wordt aan mineralogische samenstelling. De tabel is hier overgenomen (Tabel 55).

<i>lage biobeschikbaarheid (RBA &lt; 0,25)</i>	<i>gemiddelde biobeschikbaarheid (RBA = 0,25 – 0,75)</i>	<i>hoge biobeschikbaarheid (RBA &gt; 0,75)</i>
<i>angelsiet</i>	<i>lood oxide</i>	<i>cerusiet</i>
<i>Fe(M) oxide</i>	<i>lood fosfaat</i>	<i>Mn(M) oxide</i>
<i>Fe (M) sulfaat</i>		
<i>galena</i>		
<i>Pb (M) oxide</i>		

M: metaal; RBA = relatieve biobeschikbaarheid in vergelijking met loodacetaat

**Tabel 55: Rangschikking van relatieve biobeschikbaarheid van lood in de bodem naar mineralogische fasen (uit: ATSDR (2005b))**

In een presentatie naar aanleiding van een internationale workshop rond biobeschikbaarheid (Health Canada, 2005) vermeldt Ollson dat de *in vivo* biobeschikbaarheid van lood gerapporteerd in verschillende studies gemiddeld  $46 \pm 27\%$  bedroeg. Het type gecontamineerde bodems had vooral betrekking op mijn- of smelteractiviteiten. De bioaccessibiliteitsmetingen gerapporteerd in de literatuur varieerden van < 1 % tot 86 % met een gemiddelde van 51 % (resultaten van de maagfase) en 4,2 % (resultaten van de dunne darm). Het 95-percentiel van de resultaten op de maagfase bedroeg 80%. Hoewel er geen statistisch verschil was tussen de studies, was het gemiddelde voor de ratstudies (15 %) significant lager dan dat van de mannelijke zwijnen (52 %). De humane studie gaf een resultaat van 52 %. Een overzicht van resultaten uit bio-toegankelijkheidstesten geeft aan dat de bio-toegankelijkheid afneemt met toenemende concentraties, de spreiding op de data is evenwel groot.

Het IEUBK-model gebruikt een relatieve biobeschikbaarheid in bodem van 60 % (US-EPA, 1994).

Samenvattend: Voor lood kan een standaard orale relatieve biobeschikbaarheid in bodem en stof van 0,8 gehanteerd worden. De metingen op bodem en zinkassen in de Nederlandse Kempen suggereren een lagere relatieve biobeschikbaarheid, maar voorlopig wordt de voorkeur gegeven aan een bovengrens op basis van het geheel van de literatuurdata.

### 7.5.5 Orale biobeschikbaarheid van cadmium

De orale biobeschikbaarheid van cadmium wordt niet verder besproken. De biobeschikbaarheid van cadmium in voeding is laag (3 – 5 %) en de hoogste blootstelling is afkomstig van voeding. De impact van het in rekening brengen van een gereduceerde blootstelling via bodem en stof is laag. Bij de aanwezigheid van een moestuin zal deze blootstellingsroute domineren. Bij afwezigheid van een moestuin, zal de blootstelling aan bodem en stof niet tot een risico leiden bij de gemeten gehalten in bodem en huisstof in de Kempen.

## 7.6 Risicokarakterisering

De risicokarakterisering omhelst de vergelijking van de berekende blootstelling met de geselecteerde risicogrenswaarden. Hierbij moet beslist worden voor welke leeftijdsgroepen de uitmiddeling gebeurt, of achtergrondblootstelling al dan niet bijgeteld wordt en op welke wijze orale en inhalatoire blootstelling gecombineerd worden.

Hoewel in het model-formularium telkens de blootstelling berekend wordt voor een dag waarop het blootstellingsscenario van toepassing is en voor een jaargemiddelde situatie, gebeurt de toetsing op basis van jaargemiddelden. Met andere woorden, we toetsen de chronische blootstelling. De berekende daggemiddelden zijn hier vooral bedoeld om mogelijke verschillen tussen de blootstelling op een toepasselijke dag en de jaargemiddelde blootstelling te laten zien in blootstellingsscenario's met intermitterende blootstelling zoals recreatie (bvb. 1 dag per week). De toetsing gebeurt op jaargemiddelden omdat uitgegaan wordt van langetermijneffecten.

### 7.6.1.1 Achtergrondblootstelling

De achtergrondblootstelling wordt als volgt berekend:

$$ED_{corrected}^{background, food} = ED^{background, food} * \left(1 - \left(\sum \%crop\_category * f_{garden}\right)\right) \quad \text{vgl. 48}$$

waarbij

$$ED_{corrected}^{background, food} \text{ achtergrondblootstelling via voeding gecorrigeerd voor lokale consumptie} \quad [\text{mg/kg.d}]$$

$$ED^{background, food} \text{ achtergrondblootstelling via voeding} \quad [\text{mg/kg.d}]$$

Meestal zit de achtergrondblootstelling via drinkwater vevat in de achtergrondblootstelling via voeding. Indien dit niet het geval is, wordt als volgt verrekend.

$$ED_{drinking\_water}^{background} = \frac{C_{drinking\_water}^{background} * RBA_{drinking\_water} * Q_{drinking\_water} * \left(1 - \frac{EF}{365} * RF_{drinking\_water}\right)}{BW} \quad \text{vgl. 49}$$

Voor inademing kan rekening gehouden worden met verschillen tussen concentraties in buiten- en in binnenlucht.

$$ED_{inhalation}^{background} = \frac{C_{out}^{background} * t_{out}^{res\_garden} * AV_{out} + C_{in}^{background} * (t_{in}^{res\_garden} * AV_{in} + t_{sleep}^{res\_garden} * AV_{sleep})}{BW} + \frac{C_{other}^{background} * (24 - (t_{out}^{res\_garden} + t_{in}^{res\_garden} + t_{sleep}^{res\_garden})) * AV_{in}}{BW} \quad \text{vgl. 50}$$

De totale blootstelling via deze routes, met inbegrip van de achtergrondblootstelling, wordt dan gegeven door:

$$ED_{vegetables}^{yearly\_total} = ED_{vegetables}^{yearly} + ED_{vegetables}^{background} \quad \text{vgl. 51}$$

$$ED_{drinking\_water}^{yearly\_total} = ED_{drinking\_water}^{yearly} + ED_{drinking\_water}^{background} \quad \text{vgl. 52}$$

$$ED_{inhalation}^{yearly\_total} = ED_{inhalation}^{yearly} + ED_{inhalation}^{background} \quad \text{vgl. 53}$$

## 7.6.2 Risicokarakterisering

Voor de risicotetsing wordt aan elke leeftijdsklasse het overeenkomstige aantal jaren toegekend, zoals weergegeven in Tabel 56. Er wordt uitgegaan van een gemiddelde levensduur van 70 jaar<sup>22</sup> (ondanks de statistieken België: gemiddelde levensverwachting Vlaamse mannen 76,44 jaar en Vlaamse vrouwen 82,3 jaar in 2001).

Leeftijdsgroep	aantal jaar
1 - < 3 jaar	2
3 - < 6 jaar	3
6 - < 10 jaar	4
10 - < 15 jaar	5
15 - < 21 jaar	6
21 - < 31 jaar	10
31 - < 41 jaar	10
41 - < 51 jaar	10
51 - < 61 jaar	10
≥ 61 jaar	10

Tabel 56: Leeftijdsgroepen en jaren

<sup>22</sup> Ondanks de langere levensduur wordt rekening gehouden met 70 jaar omdat anders mogelijk inconsistenties optreden met de toxicologie, waar een gemiddelde levensduur van 70 jaar de standaard is.

### 7.6.2.1 Arseen

Voor arseen zijn twee berekeningswijzen weerhouden: beoordeling van de leeftijdsgroep 1 - < 6 jaar en van levenslange blootstelling. De orale en de inhalatoire blootstelling worden separaat vergeleken met hun toelaatbare dagelijkse inname. Vervolgens worden de afzonderlijke risico-indices (oraal, inhalatoir) gesommeerd.

Voor elke blootstellingsroute wordt de gemiddelde blootstelling berekend per leeftijdsgroep.

$$ED_{oral,soil}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 54}$$

$$ED_{oral,dust}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{dust}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 55}$$

$$ED_{vegetables}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 56}$$

$$ED_{drinking\_water}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 57}$$

$$ED_{inhalation,out}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 58}$$

$$ED_{inhalation,in}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 59}$$

waarbij

$ED_x^{age\_group}$	gemiddelde blootstelling voor blootstellingsroute x en leeftijdsgroep	[mg/kg.d]
$ED_x^{yearly,y}$	jaargemiddelde blootstelling voor blootstellingsroute x en leeftijdsklasse y	[mg/kg.d]
Y	aantal jaar in leeftijdsklasse y	[jaar]

De leeftijdsgroepen zijn dus gelijk aan 1 - < 6 jaar en 1 – 70 jaar.

$$ED_{oral,soil/dust}^{age\_group} = ED_{oral,soil}^{age\_group} + ED_{oral,dust}^{age\_group} \quad \text{vgl. 60}$$

$$ED_{inhalation}^{age\_group} = ED_{inhalation,out}^{age\_group} + ED_{inhalation,in}^{age\_group} \quad \text{vgl. 61}$$

De totale blootstelling met inbegrip van de achtergrondblootstelling wordt berekend voor de blootstellingsroutes inname van groenten, inademing van lucht en inname van drinkwater.

$$ED_{total,vegetables}^{age\_group} = \frac{\sum ED_{vegetables}^{yearly,y} + ED_{vegetables}^{background,y}}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 62}$$

$$ED_{total,drinking\_water}^{age\_group} = \frac{\sum ED_{drinking\_water}^{yearly,y} + ED_{drinking\_water}^{background,y}}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 63}$$

$$ED_{total,inhalation}^{age\_group} = \frac{\sum ED_{inhalation}^{yearly,y} + ED_{inhalation}^{background,y}}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 64}$$

De risicokarakterisering gebeurt als volgt.

- met achtergrondblootstelling

$$RI_{total,oral}^{age\_group} = \frac{ED_{total,vegetables}^{age\_group} + ED_{oral,soil/dust}^{age\_group} + ED_{total,drinking\_water}^{age\_group}}{TDI_{oral}} \quad \text{vgl. 65}$$

$$RI_{total,inhalation}^{age\_group} = \frac{ED_{total,inhalation}^{age\_group}}{TDI_{inhalation}} \quad \text{vgl. 66}$$

$$RI_{total}^{age\_group} = RI_{total,oral}^{age\_group} + RI_{total,inhalation}^{age\_group} \quad \text{vgl. 67}$$

- zonder achtergrondblootstelling

$$RI_{oral}^{age\_group} = \frac{ED_{vegetables}^{age\_group} + ED_{oral,soil/dust}^{age\_group} + ED_{drinking\_water}^{age\_group}}{TDI_{oral}} \quad \text{vgl. 68}$$

$$RI_{inhalation}^{age\_group} = \frac{ED_{inhalation}^{age\_group}}{TDI_{inhalation}} \quad \text{vgl. 69}$$

$$RI^{age\_group} = RI_{oral}^{age\_group} + RI_{inhalation}^{age\_group} \quad \text{vgl. 70}$$

Verder worden ook de berekende concentraties in lucht gedeeld door de TCL om na te gaan of hier overschrijdingen zijn.

$$RI_{total,TCL}^{out} = \frac{C_{PM10,o} + C_{out}^{background}}{TCL} \quad \text{vgl. 71}$$

$$RI_{total,TCL}^{in} = \frac{C_{PM10,i} + C_{in}^{background}}{TCL} \quad \text{vgl. 72}$$

$$RI_{TCL}^{out} = \frac{C_{PM10,o}}{TCL} \quad \text{vgl. 73}$$

$$RI_{TCL}^{in} = \frac{C_{PM10,i}}{TCL} \quad \text{vgl. 74}$$

#### 7.6.2.2 Cadmium

Voor cadmium wordt de risicokarakterisering uitgevoerd op de blootstelling uitgemiddeld over de periode 1 - < 51 jaar. De orale en de inhalatoire blootstelling

worden gecombineerd, waarbij rekening gehouden wordt met verschillen in absorptie tussen orale en inhalatoire weg.

In principe kunnen we voor cadmium verder doorrekenen naar lichaamsbelasting en uitscheiding van cadmium in urine, waarbij de risicokarakterisering plaatsvindt via de NOAEL voor uitscheiding van cadmium in urine. De uitwerking hiervan was evenwel niet haalbaar binnen het project, zodat een toetsing plaatsvindt aan de externe orale TDI afgeleid van de NOAEL voor uitscheiding van cadmium in urine. Deze toetsing is gelijkwaardig aan een berekening van lichaamsbelasting volgens de vereenvoudigde evenwichtsformule uit het EU RAR Cadmium (ECB, 2004).

Voor elke blootstellingsroute wordt de gemiddelde blootstelling berekend over de periode 1 – < 50 jaar.

$$ED_{oral,soil}^{1-<51} = \frac{\sum_{1-<3}^{41-<51} (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum_{1-<3}^{41-<51} Y^y} \quad \text{vgl. 75}$$

$$ED_{oral,dust}^{1-<51} = \frac{\sum_{1-<3}^{41-<51} (ED_{dust}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum_{1-<3}^{41-<51} Y^y} \quad \text{vgl. 76}$$

$$ED_{vegetables}^{1-<51} = \frac{\sum_{1-<3}^{41-<51} (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum_{1-<3}^{41-<51} Y^y} \quad \text{vgl. 77}$$

$$ED_{drinking\_water}^{1-<51} = \frac{\sum_{1-<3}^{41-<51} (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum_{1-<3}^{41-<51} Y^y} \quad \text{vgl. 78}$$

$$ED_{inhalation,out}^{1-<51} = \frac{\sum_{1-<3}^{41-<51} (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum_{1-<3}^{41-<51} Y^y} \quad \text{vgl. 79}$$

$$ED_{inhalation,in}^{1-<51} = \frac{\sum_{1-<3}^{41-<51} (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum_{1-<3}^{41-<51} Y^y} \quad \text{vgl. 80}$$

waarbij

$ED_x^{yearly,y}$	gemiddelde blootstelling voor blootstellingsroute x	[mg/kg.d]
$ED_x^{1-<51}$	jaargemiddelde blootstelling voor blootstellingsroute x en leeftijdsklasse y	[mg/kg.d]





$$RI^{1-<51} = RI_{oral}^{1-<51} + RI_{inhalation}^{1-<51} \quad \text{vgl. 91}$$

Verder worden ook de berekende concentraties in lucht gedeeld door de TCL om na te gaan of hier overschrijdingen zijn.

$$RI_{total,TCL}^{out} = \frac{C_{PM10,o} + C_{out}^{background}}{TCL} \quad \text{vgl. 92}$$

$$RI_{total,TCL}^{in} = \frac{C_{PM10,i} + C_{in}^{background}}{TCL} \quad \text{vgl. 93}$$

$$RI_{TCL}^{out} = \frac{C_{PM10,o}}{TCL} \quad \text{vgl. 94}$$

$$RI_{TCL}^{in} = \frac{C_{PM10,i}}{TCL} \quad \text{vgl. 95}$$

Bij de risicokarakterisering wordt de inhalatoire blootstelling omgerekend naar een oraal-equivalente blootstelling via de absorptiefactoren (vgl. 87 en vgl. 90). Voor cadmium wordt als inhalatoire absorptiefactor een waarde 0,25 gehanteerd; als orale absorptiefactor wordt een waarde 0,03 gehanteerd (zie ECB (2004)).

### 7.6.2.3 Lood

Voor lood wordt specifiek naar de blootstelling van kinderen gekeken.

Volledigheidshalve worden drie leeftijdsgroepen gehanteerd: 1 - < 6 jaar; 6 - < 15 jaar en 15 - 70 jaar. De orale en de inhalatoire blootstelling worden gecombineerd, waarbij rekening gehouden wordt met verschillen in absorptie tussen orale en inhalatoire weg.

Voor elke blootstellingsroute wordt de gemiddelde blootstelling berekend per leeftijdsgroep.

$$ED_{oral,soil}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 96}$$

$$ED_{oral,dust}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{dust}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 97}$$

$$ED_{vegetables}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 98}$$

$$ED_{drinking\_water}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 99}$$

$$ED_{inhalation,out}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 100}$$

$$ED_{inhalation,in}^{age\_group} = \frac{\sum (ED_{soil}^{yearly,y} * Y^y)}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 101}$$

waarbij

$ED_x^{age\_group}$	gemiddelde blootstelling voor blootstellingsroute x en leeftijdsgroep	[mg/kg.d]
$ED_x^{yearly,y}$	jaargemiddelde blootstelling voor blootstellingsroute x en leeftijdsklasse y	[mg/kg.d]
Y	aantal jaar in leeftijdsklasse y	[jaar]

De leeftijdsgroepen zijn dus gelijk aan 1 - < 6 jaar, 6 - < 15 jaar, 15 – 70 jaar.

$$ED_{oral,soil/dust}^{age\_group} = ED_{oral,soil}^{age\_group} + ED_{oral,dust}^{age\_group} \quad \text{vgl. 102}$$

$$ED_{inhalation}^{age\_group} = ED_{inhalation,out}^{age\_group} + ED_{inhalation,in}^{age\_group} \quad \text{vgl. 103}$$

De totale blootstelling met inbegrip van de achtergrondblootstelling wordt berekend voor de blootstellingsroutes inname van groenten, inademing van lucht en inname van drinkwater.

$$ED_{total,vegetables}^{age\_group} = \frac{\sum ED_{vegetables}^{yearly,y} + ED_{vegetables}^{background,y}}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 104}$$

$$ED_{total,drinking\_water}^{age\_group} = \frac{\sum ED_{drinking\_water}^{yearly,y} + ED_{drinking\_water}^{background,y}}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 105}$$

$$ED_{total,inhalation}^{age\_group} = \frac{\sum ED_{inhalation}^{yearly,y} + ED_{inhalation}^{background,y}}{\sum Y^y} \quad \text{vgl. 106}$$

De risicokarakterisering gebeurt als volgt.

– met achtergrondblootstelling

$$RI_{total,oral}^{age\_group} = \frac{ED_{total,vegetables}^{age\_group} + ED_{oral,soil/dust}^{age\_group} + ED_{total,drinking\_water}^{age\_group}}{TDI_{oral}} \quad \text{vgl. 107}$$

$$RI_{total,inhalation}^{age\_group} = \frac{ED_{total,inhalation}^{age\_group}}{TDI_{oral}} * \frac{ABS_{inhalation}}{ABS_{oral}} \quad \text{vgl. 108}$$

$$RI_{total}^{age\_group} = RI_{total,oral}^{age\_group} + RI_{total,inhalation}^{age\_group} \quad \text{vgl. 109}$$

– zonder achtergrondblootstelling

$$RI_{oral}^{age\_group} = \frac{ED_{vegetables}^{age\_group} + ED_{oral,soil/dust}^{age\_group} + ED_{drinking\_water}^{age\_group}}{TDI_{oral}} \quad \text{vgl. 110}$$

$$RI_{inhalation}^{age\_group} = \frac{ED_{inhalation}^{age\_group}}{TDI_{oral}} * \frac{ABS_{inhalation}}{ABS_{oral}} \quad \text{vgl. 111}$$

$$RI_{oral}^{age\_group} = RI_{oral}^{age\_group} + RI_{inhalation}^{age\_group} \quad \text{vgl. 112}$$

Als orale absorptiefactor wordt een waarde 0,5 gehanteerd; als inhalatoire absorptiefactor wordt een waarde 0,4 gehanteerd (Bierkens et al., 2007a). Verder worden ook de berekende concentraties in lucht gedeeld door de TCL om na te gaan of hier overschrijdingen zijn.

$$RI_{total,TCL}^{out} = \frac{C_{PM10,o} + C_{out}^{background}}{TCL} \quad \text{vgl. 113}$$

$$RI_{total,TCL}^{in} = \frac{C_{PM10,i} + C_{in}^{background}}{TCL} \quad \text{vgl. 114}$$

$$RI_{TCL}^{out} = \frac{C_{PM10,o}}{TCL} \quad \text{vgl. 115}$$

$$RI_{TCL}^{in} = \frac{C_{PM10,i}}{TCL} \quad \text{vgl. 116}$$

## 8 Illustratieve berekening en evaluatie van risicogrenswaarden

In dit hoofdstuk wordt een kwantitatieve vergelijking gegeven van de verschillen tussen de voor BeNeKempen geharmoniseerde methodiek en de huidige standaard aanpak in Vlaanderen en Nederland.

Met het oog op de interpretatie zijn telkens risicogrenswaarden berekend. Deze kunnen vergeleken worden met de huidige normen. Bij de risicogrenswaarde wordt vervolgens een analyse uitgevoerd van de bijdrage van de verschillende blootstellingswegen. Op basis hiervan kan dan ook een uitspraak gedaan worden over de impact van de wijzigingen in de methodiek op de berekeningen van – in dit geval – risicogrenswaarden.

In Vlaanderen vindt vergelijking plaats met de bodemsaneringsnormen. In Vlaanderen bestaat geen scenario wonen met moestuin; daarom wordt in dit geval vergeleken met het scenario voor landbouw (waarin evenwel ook gebruik van lokaal grondwater en lokaal voortgebrachte dierlijke producten zijn opgenomen). Het bodemgebruik wonen zonder tuin bestaat evenmin in Vlaanderen.

In Nederland is dit complexer, aangezien er meerdere normen zijn en ecologische risicogrenzen tevens een rol spelen. Op de eerste plaats is vergelijking mogelijk met de huidige interventiewaarden en met de voorstellen voor herziene interventiewaarden. Alhoewel deze voor arseen en cadmium een ecologische basis hebben, is een dergelijke vergelijking beleidsmatig zinvol. Daarnaast kan vergelijking met de humaan toxicologische bouwstenen voor de interventiewaarde (Swartjes, 1999) en voor de nieuw voorgestelde interventiewaarden (Lijzen et al., 2001) plaatsvinden, hetgeen als een vergelijking van de rekenmethodes voor humaan toxicologische beoordeling kan worden beschouwd. Deze humaan toxicologische bouwstenen geven de grens weer tussen humaan toxicologisch acceptabele bodemkwaliteit en bodemgehalten waarbij zich mogelijk gezondheidsrisico's voordoen. De humaan toxicologische bouwstenen voor de interventiewaarde zijn echter alleen voor het Nederlandse standaardscenario, dat wil zeggen Wonen met tuin, beschikbaar. Voor de bodemgebruiksvormen Moestuin en Wonen zonder tuin kan een vergelijking worden gemaakt met de humaan toxicologische risicogrenzen van de BodemGebruiksWaarden (BGW's; (Lijzen et al., 1999)) en met de voorgestelde Referentiewaarden (Dirven-Van Breemen et al., 2007), welke in de toekomst de BGW's zullen vervangen. Deze waarden geven de optimale bodemkwaliteit weer, na bijvoorbeeld sanering. De in deze rapportage gemaakte vergelijkingen zijn weergegeven in Tabel 57.

<i>Nederlandse risicogrenzen</i>	<i>afkorting</i>	<i>bodemgebruiksvorm</i>		
		<i>Moestuin</i>	<i>Wonen met tuin</i>	<i>Wonen zonder tuin</i>
<i>Huidige interventiewaarde</i>	<i>Huidige IW, NL</i>		X	
<i>Voorstel voor nieuwe interventiewaarde</i>	<i>Voorstel nieuwe IW, NL</i>		X	
<i>Huidige humaatotoxicologische bouwsteen voor de interventiewaarde</i>	<i>Huidige Humtox IW, NL</i>		X	
<i>Voorstel voor nieuwe humaatotoxicologische bouwsteen voor de interventiewaarde</i>	<i>Nieuwe Humtox IW, NL</i>		X	
<i>Humaantoxicologische risicogrenzen van de BodemGebruiksWaarden</i>	<i>Humtox BGWs, NL</i>	X		X
<i>Humaantoxicologische risicogrenzen van de voorgestelde Referentiewaarden</i>	<i>Humtox Refwaarden, NL</i>	X		X

**Tabel 57: Overzicht van vergelijkingen van de geharmoniseerde risicogrenzen met Nederlandse risicogrenzen**

Het vergelijken met verschillende typen normen heeft als gevolg dat er per bodemgebruik een ander type vergelijking plaatsvindt. De vergelijking van de geharmoniseerde risicogrenzen voor de bodemgebruiksvormen Moestuin en Wonen zonder tuin vindt plaats ten opzichte van relatief strenge risicogrenswaarden. Dit wordt echter (ten dele) opgevangen, doordat voor de humaatotoxicologische risicogrenzen van de BodemGebruiksWaarden (BGW's; (Lijzen et al., 1999)) en van de voorgestelde Referentiewaarden (Dirven-Van Breemen et al., 2007) de achtergrondblootstelling wordt verdisconteerd.

De berekeningen zijn telkens uitgevoerd voor de optie "actuele bodemkwaliteit". Dit houdt in dat de concentraties in de overige milieucompartimenten (zwevend stof, afgezet huisstof, planten) berekend worden uit de concentraties in de bodem. Er werd geen rekening gehouden met lokale metingen.

In de praktijk verdient het aanbeveling om risico's te berekenen, uitgaande van gemeten concentraties.

#### WAARSCHUWING:

De hiernavolgende risicogrenswaarden mogen op dit ogenblik alleen gebruikt worden als illustratie van hoe waarden uit de geharmoniseerde methodiek zich verhouden tot bestaande normen in Vlaanderen en Nederland. De risicogrenswaarden zijn nog niet bedoeld ter beoordeling van de bodemkwaliteit in de Kempen. Er is immers geen formeel standpunt ingenomen met betrekking tot het afleiden van risicogrenzen voor de Kempen. Bovendien werden geen beslissingen genomen met betrekking tot het omgaan met lokale metingen in zwevend en afgezet stof in woningen en in groenten.

## 8.1 Cadmium

De berekeningen voor cadmium werden uitgevoerd met een TDI van 0,7 µg/kg.dag. Er werd rekening gehouden met de verschillen in absorptie tussen orale en inhalatoire weg om een totale oraalequivalente blootstelling te berekenen, die getoetst werd aan de orale TDI. De risicotoetsing gebeurde voor de leeftijdsgroep 1 – 50 jaar. Eveneens werd een toetsing van de luchtconcentraties aan de TCL uitgevoerd. De bodem-pH waarbij de berekeningen voor moestuin of tuin werden uitgevoerd was gelijk aan 4 (pH-KCl).

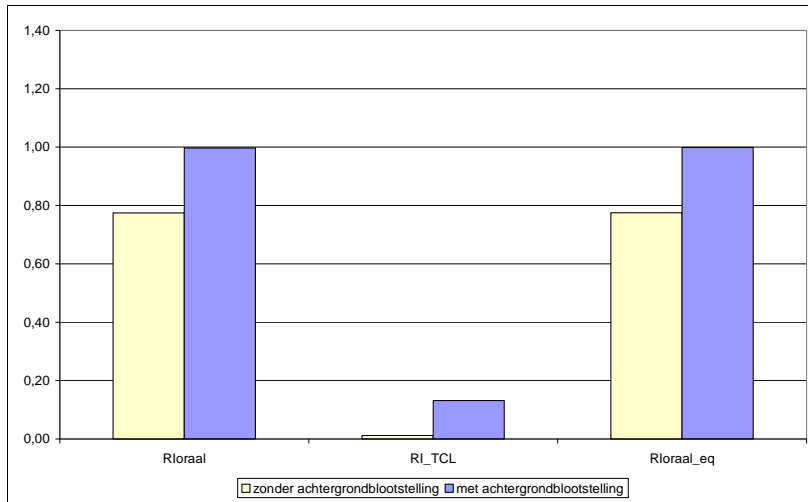
### 8.1.1 Moestuin

In Tabel 58 zijn de risicogrenswaarden aangeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

	<i>zonder achtergrondblootstelling</i>	<i>met achtergrondblootstelling</i>
<i>toetsing TDI</i>	<b>9,0</b>	<b>5,9</b>
<i>toetsing TCL</i>	<b>500</b>	<b>440</b>
<hr/>		
<i>BSN landbouw, VL</i>		6
<i>BSN wonen, VL</i>		14
<i>Humtox BGWs, NL</i>		2,1
<i>de berekende risicogrens met de geharmoniseerde methodiek Humtox Refwaarde, NL</i>		1,2

**Tabel 58: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Moestuin (mg/kg ds)**

Indien de berekeningen uitgevoerd worden conform de huidige methodiek in Vlaanderen (toetsing kinderen, sommatie RI voor orale en RI voor inhalatoire inname), dan wordt een risicogrenswaarde van 1,3 mg/kg ds bekomen. De wijziging van wijze van risicotoetsing ten opzichte van de huidige methodiek in Vlaanderen resulteert in een stijging van de risicogrenswaarde met een factor 4,5.



**Figuur 24: Risico-index voor cadmium – Moestuin bij een bodemconcentratie van 5,9 mg/kg ds**

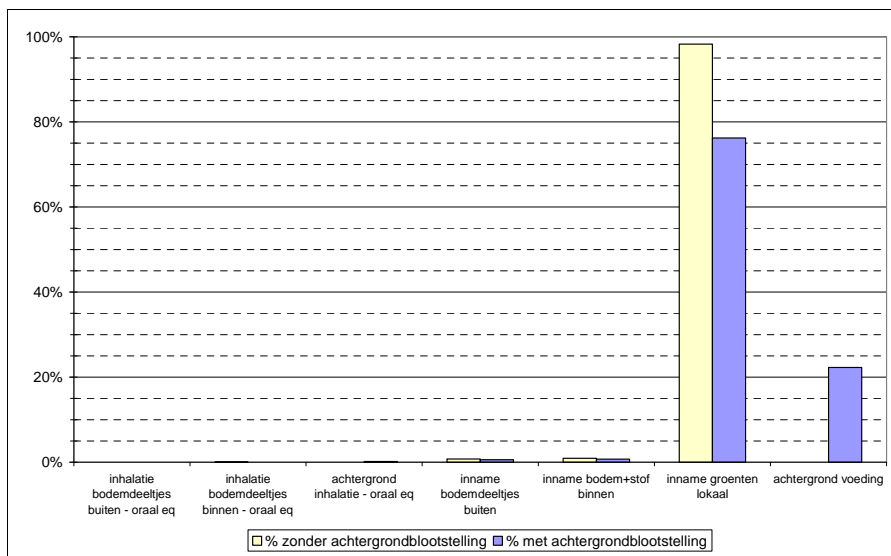
Uit de weergave in Figuur 24 zien we nauwelijks verschil tussen de index  $RI_{\text{loraal}}$  (toetsing van de orale blootstelling) en de index  $RI_{\text{loraal\_eq}}$  (toetsing van de totale blootstelling). Dit geeft aan dat inademing van zwevend stof slechts een beperkte bijdrage levert tot de lichaamsbelasting van cadmium en tot de risico-index. De toetsing van de concentraties in zwevend stof aan de TCL toont aan dat de concentraties beduidend lager liggen dan de TCL. In de standaardmethodiek voor Vlaanderen voor wonen draagt inhalatie nog voor een fractie 0,22 bij in de risico-index omwille van de toetsing aan een inhalatoire TDI berekend uit de TCL. In de harmonisatie krijgen we dus een minder strenge, maar correctere, beoordeling van de inhalatoire route.

De wijziging van de TDI van 1  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dag}$  (Vlaanderen) naar 0,7  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dag}$  resulteert in een daling van de risicogrenswaarde met ongeveer een factor 2 (van 12 mg/kg ds naar 5,9 mg/kg ds, met achtergrondblootstelling). De wijziging van de TDI van 0,5  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dag}$  (Nederland) naar 0,7  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dag}$  resulteert in een stijging van de risicogrenswaarde met ongeveer een factor 1,7 (van 8,9 mg/kg ds naar 5,1 mg/kg ds, zonder achtergrondblootstelling).

Voor Vlaanderen betekent de wijziging in de risicotetsing (methode + TDI) een daling van ongeveer een factor 2,3 van de risicogrenswaarde. Voor Nederland resulteert de berekende risicogrens met de geharmoniseerde methodiek in een stijging met een factor 3 en 5 ten opzichte van de humantoxicologische risicogrens van de BodemGebruiksWaarde, respectievelijk de humantoxicologische risicogrens van de voorgestelde Referentiewaarde.

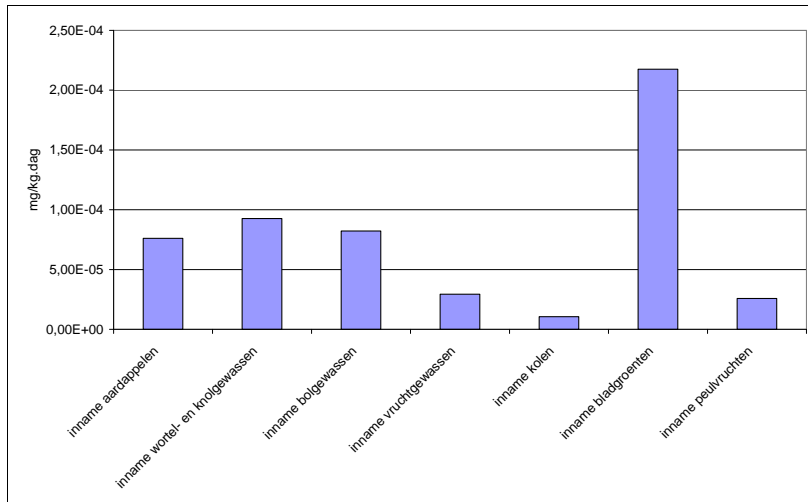
In Figuur 24 is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven.





**Figuur 25: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor cadmium – Moestuin bij een bodemconcentratie van 5,9 mg/kg ds**

Uit Figuur 25 blijkt dat de blootstelling via gewasconsumptie een dominante rol speelt. Deze bedraagt 95 % van de blootstelling indien achtergrond voeding niet meegenomen wordt en 75 % indien achtergrond voeding meegenomen wordt. Alleen de wijzigingen in deze route zullen dus een impact hebben op de risicogrenswaarde. Voor Nederland is het aandeel groenten uit de moestuin constant gebleven en is de impact te wijten aan wijzigingen in de groenteconsumptie en de BCF-factoren. Voor Vlaanderen zijn de BCF-factoren gelijk gebleven en is de impact te wijten aan wijzigingen in groenteconsumptie en aandeel groenten uit de moestuin. Voor Nederland is er een lichte stijging van de aardappelconsumptie en een stijging van de consumptie van overige groenten. Voor Vlaanderen is er een daling van de aardappelconsumptie en een stijging van de consumptie van overige groenten. Eveneens stijgt het aandeel overige groenten uit de eigen tuin van 0,5 naar 1 in vergelijking met landbouw en van 0,25 naar 1 in vergelijking met wonen, in vergelijking met wonen stijgt ook het aandeel aardappelen van 0,25 naar 0,5. Voor Vlaanderen zal de daling van de aardappelconsumptie min of meer gecompenseerd worden door de stijging van het aandeel uit eigen tuin. De stijging van de groenteconsumptie in combinatie met de stijging van het aandeel resulteert in bijna een verdubbeling tot verviervoudiging van de blootstelling via overige groenten, wat bijna evenredig doortelt in de risicogrenswaarde.



Figuur 26: Bijdrage van de groentecategorieën in de blootstelling via groenten uit de moestuin bij 5,9 mg/kg ds – bodemgebruik Moestuïn – cadmium

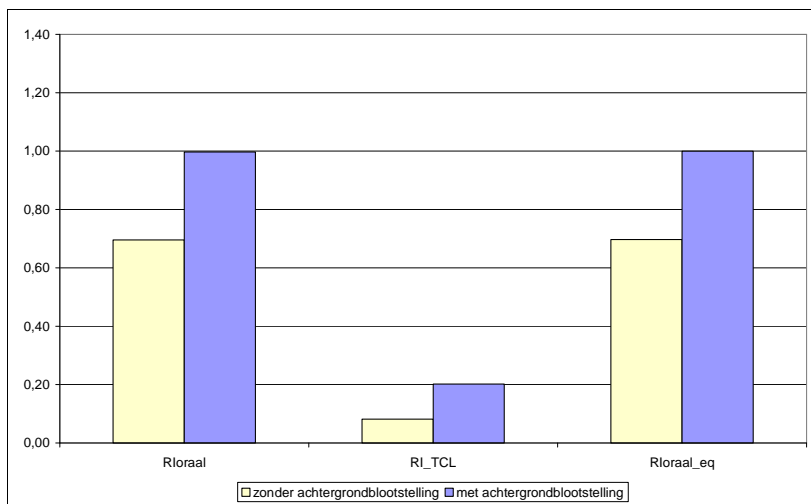
### 8.1.2 Wonen met tuin

In Tabel 59 zijn de risicogrenswaarden aangegeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

	zonder achtergrondblootstelling	met achtergrondblootstelling	Eco-gebaseerd
toetsing TDI	<b>68</b>	<b>42</b>	
toetsing TCL	<b>440</b>	<b>500</b>	
BSN tuin, VL		14	
Huidige IW, NL			12
Vorstel nieuwe IW, NL			13
Huidige Humtox IW, NL	35		
Nieuwe Humtox IW, NL	28		

Tabel 59: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen met tuin – cadmium (mg/kg ds)

Indien de berekeningen uitgevoerd worden conform de huidige methodiek in Vlaanderen (toetsing kinderen, sommatie RI voor orale en RI voor inhalatoire inname), dan wordt een risicogrenswaarde van 8,6 mg/kg ds bekomen. De wijziging van wijze van risicotetsing ten opzichte van de huidige methodiek in Vlaanderen resulteert in een stijging van de risicogrenswaarde met een factor 4,5.



**Figuur 27: Risico-index voor cadmium – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 42 mg/kg ds**

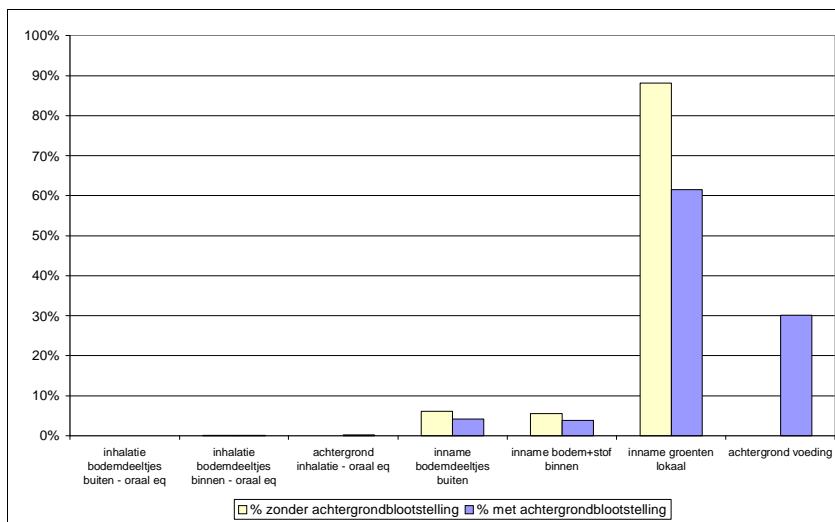
Uit de weergave in Figuur 27 zien we nauwelijks verschil tussen de index  $Rl_{\text{oraal}}$  (toetsing van de orale blootstelling) en de index  $Rl_{\text{oraal\_eq}}$  (toetsing van de totale blootstelling). Dit geeft aan dat inademing van zwevend stof een beperkte bijdrage levert tot de lichaamsbelasting van cadmium en tot de risico-index. De toetsing van de concentraties in zwevend stof aan de TCL toont aan dat de concentraties beduidend lager liggen dan de TCL. In de standaardmethodiek voor Vlaanderen voor wonen draagt inhalatie nog voor een fractie 0,22 bij in de risico-index omwille van de toetsing aan een inhalatoire TDI berekend uit de TCL. In de harmonisatie krijgen we dus een minder strenge, maar correctere, beoordeling van de inhalatoire route.

De wijziging van de TDI van 1  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dag}$  (Vlaanderen) naar 0,7  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dag}$  resulteert in een daling van de risicogrenswaarde met bijna een factor 2 (van 76 mg/kg ds naar 41 mg/kg ds, met achtergrondblootstelling). De wijziging van de TDI van 0,5  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dag}$  (Nederland) naar 0,7  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dag}$  resulteert in een stijging van de risicogrenswaarde met ongeveer een factor 1,6 (van 42 mg/kg ds naar 66 mg/kg ds, zonder achtergrondblootstelling).

Voor Vlaanderen betekent de wijziging in de risicotoetsing (methode + TDI) een stijging van ongeveer een factor 3 van de risicogrenswaarde.

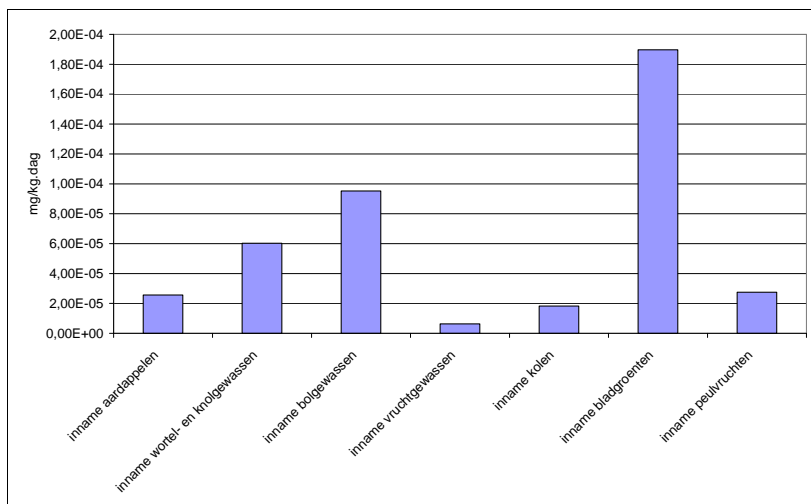
Voor Nederland resulteert de berekende risicogrens met de geharmoniseerde methodiek in een stijging met ruim een factor 5 ten opzichte van de huidige en de nieuw voorgestelde interventiewaarde. Ten opzichte van de huidige humaan-toxicologische bouwsteen voor de interventiewaarde en het voorstel voor de nieuwe humaan-toxicologische bouwsteen voor de interventiewaarde is de geharmoniseerde risicogrens ongeveer een factor 2 hoger.

In Figuur 28 is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven.



**Figuur 28: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor cadmium – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 42 mg/kg ds**

Uit Figuur 28 blijkt dat de inname van groenten uit de moestuin een dominante rol speelt (85 % van de blootstelling indien achtergrond voeding niet meegenomen wordt; 60 % indien achtergrond voeding meegenomen wordt). Vooral de wijzigingen in deze route zullen dus een impact hebben op de risicogrenswaarde. De inname via bodem en stof draagt in totaal bij voor ongeveer 10 %. Voor Nederland is het aandeel groenten uit de moestuin gestegen met een factor 2,5 voor een aantal groenten (niet aardappelen) en is de impact ook te wijten aan wijzigingen in de groenteconsumptie en de BCF-factoren. Voor Vlaanderen zijn de BCF-factoren gelijk gebleven en is de impact te wijten aan wijzigingen in groenteconsumptie en aandeel groenten uit de moestuin (dit laatste beperkt). Voor Nederland is er een lichte stijging van de aardappelconsumptie en een stijging van de consumptie van overige groenten. Voor Vlaanderen is er een daling van de aardappelconsumptie (factor 1,6) en een stijging van de consumptie van overige groenten (ongeveer 30 %). De daling van de aardappelconsumptie in samenhang met een daling van het aandeel uit eigen tuin van 25 % naar 10 % heeft invloed op de risicogrenswaarde.



**Figuur 29: Bijdrage van de groentecategorieën in de blootstelling via groenten uit de tuin bij 42 mg/kg ds – Wonen met tuin - cadmium**

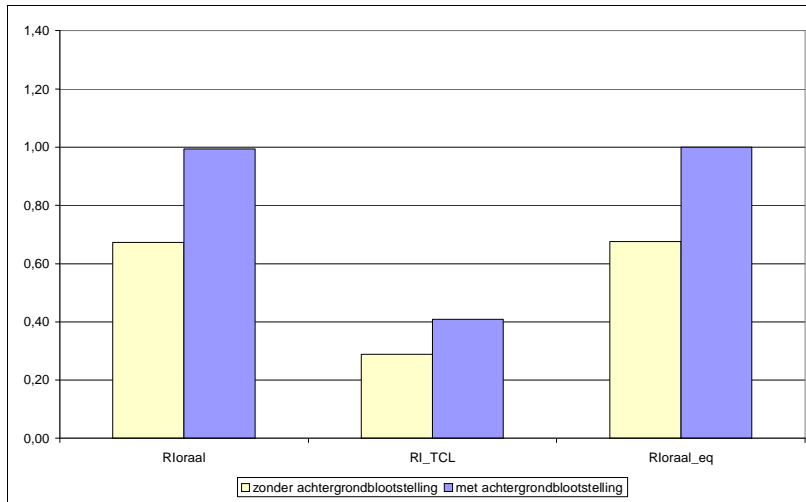
### 8.1.3 Wonen zonder tuin

In Tabel 60 zijn de risicogrenswaarden aangegeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

	zonder achtergrondblootstelling	met achtergrondblootstelling
toetsing TDI	<b>1.065</b>	<b>720</b>
toetsing TCL	<b>2.500</b>	<b>2.200</b>
Humtox BGWs, NL	-	
Humtox Refwaarden, NL		1.100

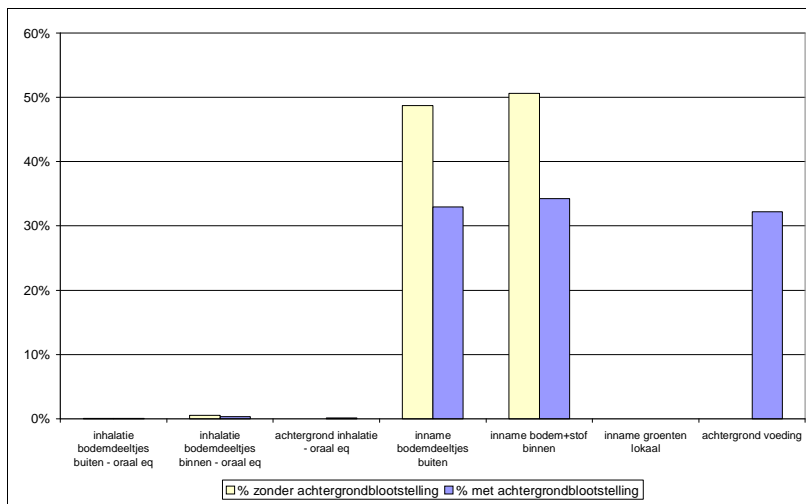
**Tabel 60: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen zonder tuin – cadmium (mg/kg ds)**

Indien de berekeningen uitgevoerd worden conform de huidige methodiek in Vlaanderen (toetsing kinderen, sommatie RI voor orale en RI voor inhalatoire inname), dan wordt een risicogrenswaarde van 87 mg/kg ds bekomen. Dit is vergelijkbaar met het resultaat voor recreatiegebied in Vlier-Humaan (95 mg/kg ds), wat logisch is gezien de op dit ogenblik hoge tijdsbesteding in recreatiegebied en vergelijkbare ingestiegetallen.



**Figuur 30: Risico-index voor cadmium – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 720 mg/kg ds**

In Figuur 31 is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven.



**Figuur 31: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor cadmium – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 616 mg/kg ds**

Er is in Vlaanderen geen scenario vergelijkbaar met wonen zonder tuin. Het enige vergelijkingspunt is het scenario voor recreatie (dagrecreatie domineert de norm). Ook hier zien we de grote invloed van de uitmiddeling over de leeftijd 1 – 50 jaar.

Voor Nederland resulteert de berekende risicogrens met de geharmoniseerde methodiek in een risicogrens die bijna een factor 2 lager is dan de humaan toxicologische risicogrens van de voorgestelde Referentiewaarde

## 8.2 Lood

De berekeningen voor lood werden uitgevoerd met een TDI van 3,6 µg/kg.dag. Er werd rekening gehouden met de verschillen in absorptie tussen orale en inhalatoire weg om een totale oraalequivalente dosis te berekenen, die getoetst werd aan de orale TDI. De toetsing gebeurde voor de leeftijdsgroep 1 – 5 jaar. Eveneens werd een toetsing van de luchtconcentraties aan de TCL uitgevoerd. De bodem-pH (pH-KCl) waarbij de berekeningen voor moestuin of tuin werden uitgevoerd was gelijk aan 4. Het organische stofgehalte bedroeg 3%, het kleigehalte bedroeg beide 4 %. De relatieve orale biobeschikbaarheid van lood in bodem en huisstof bedroeg 0,8.

### 8.2.1 Moestuin

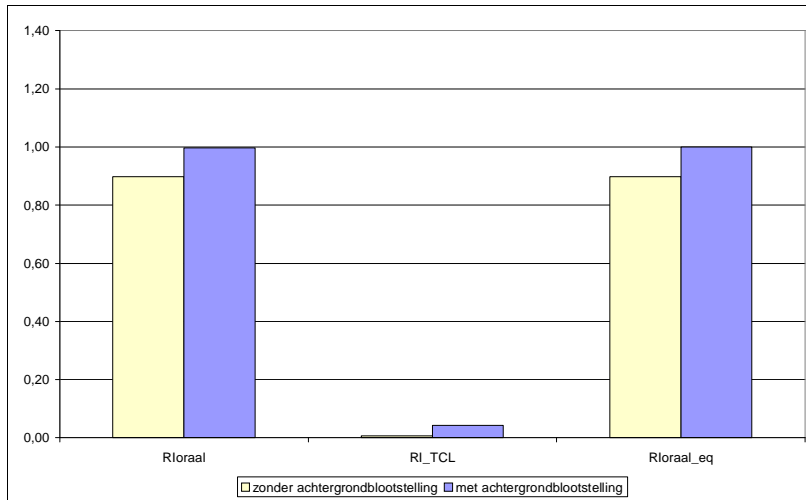
In Tabel 61 zijn de risicogrenswaarden aangeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

	zonder achtergrondblootstelling	met achtergrondblootstelling
toetsing TDI	<b>341</b>	<b>305</b>
toetsing TCL	<b>50.000</b>	<b>48.200</b>
BSN landbouw, VL		200
BSN wonen, VL		700
Humtox BGWs, NL		72
Humtox Refwaarden, NL		70

**Tabel 61: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Moestuin - lood (mg/kg ds)**

Indien de berekeningen uitgevoerd worden conform de huidige methodiek in Vlaanderen (toetsing kinderen, sommatie RI voor orale en RI voor inhalatoire inname), dan wordt een risicogrenswaarde van 302 mg/kg ds bekomen. Deze waarde is nagenoeg gelijk aan de waarde bekomen met de geharmoniseerde methodiek.

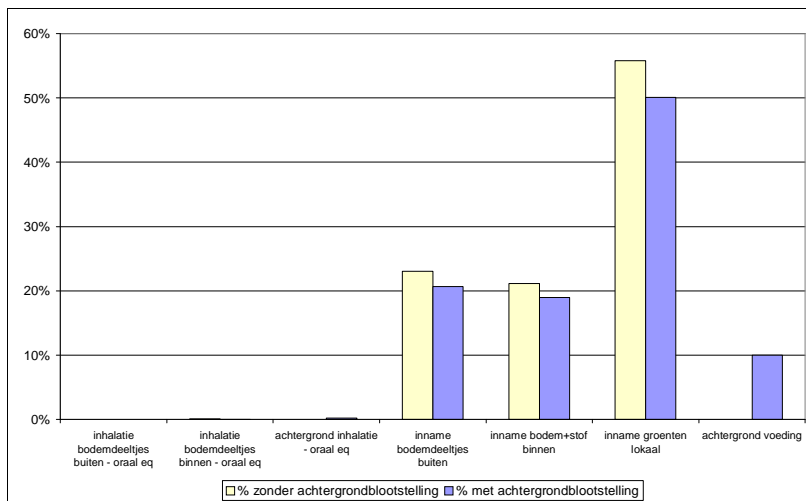
Voor Nederland resulteert de berekende risicogrens met de geharmoniseerde methodiek in een stijging met een factor van ruim 4 ten opzichte van de humaan toxicologische risicogrens van de BodemGebruiksWaarde, respectievelijk de humaan toxicologische risicogrens van de voorgestelde Referentiewaarde.



**Figuur 32: Risico-index voor lood – Moestuin bij een bodemconcentratie van 305 mg/kg ds**

Uit de weergave in Figuur 32 zien we nauwelijks verschil tussen de index  $RI_{\text{loraal}}$  (toetsing van de orale blootstelling) en de index  $RI_{\text{loraal\_eq}}$  (toetsing van de totale blootstelling). Dit geeft aan dat inademing van zwevend stof een beperkte bijdrage levert tot de lichaamsbelasting van cadmium en tot de risico-index. De toetsing van de concentraties in zwevend stof aan de TCL toont aan dat de concentraties beduidend lager liggen dan de TCL

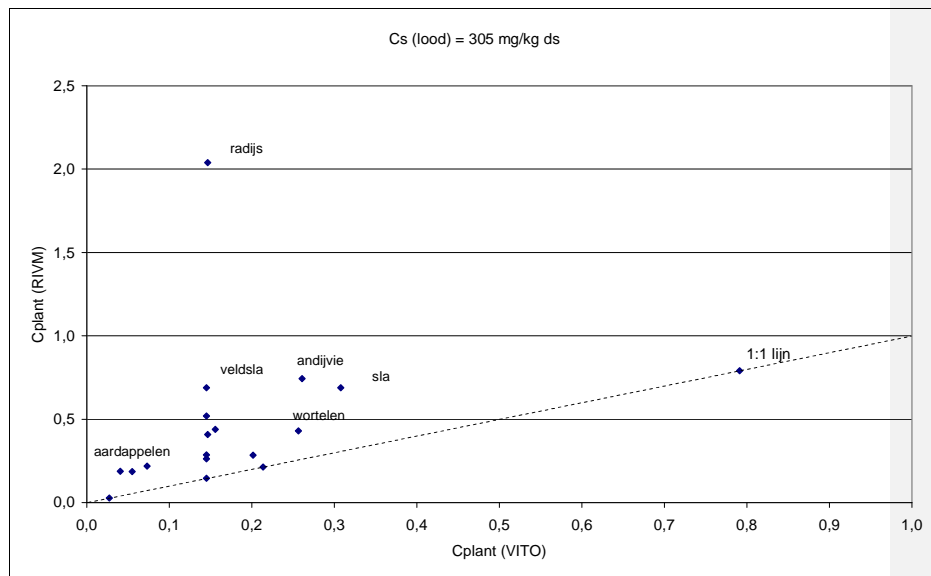
In Figuur 33 is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven.



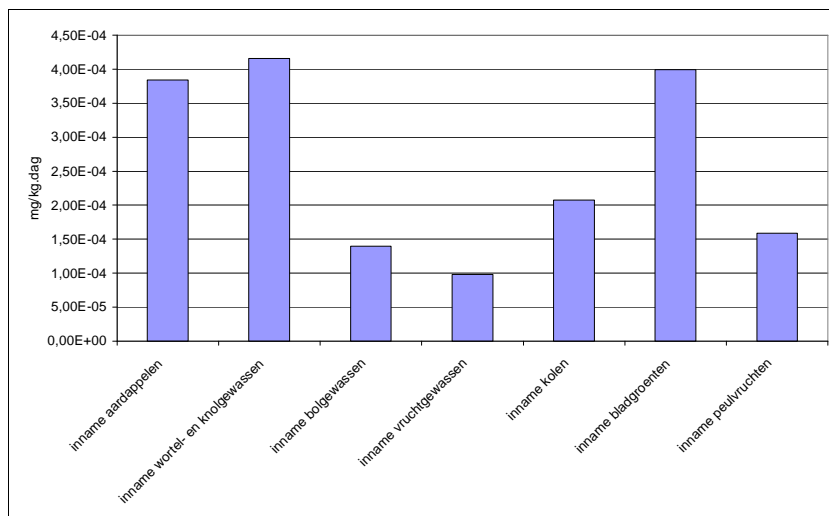
**Figuur 33: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor lood – Moestuin bij een bodemconcentratie van 288 mg/kg ds**



Figuur 33 toont aan dat bij Moestuïn de blootstelling via groenten bijna gelijkwaardig is aan de blootstelling via bodem en stof. Indien de Vlaamse BCF-relaties gebruikt worden, dan wordt een risicogrenswaarde berekend van 482 mg/kg ds. De verschillen in BCF-relaties hebben dus een beduidende impact op de risicogrenswaarde. Een vergelijking tussen de Vlaamse relaties en de relaties gebruikt in het model (RIVM + Vlaamse indien RIVM-data ontbraken) is weergegeven in Figuur 34. Figuur 35 toont het belang van de verschillende groenten. Daarnaast spelen ook de wijzigingen in fractie uit de moestuin (niet voor Nederland) en consumptiecijfers een rol. Voor Nederland speelt in beperkte mate de invloed van BCF-waarden afkomstig uit Vlaanderen, waar Nederlandse relaties ontbraken, maar vooral de wijziging in consumptiecijfers.



**Figuur 34: Vergelijking tussen concentratie in plant met BCF-relaties in het model (RIVM) en BCF-relaties VITO (mg/kg vg) bij 305 mg/kg ds**



**Figuur 35: Bijdrage van de groentecategorieën in de blootstelling via groenten uit de tuin bij 305 mg/kg ds – Moestuyn - lood**

Voor Vlaanderen leidt de stijging van het bodemingestiegetal, genuanceerd door een daling van de relatieve biobeschikbaarheid, tot een daling van de risicogrenswaarde (vergelijk 560 mg/kg voor wonen in Vlaanderen met 474 mg/kg ds voor Moestuyn en Vlaamse BCF-relaties). Voor Nederland resulteert de daling van het bodemingestiegetal (van 150 mg/dag naar 100 mg/dag) in een stijging van de risicogrenswaarde. Deze stijging zal voor ongeveer de helft doorwerken in de risicogrenswaarde (ongeveer 50% blootstelling via ingestie).

De wijziging van de relatieve biobeschikbaarheid in bodem en stof van 1 naar 0,8 heeft, door het belang van de groenten, slechts een beperkte impact op de risicogrenswaarde (251 mg/kg ds versus 288 mg/kg ds).

### 8.2.2 Wonen met tuin

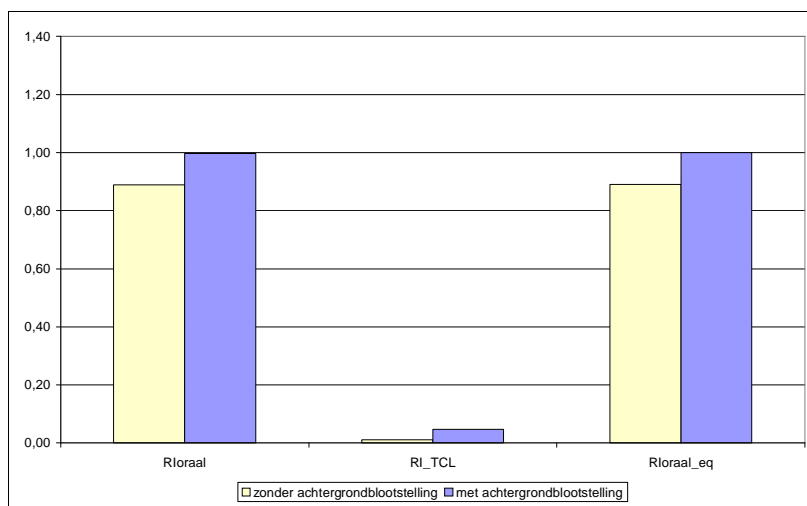
In Tabel 62 zijn de risicogrenswaarden aangeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

	zonder achtergrondblootstelling	met achtergrondblootstelling	Eco-gebaseerd
toetsing TDI	<b>605</b>	<b>538</b>	
toetsing TCL	<b>50.000</b>	<b>48.200</b>	
BSN wonen, VL		700	
Huidige IW, NL			530
Voorstel nieuwe IW, NL			530
Huidige Humtox IW, NL	300		
Nieuwe Humtox IW, NL	530		

**Tabel 62: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen met tuin - lood (mg/kg ds)**

Voor Vlaanderen is de berekende risicogrens met de geharmoniseerde methodiek lager dan de huidige bodemsaneringsnorm.

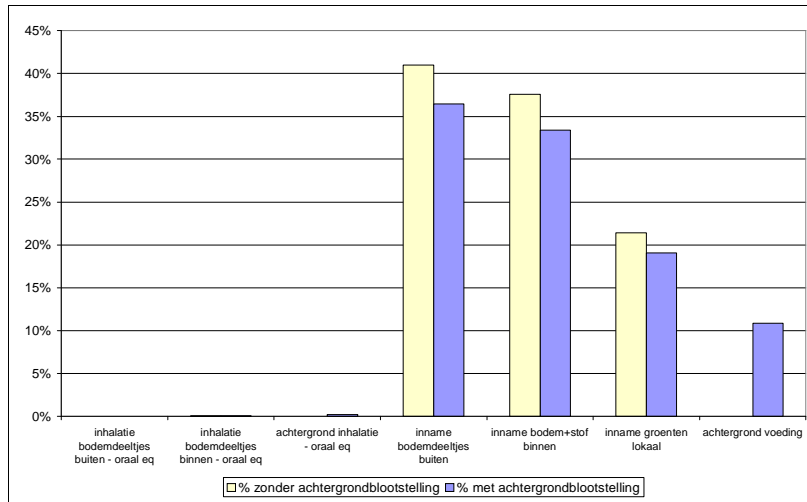
Voor Nederland is de berekende risicogrens met de geharmoniseerde methodiek nagenoeg gelijk aan de huidige interventiewaarde, de nieuw voorgestelde interventiewaarde en de nieuwe humaan-toxicologische bouwsteen voor de interventiewaarde. Ten opzichte van de huidige humaan-toxicologische bouwsteen voor de interventiewaarde is de geharmoniseerde risicogrens bijna een factor 2 hoger



**Figuur 36: Risico-index voor lood – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 538 mg/kg ds**

Uit de weergave in Figuur 36 zien we nauwelijks verschil tussen de index  $RI_{\text{oraal}}$  (toetsing van de orale blootstelling) en de index  $RI_{\text{oraal\_eq}}$  (toetsing van de totale blootstelling). Dit geeft aan dat inademing van zwevend stof een beperkte bijdrage levert tot de lichaamsbelasting van cadmium en tot de risico-index. De toetsing van de concentraties in zwevend stof aan de TCL toont aan dat de concentraties beduidend lager liggen dan de TCL.

In Figuur 37 is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven.



**Figuur 37: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor lood – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 538 mg/kg ds**

Figuur 37 toont aan dat bij Wonen met tuin de blootstelling gedomineerd wordt door inname van bodem en stof. Indien de relatieve biobeschikbaarheid in bodem en stof gelijkgesteld wordt aan 1, dan leidt dat tot een daling van de risicogrenswaarde tot 450 mg/kg ds (met achtergrondblootstelling) en 505 mg/kg ds (zonder achtergrondblootstelling), wijzigingen in relatieve absorptie werken ongeveer lineair door in de risicogrenswaarde. De verschillen worden voor Nederland eveneens verklaard door de lagere bodemingestie (van 150 mg/dag naar 100 mg/dag), die eveneens vrijwel lineair doorwerkt. Voor Vlaanderen is er quasi een verdubbeling van de bodemingestie.

De inname via groenten levert een beperkte bijdrage, maar bedraagt toch nog ongeveer 20 %, terwijl dit met de Vlaamse BCF-relaties slechts 10 % uitmaakt.

Een bijkomende invloed is er van de lagere achtergrondblootstelling voor kinderen, die in de geharmoniseerde methodiek gebruikt wordt in vergelijking met de waarde gebruikt in de bodemsaneringsnormen. Daarnaast werd bij de bodemsaneringsnorm een afwijkend toxicologisch criterium gehanteerd.

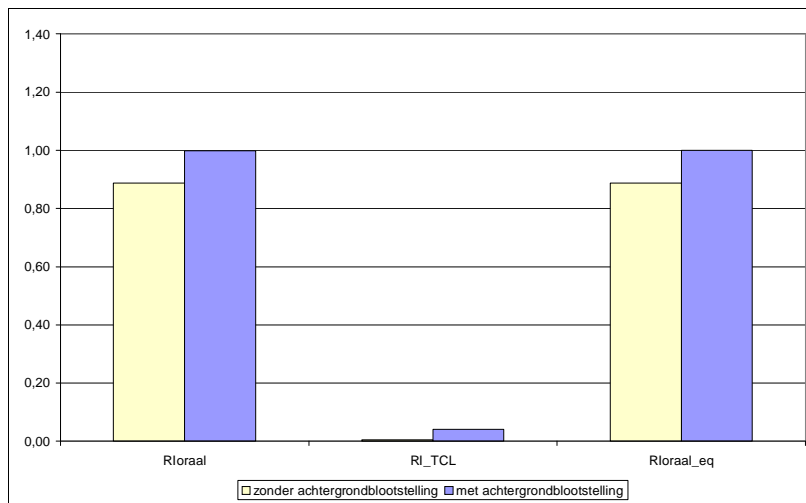
### 8.2.3 Wonen zonder tuin

In Tabel 63 zijn de risicogrenswaarden aangeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

	zonder achtergrondblootstelling	met achtergrondblootstelling
toetsing TDI	<b>1.401</b>	<b>1.244</b>
toetsing TCL	<b>250.000</b>	<b>241.000</b>
Humtox BGWs, NL	-	
Humtox Refwaarden, NL		1.800

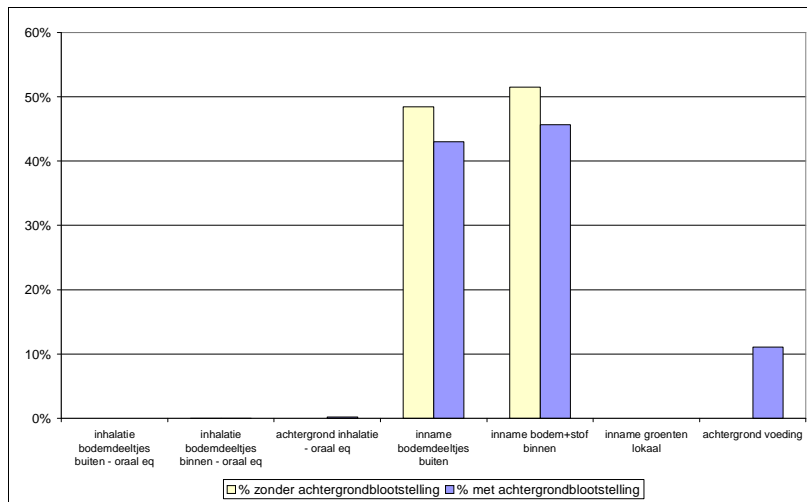
**Tabel 63: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen zonder tuin - lood (mg/kg ds)**

Voor Nederland resulteert de berekende risicogrens met de geharmoniseerde methodiek in een iets risicogrens die bijna een factor 2 lager is dan de humaan toxicologische risicogrens van de voorgestelde Referentiewaarde.



**Figuur 38: Risico-index voor lood – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 1244 mg/kg ds**

In Figuur 39 is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven.



**Figuur 39: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor lood – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 1244 mg/kg ds**

Er is in Vlaanderen geen scenario vergelijkbaar met wonen zonder tuin. Het enige vergelijkingspunt is het scenario voor recreatie (dagrecreatie domineert de norm).

## 8.3 Arseen

De berekeningen voor arseen werden telkens in dubbel uitgevoerd: enerzijds met een orale TDI van 1 µg/kg.dag en een TCL (ook omgerekend naar inhalatoire TDI) van 6 ng/m<sup>3</sup> en levenslange uitmiddeling; anderzijds met een orale TDI van 2 µg/kg.d en een TCL (ook omgerekend naar inhalatoire TDI) van 6 ng/m<sup>3</sup> en een toetsing aan de blootstelling tijdens de kindertijd (1 - < 6 jaar) . De TCL is lager dan deze gebruikt in de herziening normering zware metalen in Vlaanderen omwille van een significant lagere achtergrondconcentratie in lucht (data 2005, Lommel uitgesloten). Eveneens werd een toetsing van de luchtconcentraties aan de TCL uitgevoerd. De risicotoetsing gebeurde door deling van de orale dosis door de orale TDI, en deling van de inhalatoire dosis door de inhalatoire TDI, gevolgd door sommatie van deze verhoudingen (= globale RI of risico-index). De concentratie in groenten is constant en ligt op het 90-percentiel van gemeten waarden in groenten. De relatieve orale biobeschikbaarheid van arseen in bodem en huisstof bedraagt 0,6.

### 8.3.1 Moestuin

In Tabel 64 zijn de risicogrenswaarden aangeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

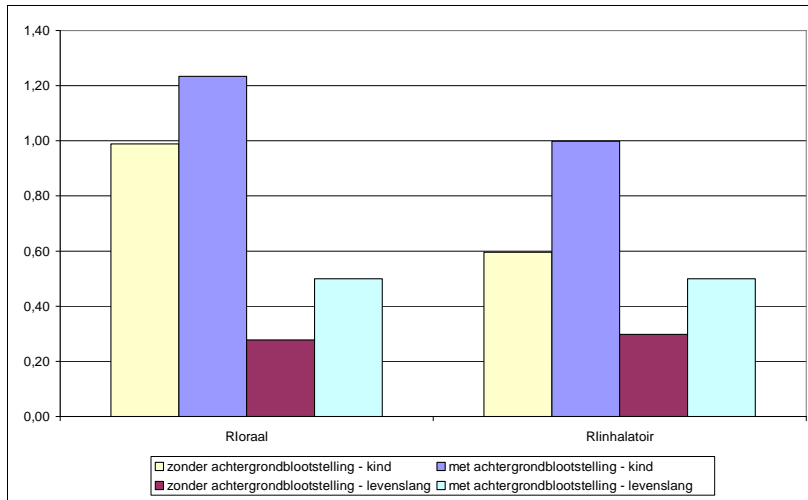
	zonder achtergrondblootstelling	met achtergrondblootstelling
<i>Kind – TDI = 2 µg/kg.d</i>		
<i>toetsing TDI</i>	<b>202</b>	<b>83</b>
<i>Toetsing TCL</i>	<b>600</b>	<b>450</b>
<i>Levenslang – TDI = 1 µg/kg.d</i>		
<i>Toetsing TDI</i>	<b>431</b>	<b>222</b>
<i>Toetsing TCL</i>	<b>600</b>	<b>450</b>
<i>BSN landbouw, VL</i>		45
<i>BSN wonen, VL</i>		110
<i>Humtox BGWs, NL</i>		75
<i>Humtox Refwaarden, NL</i>		97

**Tabel 64: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Moestuï - arseen (mg/kg ds)**

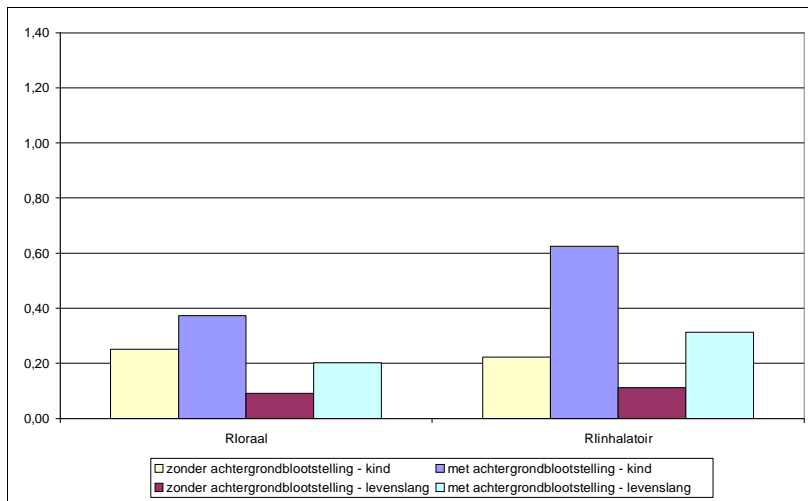
Voor Vlaanderen resulteert de berekende risicogrens (83 mg/kg ds) met de geharmoniseerde methodiek in een stijging met ongeveer een factor 2 ten opzichte van de bodemsaneringsnorm voor landbouw en een daling met een factor 1,3 ten opzichte van de huidige bodemsaneringsnorm voor woongebied.

Voor Nederland resulteert de berekende risicogrens (222 mg/kg ds) met de geharmoniseerde methodiek in een stijging met een factor 3 en 2,3 ten opzichte van de humaan-toxicologische risicogrens van de BodemGebruiksWaarde, respectievelijk de humaan-toxicologische risicogrens van de voorgestelde Referentiewaarde.

In Figuur 40 en Figuur 41 zien we het aandeel van inhalatoire en orale blootstelling in de risico-index. Bij beide berekeningswijzen (verschillen in TDI en uitmiddeling) zien we het grote belang van de inhalatoire blootstelling op de totale risico-index. Bij de TDI van 1 µg/kg.dag is de orale achtergrondblootstelling evenwaardig aan de inhalatoire achtergrondblootstelling indien uitgedrukt als risico-index (levenslange toetsing). Bij de orale TDI van 2 µg/kg.dag stijgt het belang van de inhalatoire blootstelling in de berekening van de risico-index en wordt belangrijker dan de orale blootstelling.



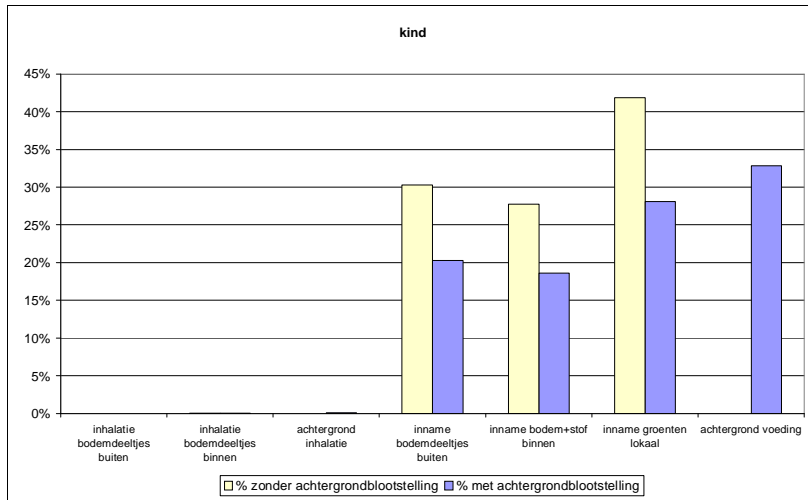
**Figuur 40: Risico-index voor arseen – Moestuin bij een bodemconcentratie van 222 mg/kg ds –  $TDI_{oraal} = 1 \mu\text{g}/\text{kg.dag}$**



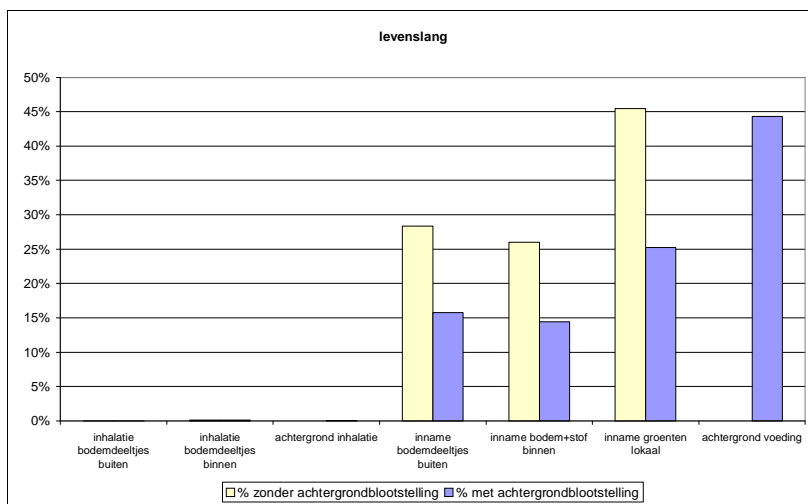
**Figuur 41: Risico-index voor arseen – Moestuin bij een bodemconcentratie van 83 mg/kg ds –  $TDI_{oraal} = 2 \mu\text{g}/\text{kg.dag}$**

In Figuur 42 (kinderen) en Figuur 43 (levenslang) is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven. De consumptie van groenten uit eigen tuin bedraagt zo'n 25 % (met achtergrondblootstelling) tot 40 % (zonder achtergrondblootstelling) van de totale blootstelling. Het resterende deel wordt ingevuld door inname van bodem- en stofdeeltjes. Indien de achtergrondblootstelling mee opgenomen wordt, dan bedraagt deze reeds een 33 % van de totale orale blootstelling. Let wel: de totale orale blootstelling is hier niet gelijk aan de orale TDI, omdat een belangrijk deel van de risico-index (bijna de helft) ingevuld wordt door inhalatie.





**Figuur 42: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij kinderen – Moestuin bij een bodemconcentratie van 83 mg/kg ds**



**Figuur 43: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij levenslange blootstelling – Moestuin bij een bodemconcentratie van 222 mg/kg ds**

Door de gewijzigde keuze van de TCL weegt inhalatie zwaarder door in de totale risico-index (niet in absolute blootstelling). Dit leidt tot een verlaging van de risicogrenswaarde. Indien we de TCL terug zouden optrekken tot 13 ng/m<sup>3</sup> en met de lagere (in vergelijking met herziening bodemsaneringsnormen Vlaanderen) achtergrondconcentratie rekenen, dan stijgt de risicogrenswaarde tot 196 mg/kg ds (factor 2).

Indien de relatieve absorptie voor bodem en stof op 1 gelegd zou worden, resulteert dit in een daling van 83 mg/kg ds naar 66 mg/kg ds.

### 8.3.2 Wonen met tuin

In Tabel 60 zijn de risicogrenswaarden aangeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

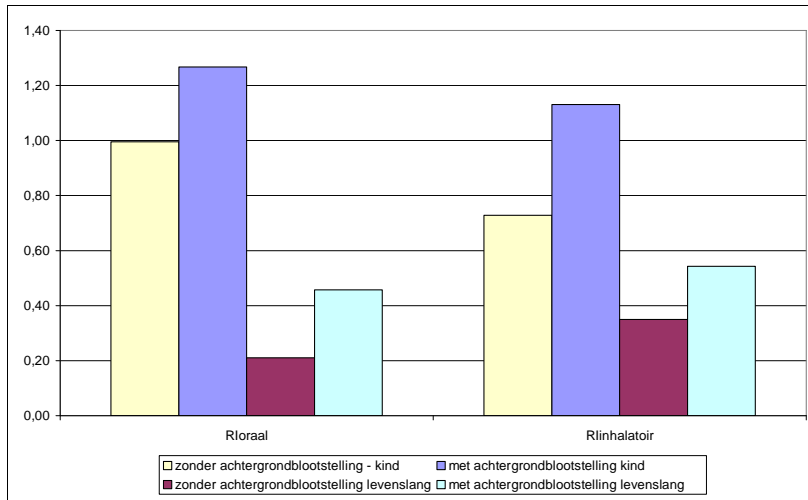
	zonder achtergrondblootstelling	met achtergrondblootstelling	Eco- gebaseerd
<i>Kind – TDI = 2 µg/kg.d</i>			
toetsing TDI	220	99	
toetsing TCL	600	450	
<i>Levenslang – TDI = 1 µg/kg.d</i>			
toetsing TDI	495	271	
toetsing TCL	600	450	
BSN wonen, VL		110	
Huidige IW, NL			55
Voorstel nieuwe IW, NL			85
Huidige Humtox IW, NL	678		
Nieuwe Humtox IW, NL	576		

**Tabel 65: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen met tuin - arseen (mg/kg ds)**

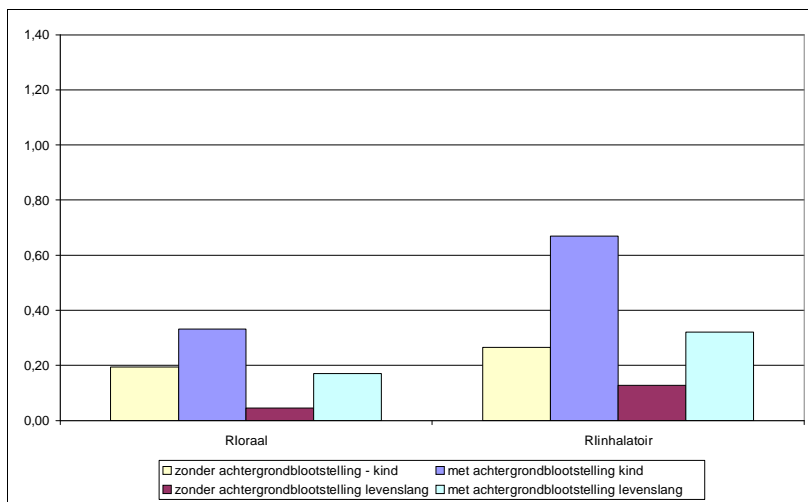
Voor Vlaanderen resulteert de berekende risicogrens (99 mg/kg ds) met de geharmoniseerde methodiek in een beperkte daling ten opzichte van de bodemsaneringsnorm.

Voor Nederland resulteert de berekende risicogrens (495 mg/kg ds) met de geharmoniseerde methodiek in een stijging met een factor 9 en 5,8 ten opzichte van de huidige interventiewaarde, respectievelijk de nieuw voorgestelde interventiewaarde. Ten opzichte van de huidige humaan toxicologische bouwsteen voor de interventiewaarde en het voorstel voor de nieuwe humaan toxicologische bouwsteen voor de interventiewaarde is de geharmoniseerde risicogrens ongeveer een factor 1,4, respectievelijk 1,2 lager.

In Figuur 44 en Figuur 45 zien we het aandeel van inhalatoire en orale blootstelling in de risico-index. Bij beide berekeningswijzen (verschillen in TDI en uitmiddeling) zien we het grote belang van de inhalatoire blootstelling op de totale risico-index. In beide gevallen zien we dat de inhalatoire blootstelling belangrijker is in de risico-index dan de orale blootstelling.

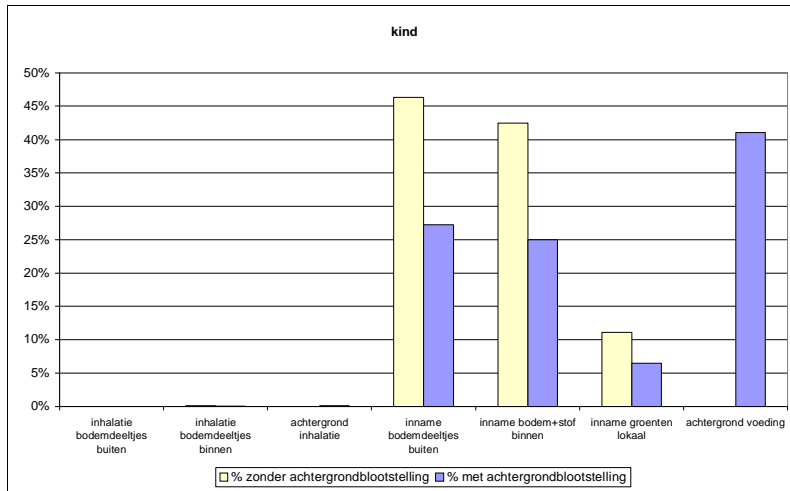


**Figuur 44: Risico-index voor arseen – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 271 mg/kg ds – TDI = 1 µg/kg.dag**

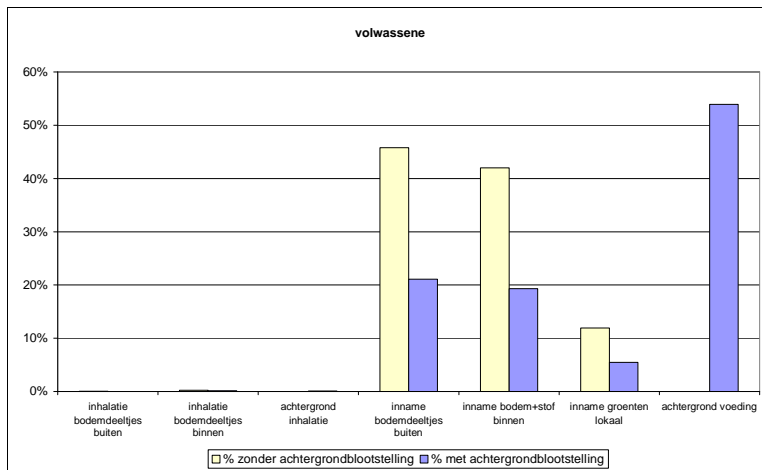


**Figuur 45: Risico-index voor arseen – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 99 mg/kg ds – TDI = 2 µg/kg.dag**

In Figuur 46 (kinderen) en Figuur 47 (levenslang) is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven.



**Figuur 46: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij kinderen – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 99 mg/kg ds**



**Figuur 47: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij levenslange blootstelling – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 271 mg/kg ds**

Bij kinderen bedraagt de bijdrage van groenten uit de moestuin ongeveer 7 - 11 % (respectievelijk met en zonder achtergrondblootstelling), terwijl dit voor levenslange blootstelling 5 - 12 % is. Het belang van de blootstelling via de moestuin daalt met stijgende bodemconcentratie, omdat met een constant gehalte in groenten gerekend wordt. Indien de achtergrondblootstelling mee opgenomen wordt, dan bedraagt deze 40 – 55 % van de totale orale blootstelling. Let wel: ook hier is de orale blootstelling lager dan de orale TDI, omwille van het belangrijke aandeel van inhalatie in de totale risico-index

Door de gewijzigde keuze van de TCL weegt inhalatie zwaarder door in de totale risico-index (niet in absolute blootstelling). Dit leidt tot een verlaging van de

risicogrenswaarde. Indien we de TCL terug zouden optrekken tot 13 ng/m<sup>3</sup> en met de lagere (in vergelijking met herziening bodemsaneringsnormen Vlaanderen) achtergrondconcentratie rekenen, dan stijgt de risicogrenswaarde van 99 mg/kg ds naar 219 mg/kg ds (factor 2,2).

Indien de relatieve absorptie voor bodem en stof op 1 gelegd zou worden, resulteert dit in een daling van 99 mg/kg ds naar 78 mg/kg ds. De wijziging van de TDI telt dus zwaarder door dan de wijziging in relatieve biobeschikbaarheid, omdat deze laatste slechts op een deel van de blootstelling betrekking heeft.

### 8.3.3 Wonen zonder tuin

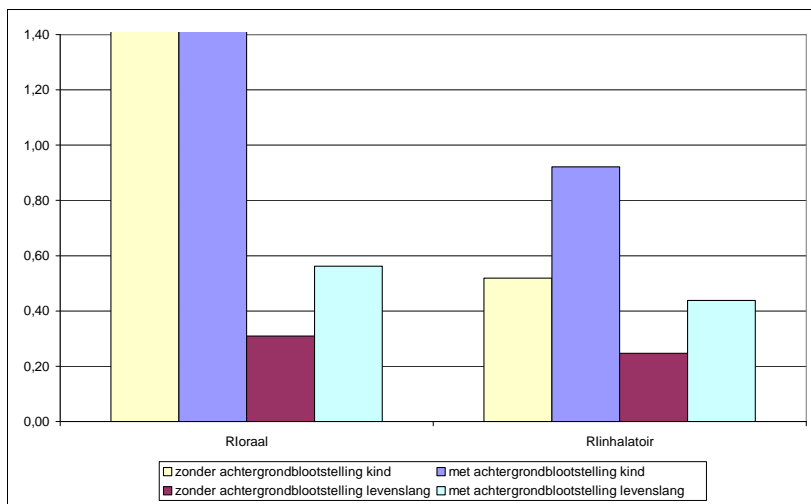
In Tabel 66 zijn de risicogrenswaarden aangegeven zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek, alsmede de bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland.

	<i>zonder achtergrondblootstelling</i>	<i>met achtergrondblootstelling</i>
kind		
toetsing TDI	<b>667</b>	<b>305</b>
toetsing TCL	<b>3.000</b>	<b>2.250</b>
levenslang		
toetsing TDI	<b>1.740</b>	<b>967</b>
toetsing TCL	<b>3.000</b>	<b>2.250</b>
Humtox BGWs, NL	-	
Humtox Refwaarden, NL		2.624

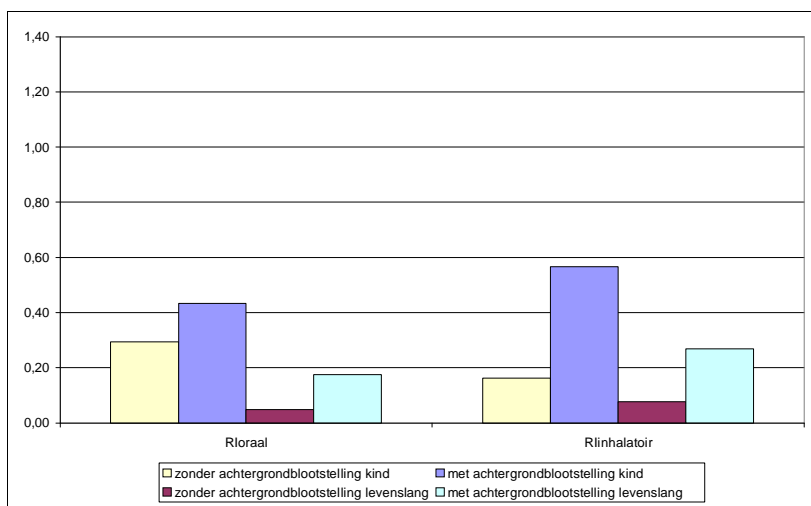
**Tabel 66: Risicogrenswaarden zoals berekend met de geharmoniseerde methodiek (vet) en bestaande en voorgestelde risicogrenzen in Vlaanderen en Nederland – Wonen zonder tuin - arseen (mg/kg ds)**

Voor Nederland resulteert de berekende risicogrenzen met de geharmoniseerde methodiek in een daling van ruim een factor 1,5 ten opzichte van de humaan-toxicologische risicogrenzen van de voorgestelde Referentiewaarde.

In Figuur 50 en Figuur 51 zien we het aandeel van inhalatoire en orale blootstelling in de risico-index. Bij levenslange blootstelling en TDI = 1 µg/kg.dag zien we dat de orale en de inhalatoire blootstelling vrijwel gelijk meetellen in de risico-index. Bij kinderen en een orale TDI van 2 µg/kg.dag zien we dat de inhalatoire blootstelling iets zwaarder doortelt in de risico-index.

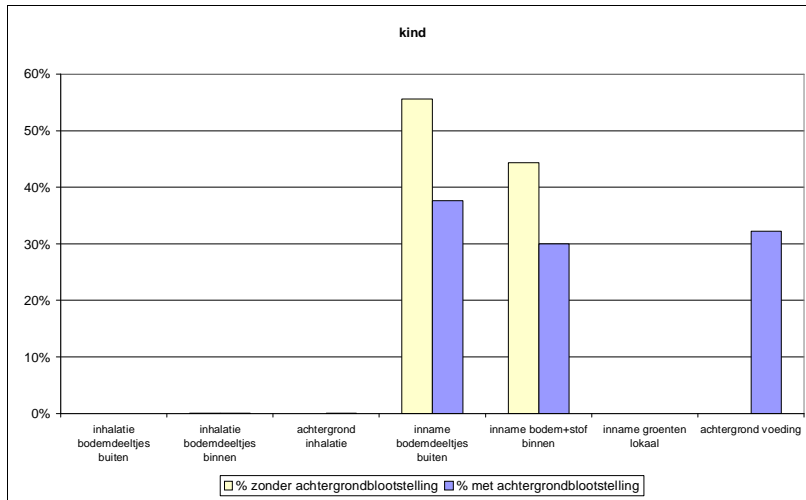


**Figuur 48: Risico-index voor arseen – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 967 mg/kg ds – TDI = 1 µg/kg.dag**

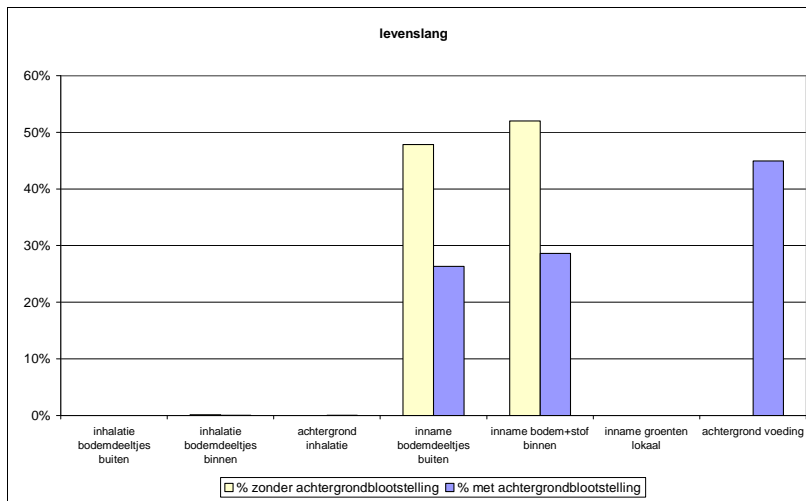


**Figuur 49: Risico-index voor arseen – Wonen zonder tuin bij een bodemconcentratie van 305 mg/kg ds – TDI = 2 µg/kg.dag**

In Figuur 50 (kinderen) en Figuur 51 (levenslang) is de procentuele bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling weergegeven. Uiteindelijk blijven alleen nog inname van bodem en stof als blootstellingsroute over. Achtergrondblootstelling via voeding maakt 32 % (kinderen) tot 45 % (levenslang) uit van de blootstelling.



**Figuur 50: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij kinderen – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 305 mg/kg ds**



**Figuur 51: Bijdrage (%) van de verschillende blootstellingswegen voor arseen bij levenslange blootstelling – Wonen met tuin bij een bodemconcentratie van 967 mg/kg ds**

Er is in Vlaanderen geen scenario vergelijkbaar met wonen zonder tuin.

## 9 Conclusies en aanbevelingen

### 9.1 Conclusies

Met het doel de beoordeling van de bodemkwaliteit in de Vlaamse en Nederlandse Kempen op vergelijkbare wijze te laten plaatsvinden, is een geharmoniseerde methodiek ontwikkeld. Deze methodiek is gebaseerd op de blootstellingmodellen Vlier-humaan (Vlaanderen) en CSOIL (Nederland). Echter is tevens gebruik gemaakt van een aantal nieuwe ontwikkelingen, welke mede in het kader van de herziening van Vlier-humaan en van het Nederlandse bodembeleid plaatsvinden. Enige van ontwikkelingen zullen niet tijdig gereed komen voor implementatie in de geharmoniseerde methodiek en zijn derhalve als "nader onderzoek" in deze rapportage opgenomen.

De volgende blootstellingsroutes zijn vergeleken en geharmoniseerd: 'blootstelling via ingestie van bodem en stof', 'blootstelling via inademen van bodem en stof', 'blootstelling via groenteconsumptie' en 'blootstelling via drinkwaterconsumptie'. Tevens zijn een aantal zogenaamde intercompartimentele relaties vergeleken en geharmoniseerd: de relatie tussen bodem en zwevend stof buitenshuis, de relatie tussen bodem en (zwevend en afgezet) stof binnenshuis (onderdeel hiervan is de relatie tussen zwevend stof buitenshuis en zwevend stof binnenshuis en de relatie tussen bodem en groente (door opname via de wortels, depositie en irrigatie).

Bovendien wordt voorgesteld in geval van overschrijding van de "norm" (dat wil zeggen als de berekende blootstelling aan cadmium, lood of arseen de kritische blootstelling overschrijdt, een tweedelijns bepaling mogelijk te maken, met bijvoorbeeld het advies voor bemonstering (staalname) van groenten. Een voorbeeld voor een bemonsteringsprotocol is beschreven in Swartjes et al. (2007).

### 9.2 Aanbevelingen

Toekomstig nader onderzoek dient zich op de volgende onderwerpen te richten:

- De locatiespecifieke bepaling en herkomst van de concentratie aan zwevend stof buiten. Hierbij dient gebruik te worden gemaakt van de onderzoeken die momenteel worden uitgevoerd.
- De locatiespecifieke bepaling van de concentratie aan zwevend stof binnenshuis, als functie van het bodemgehalte; nader onderzoek naar de bepaling van de concentratie in en herkomst van afgezet stof; hierbij dient gebruik te worden gemaakt van de onderzoeken die momenteel worden uitgevoerd.
- De hoeveelheid ingenomen bodem- en stofdeeltjes buiten- en binnenshuis, en de concentraties aan contaminanten hierin. Hierbij moet gebruik te worden gemaakt van de onderzoeken die momenteel worden uitgevoerd. Tevens moet aandacht worden besteed aan verschillen voor diverse vormen van bodemgebruik.
- Actualisatie en harmonisatie van de bestaande methodieken in Vlaanderen en Nederland voor de bepaling van de geaccumuleerde concentraties aan metalen in groenten voor cadmium, lood en arseen. Daarnaast dient voor arseen en lood specifiek aandacht besteed te worden aan de relatie tussen het bodemgehalte en de concentratie in de groenten, aangezien deze



relatie in veel gevallen niet is aangetoond. Voor lood leveren de relaties, afgeleid in Nederland, een hogere plantconcentratie op dan de relaties, afgeleid in Vlaanderen.

- Het bepalen van de blootstelling in de vorm van kansdichtheden (probabilistische benadering).
- De risicotoetsing voor arseen met aandacht voor de effecten op kinderen en de kwantificering van de dosis-responsrelatie voor carcinogene effecten.

## 10 Referenties

- ADEME. (2003). *CIBLEX - Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué*
- Alonso, J., Garcia, M. A., Pérez-Lopez, M., & Melgar, M. J. (2003). The concentrations and bioconcentration factors of copper and zinc in edible mushrooms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *44*, 180 - 188.
- ATSDR. (2005a). *Toxicological profile for arsenic - Draft for Public Comment*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- ATSDR. (2005b). *Toxicological profile for lead - Draft for Public Comment*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Baars, A. J., Theelen, R. M. C., Janssen, P. J. C. M., Hesse, J. M., & van Apeldoorn, M. E. (2001). *Re-evaluation of human-toxicological Maximum Permissible Levels* (No. n° 711701025). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Baes, C. F., Sharp, R. D., Sjoreen, A. L., & Shor, R. W. (1984). *A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through the agriculture* (No. ORNL-5786). Oak Ridge, Tennessee, United States: Oak Ridge National Laboratory.
- Bellows, B. C. (2005). *Arsenic in poultry litter: organic regulations*. Retrieved 6 juni 2007, from [http://attra.ncat.org/attr-pub/PDF/arsenic\\_poultry\\_litter.pdf](http://attra.ncat.org/attr-pub/PDF/arsenic_poultry_litter.pdf)
- Berghmans, P., Daems, J., & Brabers, R. (2006). *Milieuonderzoek van de wijk Lutommel ter bepaling van de verhouding zware metalen in huisstof en in de bodem* (No. 2006/MIM/R/111). Mol, België: VITO.
- BGVV. (2001). *Workshop on exposure of children to substances used as ingredients in pesticides*. Berlijn, Duitsland.
- Bierkens, J., & Cornelis, C. (2006). *Opstellen van gebruikafhankelijke waarden voor bodemingestie* (No. XXX). Mol, België: VITO.
- Bierkens, J., De Raeymaecker, B., Cornelis, C., & al., e. (2007a). *Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen lood* (No. 2007/IMS/R/0123). Mol, België: VITO.
- Bierkens, J., De Raeymaecker, B., Cornelis, C., & al., e. (2007b). *Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen cadmium* (No. 2007/IMS/R/0125). Mol, België: VITO.
- Bierkens, J., De Raeymaecker, B., Cornelis, C., & al., e. (2007c). *Voorstel voor herziening bodemsaneringsnormen arseen* (No. 2007/IMS/R/0127). Mol, België: VITO.
- Bockting, G. J. M., Swartjes, F. A., Koolenbrander, L. G. M., & van den Berg, R. (1994). *Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit en behoefte van bouwvergunningaanvragen. Deel I - bodemgebruikspecifieke beoordelingsmethodiek voor de humane blootstelling* (No. RIVM n° 715810001). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Brits, E., Goelen, E., Koppen, G., Spruyt, M., & Torfs, R. (2005). *The Influence of Contaminants in Ambient Air on the Indoor Air Quality Part 1: Exposure of Children - Report of Work Package 1: Outline of the Study* (No. 2005/MIM/R/103). Mol, België: VITO.
- Brochu, P., Ducre-Robitaille, J. F., & Brodeur, J. (2006a). Physiological daily inhalation rates for free-living individuals aged 1 month to 96 years, using data from doubly labeled water measurements: A proposal for air quality

- criteria, standard calculations and health risk assessment. *Human And Ecological Risk Assessment*, 12(4), 675-701.
- Brochu, P., Ducre-Robitaille, J. F., & Brodeur, J. (2006b). Physiological daily inhalation rates for free-living individuals aged 2.6 months to 96 years based on doubly labeled water measurements: comparison with time-activity-ventilation and metabolic energy conversion estimates. *Human And Ecological Risk Assessment*, 12(4), 736-761.
- Cornelis, C., Provoost, J., Joris, I., De Raeymaecker, B., De Ridder, K., Lefebvre, F., et al. (2006). *Evaluation of the Swedish guideline values for contaminated sites - cadmium and polycyclic aromatic hydrocarbons - technical report* (No. 2006/IMS/390). Mol, België: VITO.
- Cornelis, C., Provoost, J., Seuntjens, P., De Raeymaecker, B., & Joris, I. (2007). *Herziening Vlier-Humaan - ontwerp eindrapport*. Mol, België: VITO.
- De Temmerman, L., & Hoenig, M. (2004). Vegetable crops for biomonitoring lead and cadmium deposition. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49, 121 - 135.
- DEFRA. (2002). *The contaminated land exposure assessment (CLEA) model: technical basis and algorithms*. London, UK.
- DEFRA. (2006). *Assessing risks from land contamination - a proportionate approach. Soil guideline values: the way forward*. London, UK.
- Demarest, S., Drieskens, S., Gisle, L., Hesse, E., Miermans, P. J., Tafforeau, J., et al. (2004). Health Interview Survey, Belgium, 1997-2001-2004: Unit of Epidemiology, Scientific Institute of Public Health, Brussels, Belgium.
- Devriese, S., Huybrechts, I., Moreau, M., & Van Oyen, H. (2006). *De Belgische Voedselconsumptiepeiling 1 - 2004* (No. D/2006/2505/17, IPH/EPI reports n° 2006-019). Brussel, België: Wetenschappelijk Instituut Volksgezondheid, Afdeling Epidemiologie.
- Dirven-Van Breemen, E. M., Lijzen, J. P. A., Otte, P., van Vlaardingen, P. L. A., Spijker, J., Verbruggen, E. M. J., et al. (2007). *Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid* (No. RIVM n° 711701953). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- EC. (2001). Ambient air pollution by As, Cd and Ni compounds - position paper: EC.
- ECB. (2004). *Risk assessment cadmium oxide CAS-N° 1306-19-0 / Risk assessment cadmium metal CAS-N° 7440-43-9 - draft*. European Chemicals Bureau.
- Glorieux, I., Coppens, K., Koelet, S., Moens, M., & Vandeweyer, J. (2002). *Vlaanderen in uren en minuten - de tijdsbesteding van de Vlamingen in 480 tabellen*
- Hager, J. M. (2005). *Determination of the External Soil Fraction (ESL) and the Outdoor Soil Lead Contribution (OSLC) for Syracuse, NY*. State University of New York, Syracuse, NY.
- Health Canada. (2005). Health Canada Bioaccessibility workshop. In H. Canada (Ed.). Toronto, Canada.
- Hough, R. L., Breward, N., Young, S. D., Crout, N. M. J., Tye, A. M., Moir, A. M., et al. (2004). Assessing potential health risks of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations. *Environmental Health Perspectives*, 112, 215-221.

- Hubal, E. A. C., Sheldon, L. S., Burke, J. M., McCurdy, T. R., Barry, M. R., Rigas, M. L., et al. (2000). Children's exposure assessment: A review of factors influencing children's exposure, and the data available to characterize and assess that exposure. *Environmental Health Perspectives*, 108(6), 475-486.
- Jansson, G., Ruttens, A., Römkens, P., Smolders, E., De Temmerman, L., & Bries, J. (2006). *Teeltadvies voor de landbouw in het kader van het Interreg project BeNeKempen*.
- Jansson, G., Ruttens, A., Römkens, P., Smolders, E., De Temmerman, L., & Bries, J. (2007). *Teeltadvies voor de landbouw in het kader van het Interreg project BeNeKempen*.
- Knol, A. B., & Staatsen, B. A. M. (2005). *Trends in the environmental burden of disease in the Netherlands, 1980 – 2020* (No. RIVM rapport 500029001). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Krauss, M., Wilcke, W., Kobza, J., & Zech, W. (2001). Predicting heavy metal transfer from soil to plant: potential use of Freundlich-type functions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, 3 - 8.
- Layton, D. W. (1993). Metabolically consistent breathing rates for use in dose assessments. *Health Physics*, 64(1), 23-36.
- Layton, D. W., & Thatcher, T. L. (1995). *Movement of outdoor particles to the indoor environment: an analysis of the Arnhem lead study*. Livermore, California: Lawrence Livermore National Laboratory.
- Lewis, R. G., Fortune, C. R., Willis, R. D., Camann, D. E., & Antley, J. T. (1999). Distribution of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in house dust as a function of particle size. *Environmental Health Perspectives*, 107(9), 721-726.
- Lijzen, J. P. A., Swartjes, F. A., Otte, P., & Willems, J. (1999). *Bodemgebruikswaarden: methodiek en uitwerking* (No. RIVM n° 711701016). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- MNP. (2005). Milieu en Natuur Planbureau.
- Moelhave, L., Schneider, T., Kjaergaard, S. K., Larsen, L., Norn, S., & Joergensen, O. (2000). House dust in seven Danish offices. *Atmospheric Environment*, 34, 4767-4779.
- Morawska, L., & He, C. (2003). Chapter 3.3: Particle concentration levels and size distribution characteristics in residential and non-industrial workplace environments. In L. Morawska & T. Salthammer (Eds.), *Indoor Environment - Airborne particles and settled dust*. Weinheim, Germany: Wiley - VCH.
- Morawska, L., & Salthammer, T. (2003). Chapter 1.1: Fundamentals of indoor particles and settled dust. In L. Morawska & T. Salthammer (Eds.), *Indoor Environment - Airborne particles and settled dust*. Weinheim, Germany: Wiley - VCH.
- Mukae, H., Vincent, R., Quinlan, K., English, D., Hards, J., Hogg, J. C., et al. (2001). The effect of repeated exposure to particulate air pollution (PM10) on the bone marrow. *Am J Respir Crit Care Med.*, 163(1), 201 - 209.
- NEPI. (2000). *Assessing the bioavailability of metals in soil for use in human health risk assessments - Bioavailability policy project phase II: Metals Task Force Report*, National Environmental Policy Institute.

- NIS. (2002). *Tijds- en vrijetijdsbesteding - tijdsbestedingonderzoek 1999*. Brussel.
- NRC. (2005). *Superfund and mining megasites – lessons from the Coeur d'Alene river basin*: Committee on Superfund Site Assessment and Remediation in the Coeur d'Alene River Basin.
- Oomen, A. G., Brandon, E. F. A., A, S. F., & M, S. A. J. A. (2006). *How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? Implementation and scientific basis* (No. RIVM n° 711701042). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Oomen, A. G., & Hagens, W. I. (2006). *Bepaling van de bioaccessibility en relatieve orale biobeschikbaarheid van lood en arseen uit bodem en zinkassen van de Nederlandse Kempen* (No. RIVM/SIR adviesrapport 010671A00). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Oomen, A. G., & Hagens, W. I. (2007). *Bepaling van de bioaccessibility en relatieve orale biobeschikbaarheid van lood en arseen uit zinkassen van de Nederlandse Kempen* (No. RIVM/SIR adviesrapport 10801A00). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Oomen, A. G., Janssen, P. J. C. M., van Eijkeren, J. C. H., Bakker, M. I., & Baars, A. J. (2007). *Cadmium in de Kempen - een integrale risicobeoordeling* (No. RIVM n° 32007001/2007). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Oomen, A. G., & Lijzen, J. P. A. (2004). *Relevancy of human exposure via house dust to the contaminants lead and asbestos* (No. RIVM n° 711701037/2004). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Otte, P. F., Lijzen, J. P. A., Swartjes, F. A., & Versluijs, C. W. (2001). *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set* (No. RIVM-rapport 711701021). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Putaud, J. P., Raes, F., Van Dingenen, R., & al., e. (2004). A European aerosol phenomenology - 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment*, 38, 2579-2595.
- Quaghebeur, M., & Rengel, Z. (2005). Arsenic speciation governs arsenic uptake and transport in terrestrial plants. *Microchimica Acta*, 151(3 - 4), 141 - 152.
- Que Hee, S., Peace, B., Clark, C. S., Boyle, J. R., Boule, J. R., Bornschein, R. L., et al. (1985). Evolution of efficient methods to sample lead sources, such as house dust and hand dust, in the homes of children. *Environmental Research*, 38, 77-95.
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., & al., e. (2004). Speciation and origin of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38, 6547-6555.
- Roelants, M., & Hauspie, R. (2004). Groeicurven Vlaanderen 2004: Laboratorium voor Antropogenetica, Vrije Universiteit Brussel.
- Ruby, M. V. (2004). Bioavailability of Soil-Borne Chemicals: Abiotic Assessment Tools. *Human and Ecological Risk Assessment*, 10, 647-656.
- Rutz, E., Valentine, J., Eckart, R., & Yu, A. (1997). Pilot study to determine levels of contamination in indoor dust resulting from contamination of soils. *Journal of Soil Contamination*, 6(5), 525-536.

- Seuntjens, P., Steurbaut, W., & Vangronsveld, J. (2006). *Chain model for the impact analysis of contaminants in primary food products* (No. D/2006/1191/29). Brussel, België: Belgian Science Policy.
- Sheppard, S. C., & Evenden, W. G. (1994). Contaminant enrichment and properties of soil adhering to skin. *Journal of Environmental Quality*, 23, 604-613.
- Spruyt, M., Bormans, R., Desmet, L., Geyskens, F., Poelmans, D., Van Hasselt, B., et al. (2006). *The Influence of Contaminants in Ambient Air on the Indoor Air Quality Part 1: Exposure of Children - Report of Work Package 2: Fieldwork and Measurements* (No. 2006/MIM/R/096). Mol, België: VITO.
- Swartjes, F. A., Dirven-Van Breemen, E. M., Otte, P., Van Beelen, P., Rikken, M. G. J., Tuinstra, J., et al. (2007). *Towards a protocol for the assessment of site-specific human health risks for consumption of vegetables from contaminated sites* (No. RIVM n° 711701040). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- Thatcher, T. L., & Layton, D. W. (1995). Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence. *Atmospheric Environment*, 29(13), 1487-1497.
- Tome, F. V., Rogriguez, M. P. B., & Lozano, J. C. (2003). Soil-to-plant transfer factors for natural radionuclides and stable elements in a Mediterranean area. *Journal of Environmental Radioactivity*, 65, 161 - 175.
- Trowbridge, P. R., & Burmaster, D. E. (1997). A parametric distribution for the fraction of outdoor soil in indoor dust. *Journal of Soil Contamination*, 6(2), 161-168.
- Tu, S., & Ma, L. Q. (2003). Interactive effects of pH, arsenic and phosphorus on uptake of As and P and growth of the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. under hydroponic conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 50, 243 - 251.
- Ultra, V., Tanaka, S., Sakurai, K., & Iwasaki, K. (2007). Effects of arbuscular mycorrhiza and phosphorus application on arsenic toxicity in sunflower (*Helianthus annuus* L.) and on the transformation of arsenic in the rhizosphere. *Plant and Soil*, 290(1 - 2), 29 - 41.
- US-EPA. (1994). *Guidance manual for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for lead in children* (No. EPA 9285.7-15-1): United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA. (2005). *Guidance on selecting age groups for monitoring and assessing childhood exposures to environmental contaminants* (No. EPA/630/P-02/003F.). Washington, DC, United States: United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA. (2006). *Child-specific exposure factors handbook (external review draft)* (No. EPA/600/R/06/096A). Washington, DC, United States: United States Environmental Protection Agency.
- Van den Berg, R. (1991/1994/1995). *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse leidend tot voorstellen voor humaan-toxicologische C toetsingswaarden (beperkt herziene versie van 1991 en 1994)* (No. RIVM- rapport 725201006). Bilthoven, Nederland: RIVM.

- Versluijs, C. W., & Otte, P. (2001). *Accumulatie van metalen in planten* (No. RIVM-rapport 711701024). Bilthoven, Nederland: RIVM.
- VMM. (2006). *Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest – 2005*. Erembodegem, België: VMM.
- Voedingscentrum. (2002). *Zo eten jonge peuters in Nederland 2002 - resultaten van het Voedingsstoffen Innam Onderzoek 2002*. Den Haag, Nederland: Voedingscentrum en TNO.
- VROM, M. (2000). *Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering* (No. DBO/19992266863). Den Haag, Nederland.
- Walker, S., & Giffin, S. (1998). Site-specific data confirm arsenic exposure predicted by the US Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*, 106(3), 133-139.
- WHO. (2003). *Arsenic in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality* (No. WHO/SDE/WSH/03.04/75). Genève, Zwitserland: WHO.
- Young, T. M., Heeraman, D. A., Sirin, G., & Ashbaugh, L. L. (2002). Resuspension of soil as a source of airborne lead near industrial facilities and highways. *Environmental Science and Technology*, 36, 2484-2490.

## 11 Lijst van afkortingen

ABdK	Actief Bodembeheer de Kempen
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BCF	BioConcentratieFactor
BGW	BodemGebruiksWaarde
BSN	BodemSaneringsNorm
CODA	Centrum voor Onderzoek in Diergeneeskunde en Agrochemie
CTE	Central Tendency Estimate
DEFRA	Department of Food and Rural Affairs
ds	droge stof
IEUBK	Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model
I/O	verhouding concentratie binnenlucht tot concentratie buitenlucht
IW	InterventieWaarde
MRL	Minimal Risk Level
LOAEC	Lowest Observed Adverse Effect Concentration
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level
% OC	% organische koolstof
% OM	% organisch materiaal
OVAM	Openbare Vlaamse AfvalstoffenMaatschappij
PM <sub>10</sub>	zwevend stof met een aërodynamische diameter < 10 µm
PTDI	Provisional Tolerable Daily Intake
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake
RAR	Risk Assessment Report opgemaakt binnen de EU-wetgeving nieuwe en bestaande stoffen
RBA	Relatieve biobeschikbaarheid
RfC	Reference Concentration (vgl. met TCL)
RI	Risico-Index
RIVM	RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RME	Reasonable Maximum Exposure
SIR	Centrum voor Stoffen en Integrale Risicoschatting
SUS	SaneringsUrgentieSystematiek
TCA	Tolerable Concentration in Air
TCL	Toelaatbare Concentratie in Lucht
TDI	Toelaatbare Dagelijkse Inname
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
vg	vers gewicht



VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VUB	Vrije Universiteit Brussel
WHO	Wereldgezondheidsorganisatie

## Bijlage 1: Samenstelling werkgroep risico-evaluatie BeNekempen

Harma Albering	Provincie Nederlands Limburg, Maastricht
Bart Bautmans	Gezondheidsinspectie Limburg, Hasselt
Mieke de Boer	Provincie Noord-Brabant, Den Bosch
Karen Van Campenhout	LNE Cel Milieu en Gezondheid, Brussel
Christa Cornelis	VITO, Mol
Griet van Gestel	OVAM, Mechelen ( <i>voorzitter</i> )
Henk Jans	GGD
Carla Kuppens Eindhoven	Actief Bodembeheer de Kempen (AbdK),
Vera Nelen	PIH, Antwerpen
Frank Swartjes	RIVM, Bilthoven
Kizi Vervest Antwerpen	Gezondheidsinspectie Antwerpen,
Jan Weisscher	Min. Van VROM, Den Haag
Koen Wynants	LOGO Noorder- en Zuiderkempen, Turnhout

### Discussiegroep plantopname

*De vermelding van personen in onderstaande lijst impliceert op generlei wijze dat zij het eens zijn met de standpunten rond plantopname vermeld in dit rapport.*

Ludwig De Temmerman	CODA, Tervuren
Daneel Geysen	OVAM, Mechelen
Paul Römken	Alterra, Wageningen
Ann Ruttens	UHasselt, Diepenbeek
Erik Smolders	KUL, Leuven
Frank Swartjes	RIVM, Bilthoven
Griet Van Gestel	OVAM, Mechelen

# Bijlage 2: een summier overzicht van de beschikbare studies voor herkomstbepaling van PM<sub>10</sub> , In het kader van het convenant OVAM/Umicore

nota opgemaakt op 9/03/2006 door VITO – Christa Cornelis; referentie: N9770 - bodemopwaai

## Evaluatie fractie bodem in zwevend stof

### 1. Doelstelling

In deze nota wordt een overzicht gegeven van studies, waarbij de herkomst van zwevend stof (meer bepaald PM<sub>10</sub>) werd bepaald. De bedoeling hiervan is een waarde voor te stellen voor de fractie bodem in PM<sub>10</sub>, die kan gebruikt worden voor het schatten van de concentratie metaal in zwevend stof, die het gevolg is van resuspensie vanop een verontreinigd terrein.

Het literatuuroverzicht is, gezien de zeer beperkte tijd, onvolledig. Op basis van raadpleging van VITO-experten, kan gesteld worden dat de studie van Putaud et al. (2004) toonaangevend is. Overige studies worden ter aanvulling besproken. Alleen studies waarin PM<sub>10</sub> gemeten werd, worden besproken. Uit studies waarin zowel PM<sub>10</sub>- als PM<sub>2,5</sub>-resultaten beschikbaar zijn, blijkt immers dat het aandeel bodem (of minerale delen) groter is in de grove fractie.

### 2. Overzicht van de studies

**Putaud et al. (2004)** rapporteren een analyse van gegevens voor 24 meetplaatsen in Europa (waaronder Waasmunster en Gent). Ze geven het aandeel mineraal stof weer en splitsen op naar locatie van de meetplaatsen (natuurlijk, landelijke achtergrond, stedelijke omgeving, stedelijke achtergrond, straatranden). Op basis van gemiddelden komen zij tot volgende percentages:

- |   |       |
|---|-------|
| – natuurlijke en landelijke achtergrond         | 10 %  |
| – stedelijke omgeving en stedelijke achtergrond | 9 %   |
| – straatranden                                  | 19 %. |

Voor Waasmunster en Gent lag het percentage mineraal stof ten opzichte van het jaargemiddelde PM<sub>10</sub>-gehalte op ongeveer 10 %.

**Querol et al. (2004)** onderzochten de speciatie en de herkomst van PM<sub>10</sub> in een aantal Europese steden gelegen in Duitsland, Spanje, Zweden, Groot-Brittannië, Nederland, Oostenrijk en Zwitserland. De resultaten van hun studie in termen van PM<sub>10</sub> (jaargemiddelde) en aandeel minerale bestanddelen, zijn opgenomen in Tabel 67

	landelijke achtergrond	stedelijke achtergrond	straatrand
<i>centraal Europa</i> <sup>1</sup>			
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	14-24	24-38	30-53
mineraal aandeel	5-10 %	10-15 %	12-15 %
<i>Noord-Europa</i> <sup>2</sup>			
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	8-16	17-23	26-51
mineraal aandeel	20-30 %	35-45 %	65-70 %
<i>Zuid-Europa</i> <sup>3</sup>			
PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	14-21	31-42	45-55
mineraal aandeel	12-40 %	25-30 %	25-37 %

<sup>1</sup>: Oostenrijk, Berlijn, Zwitserland, Nederland, Groot-Brittannië

<sup>2</sup>: Zweden

<sup>3</sup>: Spanje

**Tabel 67: Jaargemiddeld PM<sub>10</sub>-gehalte en aandeel minerale bestanddelen voor verschillende Europese regio's (uit Querol et al. 2004)**

De hoge minerale bijdragen voor Zweden zijn onder meer te wijten aan het gebruik van spijkerbanden en het strooien van zand en zout op wegen in de winterperiode.

**Almeida et al. (2005)** bepaalden de herkomst van fijn (PM<sub>2,5</sub>) en grof (PM<sub>2,5-10</sub>) stof in een randstedelijk gebied aan de West-Europese kust (Portugal) via PCA (Principal Component Analysis). Bij de interpretatie van de gegevens dient men er rekening mee te houden dat de ligging zorgt voor een hoger aandeel deeltjes afkomstig van over zee (waardoor het aandeel bodem relatief afneemt) en het voorkomen van perioden met hoge aanvoer van Sahara-stof (waardoor het aandeel bodem relatief stijgt). Uit deze studie blijkt dat het aandeel bodem in fijn stof 16 % (herfst/winter) – 17 % (lente/zomer) bedraagt; in grof stof bedraagt het aandeel bodem 19 % (herfst/winter) – 22 % (lente/zomer). Indien er een opsplitsing gemaakt wordt naar de herkomst van de lucht (maritiem, zuid-continentaal, noord/centrum-continentaal), dan levert dit voor lucht afkomstig van Noord- en Centraal-Europa een aandeel bodem van ongeveer 15 % in fijn stof en 25 % in grof stof.

**Van Grieken et al. (2001)** bestudeerden de samenstelling van PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>-stof op een aantal plaatsen in Vlaanderen. Hoewel er uitspraken gedaan worden over het aantal deeltjes met bodemherkomst, wordt er geen uitspraak gedaan over het percentage van de zwevend stofconcentratie in massatermen, dat afkomstig is van bodem.

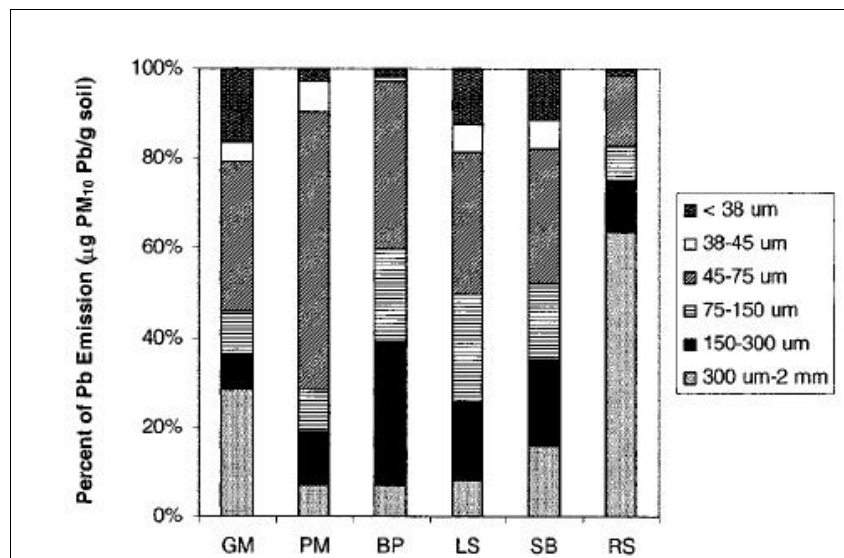
**Young et al. (2002)** bestudeerden de resuspensie van bodem in een experimentele opstelling voor het bepalen van het aandeel van bodemgebonden lood in zwevend stof (PM<sub>10</sub>). Ze analyseerden de toplaag van bodems (5 cm) genomen bij verschillende lood-emitterende bronnen. De bodems werden gezeefd voor de bepaling van verschillende fracties en voor het uitvoeren van de resuspensiestudies (kleinste fractie < 38 µm; grootste fractie > 300 µm). De resultaten van het gehalte lood in bodem, lood in resulterend PM<sub>10</sub>-stof en de aanrijfingsfactoren zijn opgenomen in Tabel 68.

locatie	$d_g$ ( $\mu\text{m}$ )	$\text{Pb}_{\text{bodem}}$ (mg/kg)	$\text{Pb}_{\text{PM}_{10}}$ (mg/kg)	$\text{EF}_{\text{bodem}}$	$\text{EF}_{\text{PM}_{10}/\text{bodem}}$
glasproductie	344	65,2	544	2,43	8,31
perlietmijn	41,2	99,5	110	1,28	1,10
borax-verwerking	89,4	66,3	118	1,42	1,74
loodsmelter	197	636	2283	1,12	3,03
zandstralen	81,1	132	184	1,55	1,34
straatkant	285,1	135	79,5	7,83	1,31

$d_g$ : mediane partikeldiameter;  $\text{EF}_{\text{bodem}}$ : aanrijksfactor voor lood tussen fractie < 38  $\mu\text{m}$  en > 38  $\mu\text{m}$ ;  $\text{EF}_{\text{PM}_{10}/\text{bodem}}$ : aanrijksfactor voor lood tussen  $\text{PM}_{10}$  en bodem

**Tabel 68: Lood-concentraties in bodem en afgeleid  $\text{PM}_{10}$ -stof en aanrijksfactoren (uit Young et al. 2002)**

Uit deze studie blijkt dat er, in dat geval voor lood, een mogelijkheid bestaat dat de lood-concentraties in  $\text{PM}_{10}$  hoger zijn dan in de bodem (als totaal < 2 mm geanalyseerd). De concentratie in  $\text{PM}_{10}$  wordt beïnvloed door de verschillende korrelgrootte-fracties zoals weergegeven in Figuur 52. Men kan dus niet volstaan met een analyse uit te voeren op de fijne fractie in bodem om een schatting te maken van de concentratie in zwevend stof.

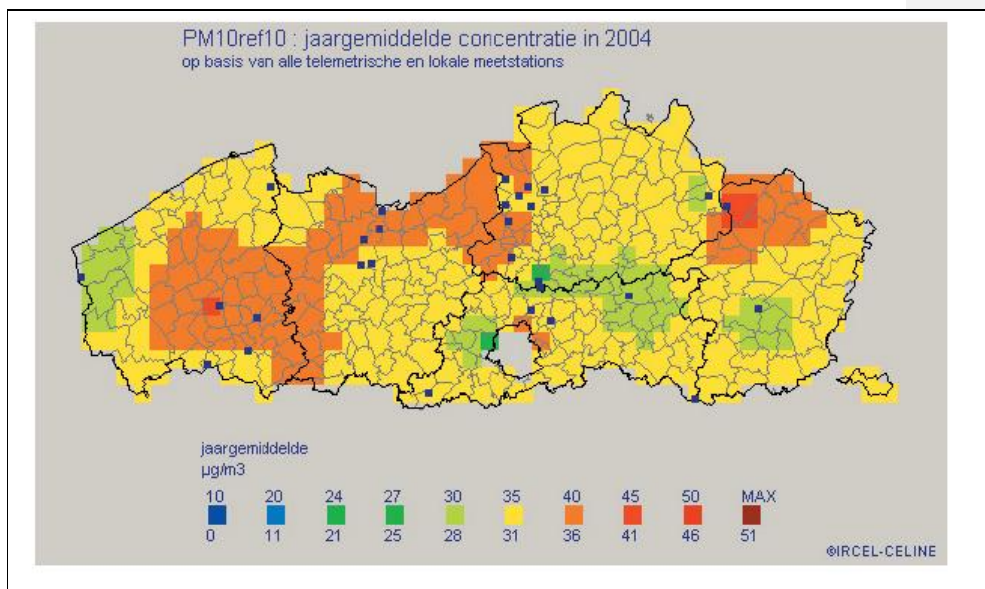


**Figuur 52: Aandeel van de verschillende bodemfracties in het lood-gehalte van  $\text{PM}_{10}$ -stof (uit Young et al. 2004)**

### 3. Conclusie en voorstel voor berekening

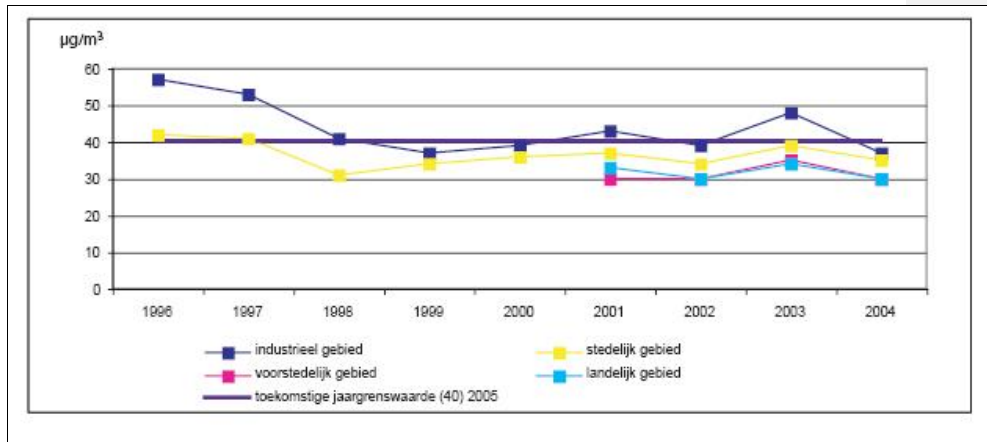
Uit het overzicht van studies blijkt dat het geschat gehalte bodem (of minerale bestanddelen) in zwevend stof voor Centraal-Europa ligt tussen 10 en 15 %. Er wordt voorgesteld om voor de risicobeoordeling in het kader van het Convenant de waarde van **15 %** te hanteren.

Deze waarde moet nog gekoppeld worden aan het gehalte zwevend stof in Vlaanderen. Dit kan gebeuren aan de hand van de metingen van VMM voor het jaar 2004. De geïnterpoleerde concentraties voor Vlaanderen zijn opgenomen in Figuur 53. De hoge concentraties in Lommel en omgeving zijn het gevolg van de toen plaatsvindende saneringsprojecten en niet representatief voor de normale situatie.



**Figuur 53: Jaargemiddelde PM<sub>10</sub>-concentratie in Vlaanderen in 2004 (uit VMM 2005)**

De evolutie van het PM<sub>10</sub>-stof in Vlaanderen is weergegeven in Figuur 54.



**Figuur 54: Evolutie van het jaargemiddelde PM<sub>10</sub>-gehalte in Vlaanderen per gebied (uit VMM 2005)**

Op basis van deze informatie stellen we voor met een jaargemiddelde PM<sub>10</sub>-concentratie van **35 µg/m<sup>3</sup>** te werken.

De informatie met betrekking tot de aanrijking tussen bodem en bodemgerelateerd PM<sub>10</sub> is ontoereikend. Er wordt voorgesteld een aanrijdingsfactor **2** te hanteren; deze is evenwel vrij arbitrair.

De concentratie van de metalen in PM<sub>10</sub>-stof, als gevolg van bodemresuspensie, berekend als:

$$C_M^{PM_{10}} = C_M^{bodem} * f_{aanrijking} * f_{bodem} * PM_{10} * 10^{-6}$$

met:

$C_M^{PM_{10}}$	concentratie metaal van bodemherkomst op PM <sub>10</sub> in lucht [µg/m <sup>3</sup> ]
$C_M^{bodem}$	concentratie metaal in bodem [mg/kg]
$f_{aanrijking}$	aanrijdingsfactor voor concentratie tussen bodem en PM <sub>10</sub> , waarde 2
[ - ]	
$f_{bodem}$	fractie bodem in PM <sub>10</sub> , waarde 0,15 [ - ]
$PM_{10}$	concentratie PM <sub>10</sub> , waarde 35 [µg/m <sup>3</sup> ]

#### 4. Referenties

Almeida, S.M., Prio, C.A., Freitas, M.C., et al. (2005). Source apportionment of fine and coarse particulate matter in a sub-urban area at the Western European Coast, *Atmospheric Environment*, 39, 3127-3138.

Putaud, J.P., Raes, F., Van Dingenen, R. et al. (2004). A European aerosol phenomenology – 2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe, *Atmospheric Environment*, 38, 2579-2595.

Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C.R., et al. (2004). Speciation and origing of PM10 and PM2.5 in selected European cities, *Atmospheric Environment*, 38, 6547-6555.

Van Grieken, R., de Hoog J., Stranger, M. et al. (2001). Chemische karakterisatie van aërosolen. LUC/99/219.

VMM (2005). Luchtkwaliteit in het Vlaamse Gewest. Jaarverslag Immissiemeetnetten - kalenderjaar 2004 en meteorologisch jaar 2004-2005, VMM, Erembodegem.

Young, T.M., Heeraman, D.A., Sirin, G., Ashbaugh, L.L. (2002). Resuspension of soil as a source of airborne lead near industrial facilities and highways, *Environmental Science and Technology*, 36, 2484-2490.



## Bijlage 3: Uitgewerkte bioconcentratiefactoren

De waarden betreffen medianen en zijn uitgedrukt op droge stof basis

### Arseen

Herziening normering zware metalen Vlaanderen (Bierkens et al., 2007c)

Groente	BCF	
Aardappelen	0,003	
wortel- en knolgewassen		
Wortelen	$\log BCF_{\text{wortelen}} =$	$0,57 - (0,66 \times \log As_{\text{tot}}) - (0,49 \times \log Fe)$
Radijs	0,12	
schorseneer	-	
Bolgewassen		
Uien	0,016	
Prei	$\log BCF_{\text{prei}} =$	$-3,05 - (0,54 \times \log As_{\text{tot}}) + (0,73 \times \log Al)$
Vruchtgewassen		
Tomaat	0,003	
komkommer	0,003	
Kolen		
Bloemkool	0,003	
Spruitjes	0,011	
Bladgroenten		
Sla	$\log BCF_{\text{sla}} =$	$-0,31 - (0,73 \times \log As_{\text{tot}})$
Veldsla	0,033	
Andijvie	0,033	
Spinazie	$\log BCF_{\text{spinazie}} =$	$-3,36 - (1,1 \times \log As_{\text{tot}}) + (0,99 \times \log P_{\text{tot}})$
Witloof	0,011	
Selder/ selderie	$\log BCF_{\text{selder(ie)}} =$	$1,08 - (0,54 \times \log As_{\text{tot}}) - (0,56 \times \log Fe)$
Peulvruchten		
Bonen	0,003	
Erwten	0,003	

Herziening van CSOIL (Versluijs & Otte, 2001)

Aardappelen:  $0,063 / (15 + 0,4 \%OM + 0,4 \%klei)$  (geometrisch gemiddelde van BCF, gecorrigeerd op basis van bodemtypecorrectie; plant – bodem relatie niet significant)

Wortelen:  $\log C_{\text{groente}} = -0,93 + 0,32 \log As_{\text{bodem}} + 0,01 \text{ pH} + 0,11 \log \%OC - 0,11 \%klei$

Spinazie:  $1,41 / (15 + 0,4 \%OM + 0,4 \%klei)$  (geometrisch gemiddelde van BCF, gecorrigeerd op basis van bodemtypecorrectie; plant – bodem relatie niet significant)

## Cadmium

### Herziening normering zware metalen Vlaanderen (Bierkens et al., 2007b)

Groente	BCF
Aardappelen wortel- knolgewassen	Log BCF = -0,5 – 0,05 pH-KCl – 0,73 log Cd <sub>bodem</sub>
Wortelen	Log BCF = 0,43 – 0,12 pH-KCl – 0,51 log Cd <sub>bodem</sub>
Radijs	0,27
Schorseneer	Log BCF = 1,4 – 0,32 pH-KCl – 0,58 log Cd <sub>bodem</sub>
Bolgewassen	
Uien	0,29
Prei	Log BCF = 1,18 – 0,25 pH-KCl – 0,42 log Cd <sub>bodem</sub>
Vruchtgewassen	
Tomaat	Log BCF = -0,16 – 0,06 pH-KCl – 0,66 log Cd <sub>bodem</sub>
Komkommer	Log BCF = -0,86 – 0,26 log Cd <sub>bodem</sub>
Kolen	
Bloemkool	0,068
Spruitjes	0,022
Bladgroenten	
Sla	Log BCF = 1,06 – 0,14 pH-KCl – 0,4 log Cd <sub>bodem</sub>
Veldsla	1,042
Andijvie	Log BCF = 1,99 – 0,32 pH-KCl – 0,42 log Cd <sub>bodem</sub>
Spinazie	Log BCF = 0,53 – 0,06 pH-KCl – 0,37 log Cd <sub>bodem</sub>
Witloof	0,326
Selder/ selderie	Log BCF = 1,07 – 0,13 pH-KCl – 0,43 log Cd <sub>bodem</sub>
Peulvruchten	
Bonen	Log BCF = 0,43 – 0,34 pH-KCl + 0,24 log Cd <sub>bodem</sub>
Erwten	0,032

### Herziening van CSOIL (Swartjes et al., 2007)

Aardappel: – 0,27 log%OC	$\log C_{\text{groente}} = -0,86 + 0,36 \log Cd_{\text{bodem}} + 0,06 \text{ pH} - 0,13 \log\% \text{klei}$
Andijvie: log%OC	$\log C_{\text{groente}} = 0,42 \log Cd_{\text{bodem}} - 0,1 \text{ pH} + 0,1 \log\% \text{klei} + 0,3$
Boerenkool: 0,4 log%OC	$\log C_{\text{groente}} = 1,0 + 0,39 \log Cd_{\text{bodem}} - 0,14 \text{ pH} - 0,50 \log\% \text{klei} -$
Bonen:	0,28 / (0,4 + 0,021 %OM + 0,007 log%klei) (geometrisch gemiddelde van BCF, gecorrigeerd op basis van bodemtypecorrectie; plant – bodem relatie niet significant)
Prei:	$\log C_{\text{groente}} = 0,70 + 0,31 \log Cd_{\text{bodem}} - 0,20 \text{ pH} - 0,29 \log\% \text{klei}$
Radijs:	$\log C_{\text{groente}} = 0,12 \log Cd_{\text{bodem}} - 0,32 \text{ pH}$
Rode bieten: 0,8 log%OC	$\log C_{\text{groente}} = 1,9 + 0,37 \log Cd_{\text{bodem}} - 0,18 \text{ pH} - 0,3 \log\% \text{klei} -$

Rode en witte kool:  $0,19 / (0,4 + 0,021 \%OM + 0,007 \log\%klei)$  (geometrisch gemiddelde van BCF, gecorrigeerd op basis van bodemtypecorrectie; plant – bodem relatie niet significant)

Sla:  $\log C_{groente} = 1,0 + 0,28 \log Cd_{bodem} - 0,18 \text{ pH} - 0,19 \log\%klei + 0,16 \log\%OC$

Spinazie:  $\log C_{groente} = 1,3 + 0,28 \log Cd_{bodem} - 0,22 \text{ pH} - 0,64 \log\%klei + 0,37 \log\%OC$

Tomaten: Geen data (data niet betrouwbaar)

Wortelen:  $\log C_{groente} = 0,74 + 0,45 \log Cd_{bodem} - 0,16 \text{ pH} + 0,2 \log\%klei + 0,09 \log\%OC$

## Lood

Herziening normering zware metalen Vlaanderen (Bierkens et al., 2007a)

Groente	BCF
Aardappelen wortel- knolgewassen	en $\text{Log BCF} = -1,09 - 0,84 \log Pb_{bodem}$
Wortelen	$\text{Log BCF} = 0,36 - 0,23 \text{ pH} - 0,61 \log Pb_{bodem}$
Radijs	0,012
Schorseneer	-
Bolgewassen	
Uien	0,00475
Prei	0,00475
Vruchtgewassen	
Tomaat	0,003
Komkommer	0,003
Kolen	
Bloemkool	0,003
Spruitjes	0,0032
Bladgroenten	
Sla	$\text{Log } Pb_{plant} = -0,9 + 0,68 \log Pb_{bodem}$
Veldsla	0,0095
Andijvie	0,0095
Spinazie	0,0095
Witloof	0,0032
Selder/ selderie	$\text{Log } Pb_{plant} = -1,23 + 0,84 \log Pb_{bodem}$
Peulvruchten	
Bonen	0,006
Erwten	0,003

Herziening van CSOIL (Versluijs & Otte, 2001; Swartjes et al., 2007)

Aardappel: - 0,50 log%klei	$\log C_{\text{groente}} = -2,0 + 0,67 \log P_{\text{bodem}} + 0,12 \text{ pH} - 0,02 \log\% \text{OC}$
Andijvie: 0,8 log%klei	$\log C_{\text{groente}} = 1,9 + 0,52 \log P_{\text{bodem}} - 0,17 \text{ pH} - 0,68 \log\% \text{OC}$
Boerenkool: 0,65 log%klei	$\log C_{\text{groente}} = 2,0 + 0,29 \log P_{\text{bodem}} - 0,11 \text{ pH} - 0,62 \log\% \text{OC}$
Bonen:	$\log C_{\text{groente}} = 3,2 - 0,1 \log P_{\text{bodem}} - 0,2 \text{ pH} - 5,3 \log\% \text{OC}$
Prei: 0,57 log%klei	$\log C_{\text{groente}} = 0,8 + 0,5 \log P_{\text{bodem}} - 0,12 \text{ pH} - 0,61 \log\% \text{OC}$
Radijs:	10,2 / (50 + %OM + %klei) (geometrisch gemiddelde van BCF, gecorrigeerd op basis van bodemtypecorrectie; plant – bodem relatie niet significant)
Rode bieten: 1,2 log%klei	$\log C_{\text{groente}} = 0,5 + 0,75 \log P_{\text{bodem}} - 0,08 \text{ pH} - 0,64 \log\% \text{OC}$
Rode en witte kool: log%klei	$\log C_{\text{groente}} = 7 + 0,6 \log P_{\text{bodem}} - 0,3 \text{ pH} - 3,1 \log\% \text{OC}$
Sla: 0,19 log%klei	$\log C_{\text{groente}} = -0,6 + 0,9 \log P_{\text{bodem}} - 0,07 \text{ pH} - 0,34 \log\% \text{OC}$
Spinazie: 0,23 log%klei	$\log C_{\text{groente}} = -0,12 + 0,36 \log P_{\text{bodem}} - 0,03 \text{ pH} + 0,25 \log\% \text{OC}$
Tomaten:	0.73 / (50 + %OM + %klei) (geometrisch gemiddelde van BCF, gecorrigeerd op basis van bodemtypecorrectie; plant – bodem relatie niet significant)
Uien:	0,66 / (50 + %OM + %klei) (geometrisch gemiddelde van BCF, gecorrigeerd op basis van bodemtypecorrectie; plant – bodem relatie niet significant)
Wortelen: 0,03 log%klei	$\log C_{\text{groente}} = -0,64 + 0,56 \log P_{\text{bodem}} - 0,04 \text{ pH} - 0,16 \log\% \text{OC}$

## Bijlage 4: Separate waarden voor arseenconcentraties in gewassen als basis voor de vaste arseenconcentratie in gewassen

Data "Vlaamse Kempen" (meetcampagne bodem en gewassen 2005 en BeNeKempen meetcampagne bodem en gewassen 2006')

aardappel:	
aantal:	7,000
gemm.	0,047
st dev	0,019
RSD/100	0,401
50 perc	0,040
80 perc	0,040
90 perc	0,060
spinazie	
aantal:	1,000
gemm.	0,130
st dev	0,000
RSD/100	
50 perc	0,130
80 perc	0,130
90 perc	0,130
overigen:	
aantal:	43,000
gemm.	0,123
st dev	0,086
RSD/100	0,699
50 perc	0,110
80 perc	0,184
90 perc	0,258

Data "Nederland" (dataset Alterra)

aardappel:	
aantal:	93,000
gemm.	0,063
St dev	0,043
RSD/100	0,680
50 perc	0,045
80 perc	0,098
90 perc	0,120
spinazie	
aantal:	82,000
gemm.	0,172
St dev	0,056
RSD/100	0,324
50 perc	0,170
80 perc	0,218
90 perc	0,240
kassla:	
aantal:	75,000
gemm.	0,248
st dev	0,382

	RSD/100	1,541
	50 perc	0,170
	80 perc	0,304
	90 perc	0,356
komkommer:	aantal:	40,000
	gemm.	0,817
	st dev	0,569
	RSD/100	0,697
	50 perc	0,685
	80 perc	1,182
	90 perc	1,525
tomaat	aantal:	40,000
	Gemm.	0,012
	st dev	0,008
	RSD/100	0,690
	50 perc	0,011
	80 perc	0,017
	90 perc	0,019

Data "internationaal" (RIVM plant – bodem dataset)

aardappels:	aantal:	90,000
	gemm.	0,064
	st dev	0,043
	RSD/100	0,674
	50 perc	0,047
	80 perc	0,102
	90 perc	0,120
spinazie:	aantal:	80,000
	gemm.	0,171
	st dev	0,056
	RSD/100	0,329
	50 perc	0,170
	80 perc	0,220
	90 perc	0,240
overigen:	aantal:	518,000
	gemm.	0,191
	st dev	0,219
	RSD/100	1,148
	50 perc	0,120
	80 perc	0,290
	90 perc	0,440

Data "Reppel" (Lisec, 1987) (uitsluiting punt 8)

selder:

aantal:	39
gemm.	0,61
st dev	0,52
RSD/100	0,66
50 perc	0,67
80 perc	1,3
90 perc	1,57

spinazie:

aantal:	25
gemm.	0,34
st dev	0,25
RSD/100	0,60
50 perc	0,37
80 perc	0,68
90 perc	0,75

sla:

aantal:	29
gemm.	0,67
st dev	1,44
RSD/100	1,20
50 perc	0,74
80 perc	1,88
90 perc	3,33

wortelen:

aantal:	45
gemm.	0,22
st dev	0,19
RSD/100	0,71
50 perc	0,2
80 perc	0,36
90 perc	0,41

prei:

aantal:	34
gemm.	0,47
st dev	0,67
RSD/100	1,00
50 perc	0,43
80 perc	0,92
90 perc	1,14

## Bijlage 5: Nadere informatie over nader onderzoek “grondingestie”

Er zijn een tweetal type studies mogelijk: theoretische studie:

- analyse beschikbare studies in licht van studie-omstandigheden;
- analyse “realiteitszin” voorgestelde waarden (bijvoorbeeld: ingestie versus stofbelading);
- analyse loodstudies waarin experimentele relaties lood in bloed versus lood in bodem/stof;
- biomonitoringonderzoek:
  - kinderen;
  - lood (ook arseen?) in bloed (urine voor arseen?), lood (arsen?)/stof op handen, lood (arsen?)in omgevingen waar kind speelt;
  - onderscheid regio's (landelijk, dichtbebouwd)

Voor volwassenen zijn de schattingen ook zeer onzeker, maar vaak minder kritisch naar al dan niet risico. Een gelijkwaardig luik zou in de biomonitoring kunnen opgenomen worden. Data in de literatuur ontbreken om betere schattingen te bekomen.

Verder is er nog onzekerheid over de locatiespecifieke biobeschikbaarheid van arseen en lood in bodem. Metingen van biotoegankelijkheid zijn door RIVM uitgevoerd op bodems en zinkassen (gedefinieerd als respectievelijk de fractie < 2 mm en > 2 mm, dus niet eenduidig bodem of assen), en met een afwijkend protocol. Verder is er nog onzekerheid met betrekking tot de validatie van de metingen op arseen en is de wijze van toepassing van de testresultaten nog niet uitgeklaard tussen Nederland en Vlaanderen (met name de toepassing van een factor op de resultaten van de testen).